

JTI-rapport

Lantbruk & Industri

372

Flöden av kväve och fosfor på stora mjölkgårdar med olika betessystem

Litteraturstudie – Beräkningar – Riskbedömning

Eva Salomon, Martin Sundberg,
Eva Spörndly, Cecilia Lindahl,
Kristina Lindgren, Alf Gustavsson



JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik

2008

Flöden av kväve och fosfor på stora mjölkgårdar med olika betessystem

Litteraturstudie – Beräkningar – Riskbedömning

*Flows of nitrogen and phosphorus on large dairy farms
with different grazing systems*

Literature review – Calculations – Risk assessment

Eva Salomon, Martin Sundberg, Eva Spörndly,
Cecilia Lindahl, Kristina Lindgren, Alf Gustavsson

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning.....	7
Summary.....	8
Beteskrav för mjölkkor i Sverige.....	9
Litteraturgenomgång.....	9
Uthålliga betessystem.....	9
Mjölkkons hälsa och välfärd.....	11
Växtnäringsens kretslopp på gårdar med mjölkproduktion.....	12
Mjölkkons kväveutnyttjande på betet – risk för kväveförluster.....	13
Förluster av ammoniak från träck och urin på bete.....	14
Utlakning av kväve från betesmark.....	15
Förluster av lustgas från betesmark.....	17
Förluster av fosfor.....	18
Utsläpp av metan.....	20
Växtnäringsbalanser – ett verktyg för att bedöma risken för växtnäringsförluster.....	21
Syfte.....	21
Material och metoder.....	22
Gårdar med mjölkproduktion.....	22
Avgränsningar.....	23
Foderstater.....	23
Mjölk.....	24
Tillväxt och dräktighet.....	25
Gödsel.....	25
Slåttervall.....	25
Bete.....	26
Vårkorn.....	26
Halm.....	26
Arealbehov.....	26
Växternas kväveförsörjning.....	27
Beräkningsmetoder.....	28
Gård.....	28
Stall.....	28
Åker.....	28
Bete.....	28
Drivningsgata.....	29

Resultat	29
Gård.....	29
Stall	30
Fält.....	31
Drivningsgata	32
Totala ammoniakförluster	32
Känslighetsanalys – kväveverkan från urin på bete.....	33
Resultat.....	34
Diskussion.....	34
Övergripande systemjämförelse.....	34
Gård.....	36
Stall	37
Fält.....	38
Drivningsgata	39
Totala ammoniakförluster	41
Känslighetsanalys – kväveverkan från urin på bete	42
Kväveförluster genom utlakning och lustgas från betesmark	42
Kritiska delar i betessystem	43
Slutsatser.....	45
Referenser	46
Personliga meddelanden.....	55

Förord

Betesdrift kan vara ett effektivt och resurssnålt system för mjölkkor. Bonden slipper kostnader och sparar arbetstid för de arbetsmoment och investeringar som är knutna till grovfoder- och stallgödselhanteringen. Att beta är det mest naturliga sättet för kor att äta, och betesgång främjar mjölkornas hälsa och välfärd. Mjölproduktion med betesdrift är också ett starkt varumärke för svensk mjölk.

Trenden i västra Europa är dock ett minskande intresse för att hålla mjölkkor på bete. En orsak är att när besättningsstorleken ökar och betesarealen samt lokalisering av betet är densamma på gården så uppstår lätt problem såsom sämre betesutnyttjande och mer upptrampad mark. Utökas betesarealen så kan transportsträckorna för kon bli längre mellan bete och stall vid mjölkning. En annan orsak är att automatiska mjölkningssystem blir allt vanligare och bonden kan uppleva det som svårt att kombinera dessa nya mjölkningssystem med betesdrift.

En tredje orsak till att betessystem ifrågasätts är att det kan ske stora förluster av främst kväve men också fosfor med negativ miljöpåverkan som följd. I Nederländerna har kraven på ett mer miljövänligt jordbruk lett till att den intensiva mjölkproduktionen fokuserat på en mer kontrollerad utfodring och en gödselhantering som ger låga ammoniakemissioner. För att svara upp mot de hårdare miljökraven har konsekvensen blivit färre kor på bete. Ny hantering och teknik för att minska kväveförlusterna från gödsel förbättrar möjligheterna att kontrollera kvävet på gårdar med stora djurbesättningar men är dyra lösningar.

I den föreliggande rapporten har det övergripande syftet varit att ta fram ett underlag till Statens Jordbruksverk för att identifiera fortsatt arbete när det gäller att minska kväve- och fosforförlusterna från stora mjölkgårdar med bete. Uppdraget har finansierats av Statens Jordbruksverk.

Författarna vill också tacka Rolf Spörndly på SLU i Uppsala för värdefull hjälp med att beräkna foderstater.

Uppsala i september 2008

Lennart Nelson

VD för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

Betesdrift för mjölkkor har flera fördelar; det kan vara ett effektivt och resurssnålt system samtidigt som det främjar såväl hälsa som välfärd hos djuren. Med ökad besättningsstorlek uppstår dock lätt problem med sämre betesutnyttjande, upp-trampad mark och långa transportsträckor för korna till och från mjölkning. Det kan också bli svårare att styra/kontrollera flödena av kväve och fosfor på gården så att inte stora överskott uppstår på vissa ytor.

Syftet med detta arbete har varit att beskriva och kvantifiera flödena av kväve och fosfor på stora mjölkgårdar med olika betesstrategier, och utifrån detta belysa vilka risker för negativ miljöpåverkan som föreligger med avseende på kväve- och fosforförluster ut ur systemen.

För att få en bra och aktuell bild av problemområdet gjordes först en genomgång av relevant litteratur. Därefter har beräkningar utförts för fyra fiktiva gårdar med en besättningsstorlek på 300 kor, representerande följande fyra system:

Inne. Korna står inne året om och har ingen tillgång till bete. Detta är inte i enlighet med svensk lagstiftning, men alternativet har ändå tagits med som jämförelse.

Rastbete. Under 6 tim/dygn har korna tillgång till ett permanent rastbete direkt utanför stallet under tre sommarmånader. Gården uppfyller beteskravets miniminivå, och en mycket liten del av grovfodret kommer från betet.

Produktionsbete a och b. Korna går på bete under fyra sommarmånader, och en stor andel av grovfodret utgörs av bete. Betet sker dels på permanenta beten, dels på slättervall efter förstaskörd. Mellan stall och bete finns anlagda drivningsgator. I *Produktionsbete a* har korna tillgång till betet dagtid mellan två mjölkningar, 8 tim/dygn. Korna i *Produktionsbete b* har förutom den tid som åtgår till mjölkning tillgång till betet under hela dygnet, 18 tim/dygn.

Resultaten visade att mycket höga belastningar av kväve och fosfor uppstod på de anlagda drivningsgatorna. Tekniska/biologiska metoder för att samla upp eller adsorbera detta överskott behöver utvecklas.

Med ökad tid på bete, minskade de totala kväveförlusterna på gårdsnivå i form av ammoniakavgång, från 10,1 ton/år i system *Inne* till 7,4 ton/år i *Produktionsbete b*. På grund av att ingen växtnäringseffekt från kväve i urin på bete tillgodoräknats i grundscenariot, blev kväveöverskottet på gårdsnivå större i de båda systemen med produktionsbete. Detsamma gäller fältbalansen för gårdarnas odlingsareal som helhet, där kväveöverskottet var 9 kg/ha för systemen *Inne* och *Rastbete*, medan det för systemen *Produktionsbete a* och *b* låg på 18 respektive 33 kg/ha. Risken för kväveförluster i form av utlakning och lustgas var därför större i systemen med produktionsbete än i innesystemet och systemet med rastbete.

I en känslighetsanalys undersöktes effekten av att inkludera kväveverkan från urin på bete. Då minskade risken för kväveförluster i form av utlakning och lustgas i systemen med produktionsbete betydligt, samtidigt som också behovet av handelsgödsel på de betade ytorna reducerades med ca 40 %. Kunskapen om lämpliga gödslingsstrategier på produktionsbeten är bristfällig och behöver förbättras.

Lägsta risken för fosforförluster erhöles i system *Inne* där all gödsel samlas upp i stallet. Kunskapen om förluster av fosfor är dock otillräcklig.

Summary

A grazing system for dairy cattle has the advantages of being resource-efficient and beneficial to animal health and welfare. However problems can arise with increasing herd size on the farm, such as decreased access to grazing, larger areas of trampled ground and longer distances between grazing areas and the milking parlour. The risk of high point loads of dung, urine, nitrogen (N) and phosphorus (P) on certain areas within the farm can also increase.

The aims of this project were to describe and quantify flows of N and P on 300-cow dairy farms with different grazing strategies, and to identify potential risks for negative environmental impacts regarding N and P losses.

The project began with a review of the relevant literature. Calculations were then drawn up for four theoretical farms, each with a different grazing strategy representing the following systems:

1) Indoor. The dairy cows are indoors all the year around and have no access to grazing. This is prohibited under Swedish law, but the system was included for comparison.

2) Pasture for exercise. The dairy cows have access to permanent pasture just outside the house during 6 of every 24 hours for 3 months of the grazing period. This system meets the minimum requirements according to Swedish law. The pasture has low herbage production.

3, 4) Pasture with herbage production, a and b. The dairy cattle graze during 4 months of the year and a large proportion of forage intake is through grazing. The grazing areas are partly permanent pasture and partly forage ley after first harvest. In the assessment, the surface of the ground where the dairy cows walked between the house and the grazing areas was assumed to be stabilised with a polymer grid to avoid trampled and muddy conditions and to promote fast and smooth traffic. Furthermore, the dairy cows had access to grazing **(a)** for 8 hours during the day; or **(b)** between milkings, corresponding to 18 hours during the day and night.

Point loads of N and P proved to be very high on the stabilised walkway between house and grazing area. There is thus a need for technical and biological solutions that can collect or adsorb faeces and urine on such stabilised pathways.

With increasing time of grazing, total ammonia emissions on farm level decreased from 10.1 tonnes/year in the indoor system to 7.4 tonnes/year in the (b) system with pasture and herbage production.

Because the fertilising effect of N in urine on herbage production was not accounted for in the basic scenario calculations, the N surplus on farm level was larger in the a and b systems with pasture and herbage production. At field level the a and b systems also had a larger N surplus, corresponding to 18 and 33 kg N/ha, compared with the indoor and pasture for exercise systems, which had an N surplus of 9 kg N/ha. The risk of N leaching and nitrous oxide emissions was thus higher in the pasture systems with herbage production.

The effect of including the fertiliser effect of N in urine on herbage production was investigated in a sensitivity analysis and the results showed that the amount of commercial N fertilisers on grazing areas could be reduced by 40%. With a lower N surplus on grazing areas, the risk of N losses decreased. However, there is a lack of knowledge concerning efficient fertilising strategies for N on pastures with herbage production.

Regarding P, our assessment was that the lowest risk of P losses was in the indoor system, where all manure is collected in the house, stored and spread during the growing season. However, there is a lack of knowledge concerning P losses from grazing systems.

Beteskrav för mjölkkor i Sverige

Beteskravet för mjölkkor regleras i 10 § Djurskyddsförordningen (1988:539) samt i Djurskyddsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (DFS 2007:5) om djurhållning inom lantbruket m.m. I korthet säger lagstiftningen följande:

- Mjölkkande kor ska ha tillgång till betesmarken under minst sex timmar per dygn.
- Betesperioden ska vara sammanhängande under perioden 1 maj – 15 oktober med en varaktighet från minst två månader i norra Sverige upp till minst fyra månader i södra Sverige.
- Mjölkkorna kan få hållas inne, till exempel dagar med onormal väderlek, som skydd mot allvarliga insektsangrepp eller omedelbar fara för rovdjursangrepp.
- Djurbeläggningen får inte vara högre än att ett växttäckte behålls på minst 80 procent av arealen i betesfällan.
- Djurtätheten bör inte vara högre än:
 - 7 mjölkkor per hektar vid 2 månaders bete
 - 6 mjölkkor per hektar vid 3 månaders bete
 - 5 mjölkkor per hektar vid 4 månaders bete

Vid bete enbart del av dygn kan djurtätheten ökas i motsvarande grad.

Litteraturgenomgång

Uthålliga betessystem

Betesdrift kan vara ett effektivt och resurssnålt system som förser korna med foder. Lantbrukaren kan minska kostnader och spara arbetstid för de arbetsmoment och investeringar som är knutna till grovfoder- och stallgödselhantering. Korna har möjlighet att äta selektivt på ett bete och speciellt på blandvallar. Detta kan leda till högre konsumtion vilket kan resultera i högre mjölkproduktion (Mannetje, 2000). Betessystem kräver dock en god planering för att nå en bra balans mellan hög mjölkproduktion och ett bra betesutnyttjande (Van den Pol-van Dasselaar m.fl., 2008). Enligt Hodgson (1990) ligger ofta produktionsnivåerna långt under vad som är teoretiskt möjligt med betesbaserad mjölkproduktion.

Generellt är betessystem mer ekonomiskt attraktivt än inomhussystem för mjölkproduktion. I Nederländerna gav betessystem 0,5-2,0 euro mer för varje 100 kg producerad mjölk, än inomhussystem (de Haan m.fl., 2005). På mycket stora och intensiva mjölkgårdar (>20 000 kg mjölk/ha) kan inomhussystem med skörd av allt grovfoder vara ekonomiskt intressant. Vinsten minskar dock med hur mycket extra arbetstid som behövs, jämfört med arbetstid i ett betessystem (Van den Polvan Dasselaar m.fl., 2008). Det finns också detaljerade ekonomiska studier av betessystem, t ex konkluderade Storm (2001) att betessystem som kombinerades med majsensilage var det bästa ekonomiska alternativet. En beräkning skattade att med tidigt betessläpp på Irland ökade vinsten med 2,70 euro/ko och dag för varje extra betesdag på grund av bättre betesutnyttjande och lägre foderkostnader (Kennedy m.fl., 2005).

Det finns studier som ger kunskap om vilka faktorer som är viktiga i ett uthålligt betessystem. En svensk studie genomfördes på 5 mjölkgårdar i Skaraborg med 27-44 mjölkkor i besättningen (Magnusson och Landfeldt, 1991). Först kartlades befintlig betesstrategi och därefter upprättades planer med lantbrukarna för betesdriften där vissa förändringar av skötsel, avbetningsintervall, fällindelning och tillskottsutfodring gjordes. I början av betessäsongen användes permanenta betesvallar på åkermark och i slutet av säsongen betades återväxten på slåttervallar. Resultaten visade att betesplaneringen var viktig och då handlade det om att planera en strikt betesrotation med tidigt betessläpp, att tillföra handelsgödselkväve för varje avbetning samt att putsa betena några gånger per betessäsong. Betesplaneringen gav en bättre anpassad beläggningsgrad, vilket gynnade kornas betesintag samt mjölkproduktionen. Lantbrukarna konstaterade också att insatserna för betesplaneringen var små. Mest handlade det om att 'tänka efter före'. Ett väl fungerande rotationsbete krävde 7-10 betesfällor. I början av sommaren kunde djurtätheten vara 4-6 kor/ha med 14 dagars betesintervall/fälla. I slutet av sommaren kunde djurtätheten vara 2-3 kor/ha med 28 dagars betesintervall/fälla. Totalt använde sig gårdarna av 6 avbetningar. I början av sommaren var beteskonsumtionen 11-12 kg ts/ko och dag, i juli var beteskonsumtionen 10 kg ts/ko och dag och i augusti var den 8 kg ts/ko och dag. Den totala mängden konsumerat bete per ko och betesperiod var 1 200-1 240 kg ts. Betets andel av kornas totala energibehov var 21-22 % räknat på hela året samt 40 % under betesperioden.

I ett flerårigt betessystem på Nya Zeeland testades och utvärderades effekten av fem stigande djurtätheter (2.2, 2.7, 3.1, 3.7 och 4.3 kor/ha) på bl.a. betesavkastning samt mjölkproduktion (Macdonald m.fl., 2008). Korna fick hela foderbehovet via bete. Betesavkastningen samt beteskvaliteten tenderade att öka linjärt med ökad djurtäthet, vilket kompenenserade för att betesytan per ko blev mindre med ökande djurtäthet. En orsak till att beteskvaliteten förbättrades med ökad djurtäthet var att stubbhöjden blev lägre och mindre andel förna uppstod. Med ökad djurtäthet minskade mängd producerad mjölk per ko, men mängd producerad mjölk per hektar ökade. Även andra betesstudier har påvisat att mjölkproduktionen per ko minskade men mjölkproduktionen per hektar ökade med ökad djurtäthet på betesytan (Castle m.fl., 1968; Gordon, 1973). Kalvningen behöver vara koncentrerad till början av betessäsongen om korna endast ska livnära sig på bete. Då sammanfaller kons maximala behov av foder och näring med tiden för betets maximala tillväxt (Dillon m.fl., 1995).

Trenden i västra Europa är ett minskande intresse för att hålla mjölkkor på bete. En orsak är att med ökad besättningsstorlek på gården behöver man också utveckla

betesystemet. Att ha för hög djurtäthet på betesyten innebär att djurens betesintag begränsas och alltför många djur per ytenhet kan också leda till problem med upp-trampad mark. Att öka betesarealen kan däremot leda till längre transportsträckor för korna då de ska gå mellan bete och stall vid mjölkning. En annan orsak till att allt färre av Europas mjölkkor går på bete är att automatiska mjölkningssystem blir allt vanligare och många bönder upplever det som svårt att kombinera dessa mjölkningssystem med betesdrift (Parsons och Mottram, 2000; Oudshoorn, 2008). Det finns dock möjligheter att kombinera både betesdrift och automatisk mjölkning (Wiktorsson och Spörndly, 2002). Det pågår också teknisk utveckling av ett mobilt automatiskt mjölkningssystem. Genom att flytta mjölkningseenheten till korna kan korna utnyttja betesareal längre bort från gårdscentrum (Oudshoorn, 2008).

En tredje orsak till att betessystem ifrågasätts är att det kan ske stora förluster av främst kväve men också fosfor med negativ miljöpåverkan som följd. Den viktigaste skillnaden mellan betessystem och inomhussystem är var kons gödsel hamnar, en del på betet eller allt i stallet. Studier har visat att kväveutlakningen (främst NO_3) kan vara stor från betesarealen (Ryden m.fl., 1984) och kväve-emissionerna vid denitrifikation kan vara betydande (Ryden, 1985), vilket kan resultera i relativt stora emissioner av lustgas (N_2O) (Velthof & Oenema, 1997). Å andra sidan kan ammoniakförlusterna (NH_3) bli större i inomhussystem än i betessystem eftersom all gödsel samlas upp, lagras och sprids (Van Duinkerken m.fl., 2005). Emissionerna av koldioxid kan bli större i inomhussystem än i betessystem då mer maskinell utrustning används vid skörd av grovfoder och gödselhantering. Det sker inga direkta förluster av metan från betesarealen. Däremot sker metanförluster från flytgödsellager och dessa ökar då större mängder flytgödsel lagras såsom i inomhussystemet (Van den Pol-van Dasselaar m.fl., 1999).

I denna rapport koncentrerar vi oss på flödet av kväve och fosfor i olika betessystem för mjölkproduktion. Genom att kartlägga flöden av kväve och fosfor på gården, på åkern och på betad areal i de olika betessystemen får vi en bild av om det sker en nettotillförsel eller -bortförsel av kväve och fosfor på gården och de olika arealerna. Detta är en metod för att skatta risken för kväve- och fosforförluster till luft och vatten. Man ska dock vara medveten om att det behövs en mer heltäckande analys av betessystemet för att kunna svara på hur uthålligt det är. Hänsyn behöver då tas till ett flertal faktorer såsom ekonomi, energieffektivitet och sociala förutsättningar samt platsspecifika förutsättningar och begränsningar, t.ex. klimat och jordart (Ten Berge m.fl., 2000; Bos, 2002; Ondersteijn, 2002; Kelm m.fl., 2004; Van Calster, 2005; Oenema m.fl., 2003).

Mjölkkons hälsa och välfärd

I dagens mjölkproduktion är det självklart att ställa höga krav på djurhälsa och välfärd. Det naturliga sättet för gräsätare såsom kor, är att inta föda genom att beta. Med hänsyn till djurens välfärd är betesdrift det mest naturliga sättet att hålla kor (Mannetje, 2000).

Generellt har betesdrift en positiv effekt på kons hälsa. Bete minskar risken för mastit då infektionstrycket är lägre ute än inne. Risken för spentramp är också mindre ute, vilket minskar risken för sår som kan vara inkörsport för bakterier och mastit. Bete bidrar också till en bättre klövhälsa (Smits m.fl., 1992; Somers m.fl., 2005). De relativt hårda golven inomhus ökar risken för att kon får skador på knän

och hasor (Wechsler m.fl., 2000). Likaså är halkrisken högre inomhus än på bete (Telezhenko m.fl., 2004; Van der Tol m.fl., 2005). Betesdrift under varma förhållanden, över 25°C, kan däremot vara negativt för kon och orsaka värmestress (Shearer & Beede, 1990). Hur är då kons hälsa i moderna inhysningssystem, jämfört med betesdrift?

I dansk mjölkproduktion är 70 % av mjölkarna inhysta i lösdrift där de flesta har byggts under 2000-talet. Det har också skett introduktion av ny teknik för automatisk mjölkning, utfodring och övervakning. Den genomsnittliga mjölkproduktionen per ko har ökat och antalet arbetstimmar per ko har minskat (Barrett, 2004). Samtidigt har kodödligheten i danska mjölkbesättningar ökat från cirka 2 % år 1990 till 4 % år 2001 (Thomsen m.fl., 2004). Under senare år har danska mjölkproducenter också uttryckt en ökad oro över en speciell grupp kor, s.k. 'förlorarkor' och vad dessa kan betyda för företaget. Thomsen m.fl. (2007a) gjorde en klinisk undersökning av antalet förlorarkor i 39 danska besättningar. Flera hälsfaktorer ingick och dessa klassificerades i ett poängsystem. De utvärderade också vilka riskfaktorer som kan resultera i en förlorarko. Thomsen m.fl. (2007a) valde ut stora besättningar (> 100 kor) i lösdrift, där lantbrukaren var med i mjölkkontrollen, vilket baserades på antagandet att det var framtidens mjölkproduktionssystem. De faktorer som tydligt påverkade risken för att få en förlorarko i besättningen var konventionell mjölkproduktion med höga celltal, hårt underlag i liggbåsen (betong, gummimattor, gummimadrasser) och inget bete, jämfört med ekologisk mjölkproduktion, mjukt underlag i liggbåsen (halm, sand, spån eller djupströbädd) och betesgång (Thomsen m.fl., 2007b). Tillgången till bete var således en av de viktiga faktorer som minskade risken för att få en förlorarko. Andelen förlorarkor i danska besättningar generellt skattades till 3 % (Thomsen m.fl., 2007a). Faktorer som ledde till förlorarkor gav både sämre djurvälstånd men hade också en klart negativ effekt på lantbrukaren. I genomsnitt mjölkade en förlorarko 0,61 till 2,24 kg ECM mjölk mindre per dag än en icke förlorarko. Lantbrukarna ansåg också att förlorarkor medförde både frustration och mer arbetstid.

Växtnäringens kretslopp på gårdar med mjölkproduktion

Specialiseringen inom jordbrukssektorn ökar i Sverige såväl som i Europa, på bekostnad av de mer 'traditionella' jordbruken med både husdjur och växtodling. Europeiska unionen (EU) definierar blandad jordbruksproduktion som de jordbruk som har mindre än två tredjedelar av sin totala inkomst relaterad till en produktionssektor (EEC, 1985). Konsekvenserna av specialiseringen är bland annat att balansen mellan nötkreatur, vallodling och spannmålsproduktion har brutits. Stallgödselns växtnäring har blivit ojämnt fördelad mellan de olika jordbruksföretagen såväl lokalt som regionalt och nationellt. På specialiserade gårdar med animalieproduktion har växtnäringstillgången i stallgödsel ofta varit större än behovet för den tillgängliga arealen. Detta har lett till oacceptabelt höga kväve- och fosforförluster till luft och vatten. Överskottet av växtnäring på gårdsnivå beror på ett större inflöde av kväve och fosfor med inköpt foder, handelsgödsel och djur än utflödet med försålda animalieprodukter (Oomen m.fl., 1998).

Flera studier på mjölkgårdar och dess flöden och balanser av växtnäring har visat att växtnäringsutnyttjandet kan förbättras avsevärt om mängden kväve och fosfor in till gården reduceras samt om växtnäringen i stallgödseln utnyttjas bättre. Hanteringen av stallgödsel och typ av betessystem är nyckelfaktorer då växtnäringen

i dessa system kan vara svåra att kontrollera (Schröder m.fl., 2003; Oenema m.fl., 2003). På jordbruk med blandad produktion, såsom en mjölkgård, finns också de största mängderna kväve och fosfor inom gården i hemmaproducerat foder och gödsel. Att minska kvävegödslingen per hektar enligt nitratdirektivet (91/676/EEC) kommer inte automatiskt att förbättra kväveutnyttjandet och minska kväveförlusterna på gården. Till exempel så har andelen importerat foder i relation till andelen hemmaproducerat foder en stor påverkan på hur mycket växtnäring som cirkulerar inom mjölkgården. En utmaning för att förbättra utnyttjandet av kväve och fosfor på mjölkgården är att ha bättre kontroll på näringsvärdet i hemmaproducerat foder. Detta skulle minska mängden kväve och fosfor i gödseln (Öborn m.fl., 2003).

I Nederländerna har mjölkproduktionen med intensiva betessystem förändrats drastiskt. Tidigare handlade det om att optimera kvävegivorna med mineral- och stallgödsel för att få hög avkastning på betet. Nu handlar det om att förbättra kväveutnyttjandet på gårdsnivå och bibehålla en god mjölkproduktion. För att svara upp mot kraven på ett mer miljövänligt jordbruk har utvecklingen i Nederländerna gått mot en mer kontrollerad utfodring och en gödselhantering som ger låga ammoniakemissioner. Konsekvensen har blivit färre kor på bete (Oenema m.fl., 2006). Hantering och teknik för att minska ammoniakförlusterna från stall samt lagra gödsel i täta behållare och mylla den direkt vid spridning på åker- och betesmark är visserligen dyra lösningar men förbättrar möjligheterna att kontrollera kvävet på gårdar med stora djurbesättningar.

Mjölkkons kväveutnyttjande på betet – risk för kväveförluster

Om man jämför betesvall med slåttervall är risken för kväveförluster större på betesvall. En orsak är att mjölkkon returnerar 70 % av konsumerat kväve på betet tillbaks till betet med träck och urin (Van Der Meer, 1983). En annan orsak är att vid utfodring av ensilage är det lättare att utifrån kornas behov komponera en foderstat som är balanserad med avseende på förhållandet mellan energi och kväve. Dessutom samlas kons gödsel upp i stallet och kan fördelas till grödor i hela växtföljden. En tredje orsak är att betet ofta har högre och mer varierad kvävekoncentration än ensilage, vilket försvårar möjligheterna att optimera kons kväveintag (Oudshoorn m.fl., 2008). Dessa aspekter resulterar ofta i att kon har ett högre kväveutnyttjande när hon utfodras med ensilage, jämfört med bete.

Kväve i träck, som gödslas på betet, är främst organiskt bundet och antas därför mineraliseras långsamt (Kirchmann, 1991; Haynes och Williams, 1993), vilket minskar risken för kväveförluster. Kväve i urin, som gödslas på betet, hydrolyseras däremot snabbt i jorden och kan därför lättare förloras som ammoniak (Jarvis m.fl., 1989a) eller lakas ur (Ball m.fl., 1979; Thomas m.fl., 1986). En urinfläck på ett bete motsvarar ungefär 0,5 m² och har fått en hög kvävetillförsel. Kvävetillförseln per hektar kan motsvara en mängd på mellan 300-1 300 kg (Whitehead, 1990; Addiscott m.fl., 1991). Den mindre mängden (300 kg N/ha) kan en kombinerad slåtter- och betesvall utnyttja, medan den större mängden (1 300 kg N/ha) vida överstiger grödans kapacitet för att ta upp kväve. En heterogen tillförsel av träck och urin på bete skapar dessutom en ökad risk för oacceptabel punktbelastning och kväveförluster. Ur växtodlingssynpunkt blir det också svårt att anpassa kvävegödslingen till betesvallens behov.

Kons gödslingsbeteende med avseende på fördelning av träck och urin på bete kan dock förbättras. Oudshoorn m.fl. (2008) visade att mängden gödslat kväve med träck och urin på bete minskade från 108 kg N/ha till 86 kg N/ha och till 58 kg N/ha då kons tid på bete minskade från 9 timmar/dygn till 6,5 timmar/dygn och till 4 timmar/dygn. Rotationsbetet var av god kvalitet och kornas betesutnyttjande var 7 000 kg ts/år. Oavsett tid på betet för kon så fann man ingen punktbelastning av träck och urin. Kon betade så aktivt och systematiskt att träck och urin fördelade sig jämnt över betets yta.

I en litteraturgenomgång av Hoekstra m.fl. (2007) var syftet att identifiera faktorer i olika betessystem som kan maximera kornas utnyttjande av kväve, vilket minskar kväveförlusterna från betet. Ett bättre utnyttjande av kväve i kon kan uppnås genom att påverka betesväxternas kemiska komposition. I teorin innebär detta att anpassa tillskottsutfodringen av protein till betets kvalitet. Betets kvalitet ska dessutom vara sån att man kan balansera och synkronisera tillgången på kväve och kolhydrater i våmmen samt att andelen icke smältbart protein i våmmen ökar. De betesstrategier som kan påverka typ och innehåll av kväve och kol i betet är: tidsperioden för återväxten, betesintensitet (antal kor per yta och tidsenhet), kvävegödsling och mängd tillfört kväve samt blandning av betesväxter. Hur långt tidsintervallet var för varje återväxt, hur mycket mineralkväve som man gödslade med och val av betesväxter med hög sockerhalt var de faktorer som ansågs mest lovande för att bättre styra kons kväveutnyttjande på betet. Dock påpekar Hoekstra m.fl. (2007) att dessa faktorer samspelar sinsemellan och att man ska vara uppmärksam på att samspels-effekter kan minska mjölkproduktionen.

Lund m.fl. (2008) mätte hur mjölkproduktion, kons kväveutnyttjande samt kväveöverskottet på betet påverkades av bete 7,5 timmar per dygn kompletterat med en restriktiv utfodring i stallet. På betet testades två olika rajgrässorter med vitklöver samt två olika stubbhöjder för återväxten. I stallet testades två olika nivåer av kväve och energi i tillskottsfodret. Slutsatserna var att de använda betessystemen var robusta och att de olika strategierna som testades på betet och i stallet inte påverkade mjölkproduktionen nämnvärt. Kons kväveutnyttjande var som mest optimal med 10 cm stubbhöjd för återväxten, jämfört med 6 cm stubbhöjd, samt den lägre nivån kväve i tillskottsfodret. En större andel kväve från betet utnyttjades av kon då tillskottsfodret innehöll soja på morgonen och korn på eftermiddagen. Detta minskade kväveöverskottet på betet. Kväveöverskottet på betet var som lägst där andelen vitklöver var lägst.

Förluster av ammoniak från träck och urin på bete

I Sverige kommer 85 % av ammoniakutsläppen från jordbruket (SCB, 2003). Även från övriga länder i EU kommer mer än 80 % av ammoniakutsläppen från jordbruket (EMEP, 2005). Förutom att ammoniakutsläppen bidrar till ökad försurning och eutrofiering så förloras mycket kväve vilket minskar gödselvärdet. Ammoniak reagerar med sura gaser i atmosfären och kan transporteras långa sträckor innan deposition sker på mark eller i vatten (Ferm, 1998). Beräkningar för Europa visade att cirka 15 % av ammoniakemissionerna deponerades i havet (Barett m.fl., 1995). Ungefär hälften av ammoniakemissionerna deponerades lokalt inom 50 km från källan, medan resten transporterades längre sträckor (Ferm, 1998). Ammoniakemissioner kan också deponeras mycket lokalt. Ross och Jarvis (2001) fastslog efter mätningar att 20-60% av den ammoniak som avgick från urinfläckar på bete deponerades inom 2 meter från urinfläcken.

Det avgår ammoniak vid hantering av stallgödsel och svenska riktvärden finns för olika hanteringssystem. I system med flytgödsel kan ammoniakförlusterna bli högst i stall och vid spridning. Swensson och Gustafsson (2002) visade att ammoniakförlusterna var större från lösdrift med flytgödsel än från stall med uppbundna kor och fastgödsel, vilket berodde på större ytor förorenade med gödsel i lösdriften. De svenska riktvärdena för ammoniakemissioner vid lagring av flytgödsel från mjölkkor är 1-9 % av totalkvävet (Karlsson och Rodhe, 2002).

Vid spridning av flytgödsel är det ett flertal faktorer som påverkar ammoniakförlusternas storlek (Sommer m.fl., 2001; Søgaard m.fl., 2002). Vid bandspridning av flytgödsel med släpslang i vårbruket och direkt nedbrukning kan man räkna med så låga kväveförluster som 5 % av tillförd mängd ammoniumkväve (Steineck m.fl., 2000). Vid bredspridning av flytgödsel på slåttervall efter första skörd på sommaren var kväveförlusterna 90 % av mängd tillfört ammoniumkväve (Rodhe och Etana, 2005).

Det finns flera studier på ammoniakförluster från urinfläckar som visar på en stor variation, från mindre än 5 % upp till 66 % av mängd tillfört kväve. Flera studier har också visat att ammoniakförlusterna från träcken varit försumbar (till exempel Ball och Ryden, 1984; Lockyer och Whitehead, 1990; Petersen m.fl., 1998). En orsak till att ammoniakavgången varierar från urinfläckar är att klimatfaktorer såsom rådande vindhastighet, relativ luftfuktighet samt luft- och marktemperatur kan variera stort. En annan orsak är att mängden kväve tillfört med urinen varierat stort beroende på att mängden kväve som korna konsumerat varierat stort (Hatch m.fl., 1990). Det överskottskväve som korna inte utnyttjar utsöndras med urinen. Petersen m.fl. (1998) genomförde mätningar för att se om kornas konsumtion av kväve påverkade mängden förlorad ammoniak från urin och träck. Syftet var att utreda om ammoniakförlusterna kan minska utan att mjölkproduktionen minskar. Korna betade antingen på ett bete med rajgräs gödslat med 300 kg kväve/ha eller på ett ogödslat klöver/gräsbete och konsumerade antingen en låg eller en hög proteinnivå via koncentrat. Ammoniakförlusterna från urin var lägst då korna fick den lägsta proteinnivån oavsett vilket bete de betat på. Mjölkvastningen påverkades inte av proteinnivån i koncentratet när korna totalt konsumerade 500-700 g kväve per ko och dag.

Utlakning av kväve från betesmark

Kväveutlakning från jordbruksmark till grund- och ytvatten är en process som sker varje år i tempererade områden de perioder då nederbörden är större än avdunstningen. Hur mycket kväve som lakas ur beror på naturliga förutsättningar såsom klimat och jordart samt på typ av mänsklig påverkan. Ofta är kväveutlakningen från växande skog och permanenta gräsmarker liten. När jorden gödslas och odlas kan kväveutlakningen bli stor, speciellt i intensiva odlingssystem med hög nederbörd och lätta jordar (Johnsson och Hoffmann, 1998). Fleråriga vallar är den gröda som med sin längre växtperiod och med ett utvecklat rotsystem kan utnyttja växttillgängligt kväve effektivare än ettåriga jordbruksgrödor. Undersökningar i Sverige har visat att en flerårig slåttervall i stort sett har tömt marken på mineraliserat kväve sent på hösten (Lindén, 1980; Lindén och Wallgren, 1993), vilket ger ett lågt kväveläckage. När vallen bryts frigörs stora mängder lätttröligt kväve och risken för kväveläckage är stor. Om man bryter vallen sent på hösten, oktober-november, så får man normalt ett lågt kväveläckage.

Det är möjligt att minska kväveutlakningen från jordbruksmark avsevärt om vi drastiskt förändrar markanvändningen eller om kvävegödslingen anpassas så att inte ett överskott av kväve tillförs med mineralgödsel och stallgödsel. Om mängden kväve redan tillförs i mängder anpassade efter grödans behov (Macdonald m.fl., 1989), så kan vi inte på kort sikt uppnå ett minskat kväveläckage genom att minska mängden tillfört gödselkväve (Addiscott, 1988). Det kan också krävas förändrade odlingssystem med större andel flerårig vall och en större andel vinterbevuxen yta.

Studier har visat att kväveutlakningen från bete kan variera från under 20 kg kväve per hektar upp till 200 kg kväve per hektar (Macduff m.fl., 1990; Sholefield m.fl., 1993; Watson m.fl., 2000). Variationen i kväveutlakning beror på att djuren sprider urin ojämnt över betet (Hack-Ten Broeke m.fl., 2001; Cuttle m.fl., 1998), att djurtätheten på betet varierat (Garrett m.fl., 1992; Cuttle m.fl., 1998), att jordens textur varierar (Dowdell m.fl., 1980; Garwood och Ryden, 1986; Macduff m.fl., 1990) och att mängd nederbörd under vinterhalvåret kan variera stort (Greenwood, 1990; Sholefield m.fl., 1993; Watson m.fl., 2000).

En avgörande faktor för hur mycket kväve som lakas ur är mängden nederbörd och dräneringsvatten från betesmarken (Greenwood, 1990; Sholefield m.fl., 1993; Watson m.fl., 2000). Likaså finns flera studier som visat att mängden tillfört kväve med mineralgödsel (till exempel Ledgard m.fl., 1999), vilken tidsperiod korna är på bete och gödslar samt hur stor kvävekonzentrationen i urin är (till exempel Williams och Haynes, 1994), är faktorer som påverkar hur mycket kväve som lakas ut från betesmarken. Decau m.fl. (2004) mätte hur olika mängd tillförd mineralgödselkväve (0,150, 300 kg kväve/ha och år) och olika mängd kväve tillfört med urin (105 och 165 kg kväve/ha) påverkade kväveutlakningen från betesmark. Urinen tillfördes vid tre olika tidpunkter (vår, sommar eller höst). Då mängden dräneringsvatten var liten på grund av låg nederbörd under vintern, så hade inte denna faktor någon huvudsaklig påverkan på mängd utlakat kväve. Kväve i urin bidrog till en större andel av totalt utlakat kväve ju senare under betessäsongen som urin tillfördes. Höstbete kan således öka risken för kväveutlakning. Sammanfattningsvis bidrog 1 kilo kväve tillfört som urin till tre gånger större kväveutlakning än tillförsel av 1 kilo kväve med mineralgödsel. Detta resultat kan bero på att kväve i mineralgödsel spreds jämnt över betet uppdelat på flera spridningstillfällen under säsongen. Kväve i urin spreds däremot ojämnt över betet av korna och gav en punktbelastning av kväve.

Det finns tydliga resultat som visar att kväveutlakningen från bete och slåttervall kan minska om man minskar mängden tillfört kväve. Det är dock oklart huruvida kväveutlakningen påverkas om tillförsel av kväve med handelsgödsel till gräsbetesvall ersätts med en klöver/gräsvall som tillförs kväve via biologisk kvävefixering. En del studier har visat att kväveutlakningen kan vara lika stor från gräsbete och klöver/gräsbete. Andra studier har visat att kväveutlakningen kan vara mindre från klöver/gräsvallar än från kvävegödslade gräsvallar (Sholefield och Tyson, 1992; Cuttle m.fl., 1998). Wachendorf m.fl. (2004) testade olika betesystem för att utvärdera om en eller flera skördar på betet kunde minska kväveutlakningen på sandjord, jämfört med rotationsbete. Genom att skörda betesvallen en eller två gånger minskade kväveutlakningen, jämfört med enbart rotationsbete under betets liggetid. I praktiskt jordbruk förekommer det att betesvallar bryts med jämna mellanrum och att en ny betesvall etableras. Åtgärden används för att kontrollera ogräs och för att få ett bete av god kvalitet. Ett vallbrott ökar omsättningen av organiskt material i marken och frigör stora mängder mineralkväve,

oavsett om den fleråriga betesvallen betats eller skördats. Efter vallbrott kan mängden mineralkväve i marken vara stor, vilket ökar risken för kväveutlakning och denitrifikation (Young, 1986; Whitehead m.fl., 1990; Schils m.fl., 2002). Huruvida en eller flera skördar på betesvallen kan minska kväveläckaget väsentligt, jämfört med enbart rotationsbete, beror inte bara på mängd bortförd skörd utan också på hur och när vallbrottet sker.

Förluster av lustgas från betesmark

När organiskt kväve i jorden bryts ned av mikrobiologiska processer i flera steg så bildas också lustgas. Lustgas är en av de produkter som bildas efter nitrifikation, medan både lustgas och kvävgas är produkter av denitrifikation (Bremner och Blackmer, 1978; Firestone och Davidson, 1989). Får vi mer kunskap om vilka faktorer som påverkar kvoten $N_2O:N_2$ så kanske vi förstår vilka åtgärder som kan gynna processer där framförallt N_2 är produkten. Störst risk för att en stor andel lustgas bildas är då nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna inte är fullständiga (Paul m.fl., 1993).

Utsläppen av lustgas från jordbruket i Europa kommer framförallt från tillverkning av handelsgödselkväve samt från jordbruksmark som gödslats med kvävegödselmedel såsom handelsgödselkväve och stallgödsel samt från idisslare och deras träck och urin som deponerats på betesmark. Det finns flera åtgärder som kan vara effektiva för att minska lustgasutsläppen. Gödslar vi med mindre mängder handelsgödselkväve i jordbruket så blir lustgasutsläppen mindre (Harrison m.fl., 2003). Att välja ammoniumhaltiga kvävegödselmedel istället för nitrathaltiga kan minska lustgasutsläppen från jordbruksmark (Eichner m.fl., 1990). Det finns också studier som har visat att tillförsel av nitrifikationshämmare kan minska lustgasutsläppen (Dobbie och Smith 2003a). Det finns också väldokumenterade positiva effekter av att dränera jordbruksmarken och därmed få minskade lustgasutsläpp. Lustgasutsläpp kan också ske från lagring av fastgödsel. Här är det dock mer oklart hur processerna fungerar samt vilka åtgärder som är effektiva. Man kan få en aerob lagring genom att blanda in stora mängder strö (Monteny m.fl., 2006). Detta kan dock gynna komposteringsprocessen vilket leder till att ammoniakförlusterna blir höga. Man kan också tänka sig att packa fastgödseln så att lagringen blir anaerob. Detta kan dock leda till metanutsläpp istället.

Lustgasutsläppen från betesmark kan vara en stor andel av de totala växthusgasutsläppen i jordbrukssystem där idisslare betar året runt på klöver/gräsvallar och huvuddelen av tillfört kväve kommer från träck och urin. På Nya Zeeland kommer cirka 80 % av lustgasutsläppen från den mängd träck och urin som deponeras på bete (New Zealand Climate Change Office, 2003). Den största andelen lustgas beräknas komma från träck och urin som deponerats på betesmark vid våta förhållanden under höst- och vinterperioden (Ledgaard m.fl., 1996; de Klein m.fl., 2003, 2004). Det finns studier som visat att tillförsel av gödsel på hösten ökar lustgasutsläppen. Allen m.fl. (1996) mätte lustgasutsläpp från betesmark i Storbritannien och fann att andelen lustgasutsläpp av mängd deponerat kväve med träck och urin under sommaren var cirka 0 %, medan andelen lustgasutsläpp från mängd deponerat kväve under höst- och vinterperioden var 0,8-2,3 %. De Klein m.fl. (2006) mätte hur stora emissionerna av lustgas var från ett betessystem med mjölkkor som hade en begränsad tillgång till bete, motsvarande 3 timmar/dygn under 3 höstmånader. Resten av dygnet var korna i en fälla med utfodring. Detta betessystem beräknades minska lustgasutsläppen på gårdsnivå med 7-11 % och

bedömdes också kunna minska kväveutlakning samt markpackning och grödsador på betesmarken.

Det finns studier som visat att en dränering av betesmarken minskar lustgasutsläppen (Maag, 1990; Dobbie och Smith, 2003b). En dränering minskar risken för markpackning samt anaeroba förhållanden i jorden, vilket också gynnar grödan och dess avkastning. För att undvika markpackning på betesmarken kan det därför vara värt att anlägga hållfasta transportvägar för maskiner och/eller djur.

En åtgärd såsom att röta flytgödseln och ta tillvara biogasen minskar metanutsläppen. Amon m.fl. (2002) drog slutsatsen att rötning av flytgödsel även kan minska lustgasutsläppen och redovisade resultat där spridning av rötad flytgödsel på betesmark minskade lustgasutsläppen, jämfört med spridning av icke rötad flytgödsel.

Förluster av fosfor

Fosfor, tillsammans med kväve, är ofta de begränsande näringsämnen för ekosystemen i vattendrag. Fosfortillförseln från antropogena källor till sötvatten motsvarade 3 000 ton per år i Sverige, där de flesta av de eutrofa sjöarna fanns i södra och mellersta Sverige (Larsson, 1997). En del av fosforförlusterna når också de svenska haven. Länderna runt Östersjön har sedan 1950-talet ökat sin tillförsel av fosfor till havet med åtta gånger (Larsson m.fl., 1985).

Efter andra världskriget ökade Sverige liksom andra länder tillförseln av fosfor till jordbruksmark. Jordbruket gödslade med ett överskott av fosfor under lång tid. Resultatet blev stora fosforförråd i marken som motsvarade 600-700 kg fosfor/ha i matjorden (Andersson m.fl., 1998). Under de senaste 20 åren har tillförseln av fosfor minskat avsevärt, men trots det har en del åkermark betydande fosforförråd som kan påverka miljön många år framåt. De genomsnittliga fosforförlusterna från åkermark på 0.3 kg fosfor/ha och år är små i jämförelse med mängd tillfört gödsel fosfor och grödans fosforupptag. Denna fosfortillförsel till floder och sjöar är dock tillräckligt stor för att leda till ökad eutrofiering (Ulén m.fl., 2001).

Det finns flera faktorer som påverkar förekomst och storlek på fosforförlusterna från jordbruksmark. De huvudsakliga transportvägarna för fosfor från åkermark är via ytavrinning samt via vatten som rinner genom markprofilen olika vägar. Vilken fosforkoncentration och vilken form fosfor har i dräneringsvattnet påverkas av marktextur, hur mycket och vilken jordbearbetning som används, typ av odlingssystem och variationer i t ex nederbörd mellan åren (Svendsen och Kronvang, 1991; Sharpley m.fl., 1997; Catt m.fl., 1998). Både vattenlösligt fosfor och partikulärt fosfor transporteras med vatten. Generellt kan man säga att förluster av partikulärt fosfor och ytavrinning dominerar från åkermark med ettåriga grödor. Dessa fosforförluster har ofta ett tydligt samband med jordförluster via erosion. Åtgärder för att minska jorderosion är då effektiva för att även minska fosforförlusterna. Fosforförlusterna från bevuxen mark och gräsmarker sker i huvudsak på andra sätt, men kunskapen om hur detta sker är fortfarande bristfällig. Sharpley och Rekolainen (1997) identifierade flera faktorer som gör att vissa jordar är mer känsliga för fosforförluster genom markprofilen: 1. Sura och mullrika jordar. 2. Vattenmättade jordar. 3. Jordar med vattentransport genom permanenta sprickor eller maskgångar. Det finns viss forskning på hur, var och

när fosforförluster sker via vatten som transporteras via sprickor eller maskgångar (Djordjic, 2001; Beven och Germann, 1982).

Bechmann m.fl. (2005) presenterade två långliggande studier från Norge som studerat samspelet mellan jordbruksproduktion och fosforförluster till sjöar i avrinningsområdet. I ena avrinningsområdet var 42 % av landytan jordbruksmark med spannmålsodling och blandad animalieproduktion. I det andra avrinningsområdet var 85 % av landytan jordbruksmark med vallodling och mjölkproduktion. Både slåttervall och betesvall ingick. En jämförelse av de två avrinningsområdena visade att där jordbruket dominerades av spannmålsodling var fosfor-koncentrationerna i sötvatten 20 gånger högre än i avrinningsområdet med vallodling. Det brukar finnas ett samband mellan en högre andel odlad mark i avrinningsområdet och en högre koncentration av kväve och fosfor i sötvatten (Ekholm m.fl., 2000). Detta samband var dock inte tydligt i studien av Bechmann m.fl. (2005), där istället andra faktorer i större utsträckning påverkade fosforförlusterna. Jordbrukssystemet med spannmålsodling förlorade fosfor genom ytavrinning. När ytavrinningen är stor så kan stora mängder fosfor förloras den vägen. I detta jordbruksområde plöjdes 57 % av åkerarealen, varav cirka hälften på hösten. I jordbruksområdet med vallodling plöjdes 21 % av åkerarealen, främst på våren. Spridning av stallgödsel på hösten förekom också. Att undvika höstbearbetning är en åtgärd som minskar fosforförlusterna. Att gödsla under växtsäsongen och inte på hösten är en annan åtgärd som minskar fosforförlusterna. Det fanns vissa perioder där förlusterna av fosfor var stora i jordbrukssystemet med spannmålsodling och blandad animalieproduktion. Orsaken var att får betat längs flodbanken och strandkanten, vilket resulterade i mark utan vegetation samt jorderosion. Jordbruksområdet med vallodling och mjölkproduktion hade låga fosforförluster till sötvatten. Däremot innehöll sediment i suspension hög fosfor-koncentration. Sediment i suspension innehåller generellt högre koncentrationer av fosfor än jorden där sedimentet kommer ifrån. På gräsmarker kan koncentrationen av växttillgängligt fosfor vara mycket högre i markytan än djupare ned (Sharpley m.fl., 2001) och eftersom transport av partikulärt fosfor framförallt sker i jorden nära markytan kan detta förklara varför sedimenten som belastade vattendraget var fosforrika.

Det finns få svenska studier på hur stora fosforförlusterna kan vara från olika odlingssystem. Likaså saknas kunskap om hur olika gödslingsstrategier med handelsgödsel och/eller flytgödsel påverkar fosforförlusterna. Ulén och Mattsson (2003) redovisar uppmätta fosforförluster från två fleråriga fältförsök med spannmål eller slåttervall i sydvästra Sverige. De genomsnittliga totala fosforförlusterna från odlingssystemen var 0,3 kg fosfor/ha och år, vilket motsvarar det genomsnittliga fosforläckaget från svensk jordbruksmark. Dock fanns en variation mellan odlingssystemen i vilken form fosfor förlorades. De genomsnittliga förlusterna av partikulärt fosfor med dräneringsvatten var klart lägre från vall (0,09 kg/ha och år) än från spannmål. I spannmålssystemet gödslade man ett år med 80 kg handelsgödsel/ha i november. Handelsgödsel/ha bredspreds på ytan och plöjdes sedan ned. Nederbörden kommande vinter var högre än normalt och fosforförlusterna via dräneringsvattnet motsvarade 0,6-1,8 kg lösligt fosfor/ha. Ulén och Mattsson (2003) rekommenderar därför att fosforgödsling ska ske under växtodlingssäsongen och att gödselmedlet blandas in i jorden. Förrådsgödsling av fosfor ska undvikas. Istället ska mängden fosfor anpassas till grödans behov. Ett år tillfördes flytgödsel med bredspridningsteknik till vallen på våren och sommaren, motsvarande 30 + 30 kg fosfor/ha. Detta gav också upphov till större förluster av totalfosfor via dräne-

ringsvattnet (0,14 kg fosfor/ha), jämfört med fosforförlusterna från ogödslad vall (0,07 kg fosfor/ha). Orsaken var att marken var vattenmättad på våren då första spridningen ägde rum. Att sprida flytgödsel då marken är vattenmättad ska alltid undvikas då detta leder till flera negativa effekter såsom ökad risk för fosforläckage, markpackning, lustgasutsläpp samt lägre avkastning. Ulén och Mattsson (2003) har gjort en riskbedömning efter tre års mätningar i olika grödor och där risken för utlakning av fosfor från olika grödor minskade i följande ordning: monokultur av korn > 3-årig lucern/gräsvall > spannmål > 3-årig gräsvall. Risken för utlakning av kväve från olika grödor minskade i följande ordning: monokultur av korn > spannmål > 3-årig gräsvall > 3-årig lucern/gräsvall.

Utsläpp av metan

Idisslare släpper ut stora mängder metan när de bryter ned fiberrikt material i vommen. Jouany m.fl. (2000) beskriver hur nedbrytningen sker och hur metan bildas i kon. Naturvårdsverket har beräknat emissionsfaktorer för metanavgång från mjölkornas utandning, som motsvarar 125,4 kg CH₄/djur och år, för år 2000 (SNV, 2006). Naturvårdsverket räknar med att emissionsfaktorn kommer att öka till 130 kg CH₄/djur och år, för år 2010, på grund av att den ökande mjölkproduktionen per ko resulterar i ett ökat energibehov hos kon.

Foder till mjölkorna ska vara lättsmält och energirikt samt anpassat till laktationskurvan för att undvika överutfodring. Andelen grovfoder i förhållande till kraftfoderandelen spelar inte så stor roll om grovfodret är lättsmält och energirikt. En ökning av förhållandet kraftfoder/grovfoder med 20 procentenheter ger enbart en minskning av metanutsläpp med ett kg metan per djur och år och produktionen förblir oförändrad. Detta förutsätter dock att grovfodret är av bra kvalitet (Bertilsson & Emanuelsson, 2007). Utfodringsstrategierna vid mjölkproduktion spelar mindre roll för metanutsläppen. Istället minskar metanutsläppen per liter mjölk om producerad mängd mjölk per ko ökar. Detta kan uppnås om kvigorna kalvar in tidigare, om sinperioden blir kortare och om mer mjölk per ko produceras. Metanutsläppen per ko minskar också med ju fler laktationer en ko har, dvs. hur gammal hon blir (Monteny m.fl., 2006). Man ska dock vara medveten om att i beräkningarna för hur stora metanutsläppen blir globalt är det endast ett mindre antal kor som resulterar i en minskning av metanutsläppen. Beräkningarna är nämligen baserade på standardiserade emissionsfaktorer (IPCC, 1997). Vallfodrets kvalitet påverkar metanutsläppen till viss del. Principen är att vallfodret ska vara lättsmält då detta ger lägre metanutsläpp per megajoule omsättbar energi. I vissa växter, såsom baljväxter, finns också tannin som kan hämma metanproduktionen. Det finns några studier som visat att dessa ämnen kan minska metanutsläppen från kon (Laboyre m.fl., 2004).

Den andra stora källan till metanutsläpp från jordbruket är lagring av stallgödsel. Att röta stallgödseln anaerobt och producera biogas (metan) under lagring av stallgödseln är den åtgärd som har störst potential att minska metanutsläppen från gödsellager (Burton, 1997; Burton och Turner, 2003). Naturvårdsverket (SNV, 2006) har beräknat de samlade utsläppen av metan från stallgödselhanteringen år 2000, vilka var 15,5 kg CH₄/mjölkko. Metanutsläppen beräknas öka till 19,6 kg CH₄/mjölkko år 2010, beroende på att stallgödseln till större andel hanteras som flytgödsel. Naturvårdsverket räknar också med att andelen bete ökar från 20 % år 2000 till 24 % år 2010 då man skattar att andelen ekologiska kor har ökat. Några uppgifter om metanemissioner från själva betesarealen finns inte.

Växtnäringsbalanser – ett verktyg för att bedöma risken för växtnäringsförluster

Flera länder inom EU beräknar växtnäringsbalanser för jordbruket på gårdsnivå, samt på regional och nationell nivå. Metoden används för att skatta storleken på kväve och fosforöverskott samt bedöma risken för kväve- och fosforförluster (SJV, 2000; Linder, 2001; Goodlass m.fl., 2003; Hanegraaf och den Boer, 2003; Schröder m.fl., 2003). Finns det då ett samband mellan överskottet av växtnäring och förlusterna av kväve och fosfor?

Det finns några generella samband mellan kväve- och fosforbalanser och hur stora växtnäringsförlusterna blir. Hur stort kväveläckaget blir, beror på andelen odlad mark i ett avrinningsområde. Likaså har djurtätheten i ett område visat sig påverka kväveläckaget (Johnes m.fl., 1996). Förutom dessa generella samband finns få bevis som stödjer specifika samband mellan kvävebalanser och kväveförluster (Bechmann m.fl., 1998). Det finns också grundläggande skillnader mellan hur kväve och fosfor betar sig i marken samt hur de transporteras genom landskapet över tiden, vilket komplicerar sambanden mellan tillförd mängd växtnäring och mängd växtnäring som belastar sötvatten och hav. Flera forskare är överrens om att det inte räcker med att bara minska gödselgivorna av kväve och fosfor, utan att optimerade kvävegivor behöver kombineras med t ex bästa spridningstid för gödsling och fånggrödor i växtföljden. Optimerade fosforgivor behöver kombineras med brukningsåtgärder som minimerar ytavrinning och jorderosion (Lord m.fl., 1999; Edwards och Withers, 1998; Öborn m.fl., 2003).

Wachendorf m.fl. (2004) påpekar att man ska vara medveten om att beräkningar av växtnäringsbalanser på gårdsnivå inte ger någon kunskap om hur olika åtgärder påverkar växtnäringsbalansen för betesarealen inom gården. Wachendorf m.fl. (2004) kunde dock påvisa ett samband för betesarealen där en ökad kvävegiva per hektar resulterade i ett ökat kväveläckage. Fältförsöken genomfördes på en sandjord i Tyskland, där en kvävetillförsel på 100 respektive 400 kg/ha bete motsvarade ett kväveläckage på 40 respektive 95 kg/ha. Wachendorf m.fl. (2004) konkluderade att en skattning av kväveläckagets storlek kan göras om man bestämmer mängd mineralkväve i marken på hösten samt beräknar en kvävebalans för betet.

Syfte

Det övergripande syftet med detta arbete har varit att ta fram ett underlag för att identifiera fortsatt arbete när det gäller att minska kväve- och fosforförlusterna från stora mjölkgårdar med bete i Sverige.

De specifika syftena är att:

- Sammanställa relevant kunskap från forskning och andra erfarenheter om betesdrift på stora mjölkgårdar på både nationell och internationell nivå. Fokus ligger på: 1. Möjligheterna att upprätthålla en hög mjölkproduktion i olika typer av betessystem. 2. Kväve- och fosforförluster i olika betessystem samt metanavgång.
- Utifrån fyra fiktiva gårdar med olika betesstrategier (inget bete, motionsbete samt produktionsbete 8 timmar/dygn eller 18 timmar/dygn), men med samma genomsnittliga mjölkproduktion per ko, kvantifiera mängden kväve och fosfor till och från gården, stallet, åkermarken, betesmarken och drivningsgatan.

- Utifrån framkomna resultat resonera kring vilka produktionsfaktorer som krävs för att upprätthålla en hög mjölkproduktion vid de olika betesstrategierna samt att lyfta problem och möjligheter med de olika strategierna under olika förhållanden.
- Resonera kring hur de olika betesstrategierna påverkar miljön med avseende på kväve- och fosforförluster.

Material och metoder

Gårdar med mjölkproduktion

Fyra fiktiva gårdar med en besättning på 300 mjölkkor har använts för att göra beräkningar av vilka produktionsfaktorer inom varje system som krävs för att upprätthålla en genomsnittlig årsproduktion av 9 900 kg ECM/ko inklusive betesperioden. I besättningen ingår mjölkkor och sinkor. Rekryteringsdjur ingår inte. Korna mjölkas två gånger per dag och är indelade i 3 grupper; högmjölkare, lågmjölkare och sinkor. Gårdarna har en femårig växtföljd bestående av korn med insädd, vall I, vall II, vall III och vårkorn. Alla gårdar har egen produktion av ensilage, korn och halm. I de fall när gårdarna har produktionsbete nyttjas både areal med permanent bete på åkermark samt bete på en del av vallarealen efter första skörd av ensilage. Foderstaterna hålls så lika som möjligt, men vikt läggs vid att de ska vara realistiska i förhållande till mängd producerad mjölk i det aktuella gårdssystemet. Beräkningar av ett antal nyckeltal har gjorts för att skatta olika betesstrategiers miljöpåverkan. De fyra gårdarna representerar följande system:

Inne. Mjölkproduktion utan bete. Korna hålls inne året om och all gödsel samlas därmed in och lagras. Även sinkorna står inne hela året. Kor ska enligt svensk djurskyddslagstiftning ha tillgång till bete sommartid, men detta alternativ är ändå med i jämförande syfte.

Rastbete. Mjölkproduktion med rastbete 6 timmar/dygn. En mycket liten del av grovfodret kommer från betet. Korna går ute under tiden mellan två mjölkningar under tre sommarmånader. Under hela betessäsongen används ett permanent rastbete direkt utanför stallet motsvarande 12,5 hektar. Gården uppfyller beteskravets miniminivå. I detta system anläggs ingen egentligen drivningsgata, utan en hårdgjord yta från stallet leder ut till rastbetet. Denna yta skrapas och gödseln hanteras på samma sätt som gödseln i stallet.

Produktionsbete a. Mjölkproduktion med bete 8 timmar/dygn. En stor andel av grovfoderkonsumtionen består av bete under 4 sommarmånader. I början av betessäsongen används 18 ha permanenta beten på åkermark med egen växtföljd, och efter första skörden på slättervall används dessutom 25 ha av slättervallen till bete. Utanför stallet finns anlagda drivningsgator mellan stall och bete som har en bredd på 5 m. Den sammanlagda längden på de drivningsgator som används under en betessäsong är 2 633 m. En medelko tillbringar 0,56 timmar/dygn på drivningsgatan. Kon går ut till betet efter morgonmjölkningen och hem till stallet innan kvällsmjölkningen.

Produktionsbete b. Mjölproduktion med bete 18 timmar/dygn. En stor andel av grovfoderkonsumtionen består av bete under 4 sommarmånader. I början av betessäsongen används 38 ha permanenta beten på åkermark med egen växtföljd, och efter första skörden på slåttervall används dessutom 69 ha av slåttervallen till bete. Utanför stallet finns anlagda drivningsgator mellan stall och bete som har en bredd på 5 m. Den sammanlagda längden på de drivningsgator som används under en betessäsong är 2 710 m. En medelko tillbringar 1,15 timmar/dygn på drivningsgatan. Kon går hem till stallet innan morgon- och kvällsmjölkning och ut igen på betet efter varje mjölkning.

Avgränsningar

Gårdarna har konventionell mjölproduktion och ligger i Västra Götaland. I alla de fyra alternativen kan samma princip för djurstallets planlösning användas. Djuren går i ett lösdriftssystem med foderbord, liggbås och gödselgångar. Mjölkning sker i en separat mjölkningsavdelning. Enbart mjölkande djur och sinkor finns i stallet. Rekryteringsdjuren är inhysta i en annan separat stallbyggnad. Vi antar att besättningsstorleken är lika stor under ett år. En utslagsko ersätts direkt med en ny ko.

Gödseln från djuren skrapas eller pumpas ut ur stallet som flytgödsel till lagringsbehållarna där det under lagringen bildas ett svämtäcke. Flytgödseln sprids med en släpslangsspridare. Gödseln sprids i första hand till vårkorn i vårbruket, med en giva motsvarande 17 kg fosfor per hektar. Återstående gödsel tillförs efter första skörd den slåttervall som inte betas.

Vi har antagit att man har ett rotationsbete med fällor på det permanenta betet samt på åkerbete efter första skörd av vallen. För att undvika förvuxna beten vid betessläpp förutsätts att fällorna putsas under säsongen (Karlsson, 2005).

Drivningsgatan mellan stall och bete är planerad och anlagd enligt Lindgren och Benfalk (2004). Intill stallet är drivningsgatan vidgad till en uppsamlingsyta för att underlätta kotrafiken. I produktionsbetessystemen har vi antagit att betad areal (permanent bete samt åkerbete efter första skörd av slåttervall) ligger samlat kvadratisk runt gårdscentrum. Vi antar också att drivningsgatan är väl utformad utan skarpa hörn och blindgångar.

Foderstater

Foderstaterna är optimerade med avseende på protein och balanserade för att täcka kornas behov av energi, AAT, kalcium och fosfor. Mängderna i tabell 1 avser konsumtionen under en månad när djuren befinner sig inne i stallet eller i respektive betessystem. Årskonsumtionen i *system Inne* är således mängderna i kolumnen *Inne* multiplicerat med 12. I *system Rast* blir årskonsumtionen: kolumn *Inne* x 9 + kolumn *Rast* x 3, och i de två systemen med produktionsbete: kolumn *Inne* x 8 + kolumn *Prod a* respektive *b* x 4. Den på detta vis beräknade årskonsumtionen i systemen återfinns i tabell 2.

Tabell 1. Foderstater avseende konsumerade mängder under en månad (30,5 dagar). Värdena anger ett snitt för hela besättningen, d.v.s. både lågmjolkare, högmjolkare och sinkor. Kg per ko och månad.

Fodermedel		Inne	Rast	Prod a	Prod b
Ensilage	kg ts	288	260	195	64
Bete	kg ts	-	54	118	250
Spannmål (korn)	kg	150	145	155	161
Koncentrat+mineralfoder	kg	128	119	109	104
Halm	kg	25	10	10	10

Tabell 2. Foderstater som i föregående tabell, men avser totala mängder för respektive system på årsbasis. Kg per ko och år.

Fodermedel		Inne	Rast	Prod a	Prod b
Ensilage	kg ts	3 450	3 365	3 078	2 554
Bete	kg ts		160	472	996
Spannmål (korn)	kg	1 800	1 784	1 820	1 843
Koncentrat+mineralfoder	kg	1 534	1 506	1 459	1 437
Halm	kg	305	259	244	244

För att få optimala foderstater har två olika koncentrat använts, där skillnaden i råproteinhalt (och därmed också kvävehalt) är det som har betydelse för dessa beräkningar. Koncentratet med högre proteinhalt ges till korna i systemen *Inne* och *Rast*. Korna i de båda produktionsbetessystemen får koncentratet med högre proteinhalt under stallperioden och koncentratet med lägre proteinhalt under betessäsongen.

De data som används för fodermedlens innehåll av kväve och fosfor har hämtats från fodermedelstabeller (Spörndly 1999, Spörndly 2003) samt produktinformation från Svenska Foder (www.svenskafoder.se/attachments/49/609.pdf). De i beräkningarna använda värdena återfinns i tabell 3.

Tabell 3. De använda fodermedlens antagna innehåll av kväve och fosfor.

	Kväve	Fosfor	
Ensilage	2,32	0,28	% av ts
Bete (allt bete)	2,88	0,25	% av ts
Spannmål (korn, 87 % ts)	1,71	0,35	% av färskvikt
Halm (85 % ts)	0,54	0,09	% av färskvikt
Koncentrat, hög rp-halt (90 % ts)	4,00	0,51	% av färskvikt
Koncentrat, låg rp-halt (90 % ts)	3,67	0,51	% av färskvikt
Mineralfoder (100 % ts)	0	13,80	% av färskvikt

Mjök

En genomsnittlig ko har en mjölkavkastning på 9 900 kg ECM per år. Mjölakens innehåll av kväve är 0,53 % och fosfor 0,1 % av färskvikten (STANK in MIND, 2005).

Tillväxt och dräktighet

En del av kvävet och fosfor i fodret som djuren konsumerar, nyttjas för kons egen och fostrets tillväxt. Av näringsinnehållet i fodret åtgår 1 % av kvävet och 2 % av fosfor till detta (Damgaard Poulsen & Friis Kristensen, 1998).

Gödsel

Producerad mängd N och P i färsk träck och urin har beräknats som skillnaden mellan vad korna intar via fodret och de mängder som allokeras till mjölk samt tillväxt och dräktighet (Friis Kristensen och Kristensen, 1997; Gustafson, 2000).

Vi har antagit att ammoniakförlusterna i ett lösdriftsstall är 7 % av gödselns totala kväveinnehåll (Linder, pers. med.). Av den totalmängd kväve i gödsel som korna producerar är det således 93 % som går in i gödsellagret. Vi antar att det inte sker några fosforförluster.

Av den mängd totalkväve i gödseln som går in i flytgödselbehållaren förloras i genomsnitt 3,5 % kväve i form av ammoniak under lagringstiden (STANK in MIND, 2005). Vi antar att det inte sker några fosforförluster i flytgödselhanteringen mellan stallet och gödsellagret. Efter lagring är mängden ammoniumkväve 60 % av gödselns innehåll av totalkväve (STANK in MIND, 2005).

Vid spridning av flytgödsel på våren i samband med vårbruk har vi räknat med en ammoniakförlust på 15 % av gödselns ammoniumkväveinnehåll efter lagring (STANK in MIND, 2005). Vid spridning av flytgödsel på slåttervall efter första skörd har vi räknat med en ammoniakförlust på 50 % av gödselns ammoniumkväveinnehåll (STANK in MIND, 2005). Vi antar att det inte sker några fosforförluster i flytgödselhanteringen mellan gödsellagret och åkermarken.

På betad areal har vi antagit att det sker en ammoniakförlust motsvarande 7,5 % av den totalmängd kväve i färsk träck och urin som korna släpper. Denna siffra baseras på att ammoniakavgången från urin är 12,5 % (Petersen m.fl., 1998), samt att 60 % av totala mängden kväve under svans finns i urinen (Steineck m.fl., 2000).

I systemen med rast- och produktionsbete har vi antagit att kornas deponering av träck och urin är fördelad i proportion till den tid djuren vistas på respektive yta; stall/ drivningsgata/ bete. I systemet där korna står inne året om sker all gödsling och urineri i stallet.

Slåttervall

Slåttervallen skördas tre gånger per år och har en årlig avkastning på 7 500 kg ts, vilket bedömts vara en rimlig skördenivå i Västra Götalands län. Slåttervallen antas i genomsnitt över liggtiden ha ett klöverinnehåll på 25 %, och kan därmed fixera en viss mängd luftkväve (se avsnitt 'Växternas kväveförsörjning'). Eftersom en del av arealen med slåttervall i systemen med produktionsbete används som bete efter en förstaskörd av ensilage, har vi i beräkningarna behövt ett mängdförhållande mellan första- och återväxtskörd. Detta har antagits vara 60/40.

Slåttervallens innehåll av N och P återfinns i tabell 3 (ensilage och bete).

Bete

För de beten som används i systemen med produktionsbete har vi antagit ett betesutnyttjande på 70 %, vilket anses kunna uppnås på välskötta beten (Spörndly, pers. medd.). För systemet med rastbete antas ett något lägre betesutnyttjande, 60 %, på grund av tramp och nedsmutsning med gödsel.

På rastbetet har avkastningen satts till 5,5 ton ts/ha, vilket med 60 % betesutnyttjande innebär att korna konsumerar 3,3 ton ts/ha. Avkastningen på permanenta beten har satts till 7,1 ton ts/ha, vilket är ett medelvärde för Sverige (Frankow-Lindberg, 1988).

Allt bete antas innehålla N och P enligt tabell 3.

Vårkorn

Avkastningen för korn är satt till 4 000 kg/ha vid 13 procent vattenhalt (SCB, 2007). Använda koncentrationer av N och P redovisas i tabell 3.

Halm

Halm används som foder till sinkor, men även som strö. Av ströhalm beräknas en åtgång av ett kg per dygn under de tidsperioder som korna vistas i stallet (Pettersson, pers. medd.). Under betesperioder reduceras denna mängd således i proportion till den tid de tillbringar ute.

Halmmängden som kan bärgas är 1 330 kg per ha (15 % vh). Denna mängd bygger på ett förhållande halm/kärna på 0,65, samt en bärgningskoefficient på 0,5 (Hansson, m.fl., 2006). Bärgningskoefficienten används för att få mängden ”bärgningsbar halm”, då det på grund av väderlek, tidsbrist m.m. inte är möjligt att bärga all halm från alla fält varje år.

I systemen *Inne* och *Rast* är tillgången på halm från arealen med korn inte tillräcklig för att täcka behovet, medan den i de båda produktionssystemen är mer än tillräcklig. Vid underskott köps halm in utifrån och vid överskott säljs det som inte förbrukas på gården.

Halmens innehåll av N och P återfinns i tabell 3.

Arealbehov

För att beräkna arealbehov för olika grödor och beten har vi utgått från vilka mängder som behövs enligt foderstaten tillsammans med avkastningsnivåer. Det resulterande arealbehovet i de olika produktionssystemen redovisas i tabell 4.

Tabell 4. Arealbehov, ha.

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Permanent bete	-	-	18	38
Slättervall	138	135	108	60
Slätterbete	-	-	25	69
Rastfålla	-	12,5	-	-
Vårkorn	135	134	137	138
Summa	273	281	288	306

Växternas kväveförsörjning

För att bestämma hur mycket kväve per hektar och gröda (permanent bete, slåttervall, slåtterbete och korn) som behöver tillföras, har vi utgått från grödornas årliga kvävebehov (SJV, 2007), vilket bland annat beror av avkastningsnivåer per hektar enligt föregående avsnitt. För det permanenta betet har vi använt ett skattat värde på 180 kg N/ha och år utifrån de värden som anges för slåttervall. I rastfållan sker ingen extra tillförsel av kväve utöver vad som finns i den färskas gödseln från djuren. Grödornas behov av kväve som använts i beräkningarna återfinns i tabell 5.

Tabell 5. De olika grödornas kvävebehov, kg/ha och år.

	kg N/ha och år
Permanent bete ¹	180
Slåttervall	187,5
Slåtterbete	187,5
Vårkorn	85

1) Skattad värde utifrån värden angivna för slåttervall

För att tillgodose behoven enligt ovan behöver samtliga grödor tillföras mineralkväve i form av handelsgödsel. Erforderliga mängder handelsgödsel har beräknats enligt följande:

$$Hg = B - (Stg + Fix + M)$$

Där Hg = Behov av mineralkväve med handelsgödsel
 B = Växternas kvävebehov
 Stg = Växttillgängligt kväve i stallgödsel
 Fix = Kvävefixering av baljväxter
 M = Kväveleverans från mark

Växttillgängligt kväve i stallgödsel är det ammoniumkväve som återstår efter ammoniakavgång efter lagring och spridning.

Vi har antagit att slåttervallen har en klöverandel på 25 % och att det permanenta betet har en klöverandel på 5 %, i genomsnitt. Detta klöverinnehåll ger en beräknad biologisk kvävefixering på motsvarande 61 kg kväve/ha i slåttervallen och 11 kg kväve/ha i det permanenta betet (Sundberg, 1997).

Vi har räknat med att man till följd av långvarig användning av stallgödsel på gårdarna har en årlig kväveleverans från marken motsvarande 20 kg/ha som växterna kan tillgodogöra sig. Detta har inkluderats i växtnäringsbalanserna för alla grödor.

Vilka mängder mineralkväve som efter balansräkningen behöver tillföras de olika grödorna och beten redovisas i tabell 6. Till slåttervallen som inte betas tillförs stallgödsel, varför dess behov av mineralkvävetillskott är lägre än slåttervallen som betas, där ingen stallgödsel ges.

Tabell 6. Tillförda mängder mineralkväve med handelsgödsel, kg/ha och år.

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Permanent bete	-	-	149	149
Slättervall	71	74	72	69
Slätterbete	-	-	106	106
Rastfålla	-	0	-	-
Vårkorn	3	2	2	2

Beräkningsmetoder

Gård

Gårdsbalansen för kväve och fosfor är mängden som köps in till gården respektive säljs från gården: (koncentrat + mineraler + handelsgödsel + halm) – (mjölk + tillväxt och dräktighet + halm).

Med gårdsbalansen kan följande nyckeltal beräknas:

- Antal mjölkkor per hektar. Mjölförsäljning, ton ECM per hektar.
- Överskott eller underskott av N och P i relation till mängd producerad mjölk (kg N och P per ton mjölk).
- Kväve- och fosforutbytet = andel N och P i försåld mjölk av mängd inköpt N och P.

Gårdsbalansen är lika med en grindbalans och vi räknar endast med flöden av N och P i inköpta eller försålda produkter.

Stall

Stallbalansen för kväve och fosfor är mängden av respektive växtnäringsämne i: (ensilage + spannmål + koncentrat + mineraler + halm) – (mjölk + tillväxt och dräktighet + färsk träck och urin + ammoniakavgång i stall).

Med hjälp av stallbalansen kan vi beräkna följande nyckeltal: Mängd N och P som transporteras in i och ut ur stallet. Andel N och P i inköpt foder i relation till total N och P i foderstaten. Producerad mängd N och P i träck och urin per ko.

Åker

Balansen för åkermark räknas som en fältbalans där vi tar hänsyn till tillförd mängd N och P i gödsel (mineralgödsel + flytgödsel) minus bortförd mängd N och P i skörden (kornkärna + halm + ensilage).

Bete

Balansen för betet räknas som en fältbalans där vi tar hänsyn till tillförd mängd kväve och fosfor i gödsel (färsk träck och urin exklusive ammoniakförluster samt mineralkväve) och bortförd mängd kväve och fosfor i mängd konsumerat bete.

Drivningsgata

I balansen för drivningsgatan tar vi hänsyn till tillförd mängd kväve och fosfor i färsk träck och urin som korna släpper då de går på drivningsgatan. Inget kväve och fosfor i skördade produkter bortförs från drivningsgatan. Den mängd kväve och fosfor som deponeras på drivningsgatan räknas därför som förlorat då ingen gröda kan tillgodogöra sig växtnäringen. Balansen avser de delar av anlagda drivningsgator som används under en betessäsong.

Resultat

Gård

Antalet mjölkkor och mängden producerad mjölk per ko är lika i alla fyra systemen, tabell 7. För att upprätthålla mjölkproduktionen på 9 900 kg ECM/ko krävs något olika foderstater i de olika systemen. Kompositionen av foderstaten har bestämt respektive systems behov av odlings- och betesareal. På grund av detta varierar djurtätheten något mellan systemen, tabell 7.

Tabell 7. Basförutsättningar och några nyckeltal i beräkningarna.

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Antal mjölkkor	300	300	300	300
Mjölprod., kg ECM/ko och år	9 900	9 900	9 900	9 900
Total areal, ha	273	281	288	306
Antal mjölkkor per ha	1,10	1,07	1,04	0,98
Mjölkförsäljning, ton per ha	10,9	10,6	10,3	9,7

I tabell 8 redovisas de mängder av kväve och fosfor in till gården och ut från gården i köpta och försålda produkter, en s.k. grindbalans. Totala mängden inköpt kväve och fosfor via koncentrat och mineraler varierar något mellan systemen. I systemen där korna är inne samt har en rastfälla, köpte man in ca 18 ton kväve jämfört med systemen med produktionsbeten där ca 17 ton kväve med koncentrat och mineraler köptes in. Mängden inköpt kväve med handelsgödsel varierar mer mellan systemen. I systemet med produktionsbete b köpte man in 17,5 ton kväve med handelsgödsel. I övriga system var inköpen av kväve med handelsgödsel mindre i följande ordning: produktionsbete a 13,5 ton kväve, rastbete 10,3 ton kväve och inne 10,2 ton handelsgödsel.

Det är i systemet med produktionsbete b som nettotillförseln av kväve blir som störst på gårdsnivå, 57,9 kg N/ha. Den största andelen kväve ut från gården av mängd inköpt kväve hade systemet inne och systemet med rastbete, motsvarande 57 %. Det var i huvudsak med såld mjölk som kväve exporterades från gården. Flöden av fosfor in till gården och ut från gården var lika stora i alla systemen. Fosforbalanserna visade på en liten nettoutförsel av fosfor från gården i alla system på mellan 1,4 kg/ha och 1,7 kg/ha.

Tabell 8. Gårdsbalans enligt grindmodellen. Kväve och fosfor i inköpta och försålda produkter, ton per år.

Gårdsbalans		Inne	Rast	Prod a	Prod b				
Antal mjölkkor per ha		1,10	1,07	1,04	0,98				
Mjölförsäljning, ton per ha		10,9	10,6	10,3	9,7				
		Kväve				Fosfor			
Inflöde, ton		Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Koncentrat+min		18,4	18,1	17,0	16,8	2,7	2,7	2,7	2,7
Handelsgödsel		10,2	10,3	13,5	17,5	-	-	-	-
Halm		0,12	0,01	-	-	0,02	0,00	-	-
Summa		28,7	28,4	30,5	34,3	2,7	2,7	2,7	2,7
Utflyde, ton		Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Mjök		15,7	15,7	15,7	15,7	3,0	3,0	3,0	3,0
Tillväxt		0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
Halm		-	-	0,06	0,16	-	-	0,01	0,03
Summa		16,3	16,3	16,3	16,4	3,1	3,1	3,1	3,1
In-ut, ton		12,4	12,1	14,2	17,8	-0,38	-0,43	-0,48	-0,48
D:o, kg per ha		45,6	43,2	49,0	57,9	-1,41	-1,54	-1,65	-1,57
D:o, g/ton mjök		4,2	4,1	4,8	6,0	-0,13	-0,15	-0,16	-0,16
Ut/In		0,57	0,57	0,54	0,48	1,14	1,16	1,18	1,18

Stall

I tabell 9 redovisas de mängder kväve och fosfor som går in till stallet med foder och strö samt ut ur stallet med mjök, gödsel och ammoniakavgång. Ju mer bete som ingår i systemet, desto mer kväve och fosfor kommer från konsumerat bete och ju mindre kväve och fosfor kommer från konsumerat ensilage. Mängden kväve och fosfor i konsumerat korn, koncentrat och mineraler skiljer lite mellan systemen. En konsekvens av att inkludera mer bete i systemet är att andelen kväve från inköpt foder av totala mängden kväve i foder minskar. I innesystemet var andelen kväve från inköpt foder 35 % och i systemet med produktionsbete b var andelen kväve från inköpt foder 31 %. Det var ingen skillnad mellan systemen i andel inköpt fosfor i foder. Ju mer bete som ingår i systemet, desto mindre mängd kväve och fosfor i gödsel samlas upp i stallet. I innesystemet fanns 34,0 ton kväve och 4,6 ton fosfor i stallgödseln efter ammoniakförluster i stallet. I systemet produktionsbete b fanns 25,5 ton kväve och 3,4 ton fosfor i stallgödseln efter ammoniakförluster i stallet.

Tabell 9. Stallbalans för 300 kor, där inflödet är mängd kväve och fosfor som korna konsumerar och utflydet är mjök och ammoniakavgång i stall. Differensen är mängd kväve och fosfor i stallgödsel från stallet till lagret. Ton per år.

		Kväve				Fosfor			
Inflöde, ton		Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Ensilage		24,0	23,4	21,4	17,7	2,9	2,8	2,6	2,1
Foderspannmål		9,2	9,2	9,3	9,5	1,9	1,9	1,9	1,9
Koncentrat+min		18,4	18,1	17,0	16,8	2,7	2,7	2,7	2,7
Halm (foder & strö)		1,1	1,0	0,9	0,8	0,2	0,2	0,2	0,1
Bete		0,0	1,4	4,1	8,7	0,0	0,1	0,4	0,8
Summa		52,8	53,1	52,8	53,5	7,7	7,7	7,7	7,6
D:o, kg/ko		176	177	176	178	26	26	26	25
Andel inköpt foder		35%	34%	32%	31%	36%	35%	35%	35%
Utflyde, ton		Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Mjök		15,7	15,7	15,7	15,7	3,0	3,0	3,0	3,0
Tillväxt		0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
Ammoniakavgång		2,6	2,4	2,3	1,9	-	-	-	-
Gödsel (till lager)		34,0	32,0	30,2	25,5	4,6	4,3	4,0	3,4
Summa		52,8	50,7	48,7	43,7	7,7	7,4	7,2	6,5
D:o, kg/ko		176	169	162	146	26	25	24	22

Fält

I tabell 10 redovisas den mängd kväve och fosfor som tillförs till respektive bortförs från åkerarealen (korn och slåttervall) samt betad areal (rastbete, permanent bete och slåtterbete). Tillförseln av fosfor med flytgödsel till åkermark begränsades till 17 kg/ha i alla system. Detta resulterade i en liten skillnad i mängd tillfört kväve med flytgödsel till åkerareal mellan systemen. Den skillnad som fanns berodde på att innesystemet hade en större åkerareal än övriga system.

Tillförsel av kväve med handelsgödsel till åkerarealen varierade något mellan systemen. Detta berodde på att tillförda mängder handelsgödselkväve till kornet och slåttervallen varierade mycket, tabell 6, i kombination med att proportionen korn/slåttervallsareal också varierade mellan systemen. Resultatet blev att mest handelsgödselkväve tillfördes åkerarealen i rastbetessystemet, 38 kg/ha, och minst handelsgödselkväve tillfördes åkerarealen i systemet med produktionsbete b, 22 kg/ha.

I systemet med rastbete tillfördes ungefär dubbelt så mycket kväve och fosfor med kornas träck och urin, motsvarande 175 kg N/ha och 23 kg P/ha, jämfört med betad yta på produktionsbetena a och b. Detta berodde på att rastbetet hade högst djurtäthet. Mer handelsgödselkväve tillfördes på betade ytor med permanent bete, motsvarande 149 kg N/ha, jämfört med slåtterbete där 106 kg N/ha som handelsgödsel tillfördes. Till största delen berodde detta på att slåttervallen hade en högre kvävefixering än permanenta betet, motsvarande 50 kg kväve/ha.

Mer kväve och fosfor bortfördes på slåtterbetet, 190 kg N/ha och 17 kg P/ha, än på permanent bete, 143 kg N/ha och 12 kg P/ha. Orsaken var att slåtterbetet hade något högre avkastning samt utnyttjandegrad. Detta berodde på att man tog en skörd samt betade återväxten. Minst kväve och fosfor, men ändå ingen obetydlig del, bortfördes av betande kor på rastbetet motsvarande 112 kg N/ha samt 10 kg P/ha. Om man jämför bortförsel av kväve från betad yta med åkeryta så bortfördes mer kväve/ha från betad yta i systemen med produktionsbete a och b, 156 kg N/ha och 157 kg N/ha, än från enbart åkeryta, 119 kg N/ha och 106 kg N/ha. När det gäller fosfor bortfördes ungefär lika mycket från betad yta, 16 kg/ha, som från enbart åkeryta, 18 och 17 kg/ha.

I systemen med produktionsbete så är det en klart större andel av tillfört kväve, 49 % och 60 %, som kommer från handelsgödsel, jämfört med systemen inne och med rastbete där andelen tillfört kväve som handelsgödsel var ungefär 38 %. En orsak är att vi i grundscenariot inte räknat med någon gödslingsseffekt från kvävet i träck och urin på betad yta när behovet för komplement med handelsgödsel beräknats. Nettotillförseln av kväve och fosfor per hektar betad yta var som störst i systemet med rastbete, med ett överskott på 64 kg N/ha och 13 kg P/ha. I systemen med produktionsbete a och b var nettotillförseln av kväve 50 kg/ha och 43 kg/ha, medan det var en nettobortförsel av fosfor på 5 kg/ha och 6 kg/ha.

Tabell 10. Fältbalans för ett genomsnittligt hektar på gården för all areal, för åkerarealen och för betad areal, kg kväve och fosfor per hektar och år.

Inflöde, kg/ha	Kväve				Fosfor			
	Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Stallgödsel								
all areal ¹	97	97	95	96	17	16	16	14
åker	97	93	98	105	17	16	16	17
betad yta ²	-	175	82	79	-	23	11	10
H-gödsel								
all areal	37	37	47	57	-	-	-	-
åker	37	38	33	22	-	-	-	-
rast/perm bete	-	0	149	149	-	-	-	-
slätterbete	-	-	106	106	-	-	-	-
betad yta (båda ovan)	-	0	124	121	-	-	-	-
Utflöde, kg/ha								
Skörd (ensilage, bete, korn och halm)								
all areal	125	124	124	120	18	18	17	16
åker	125	125	119	106	18	18	18	17
rast/perm bete	-	112	143	143	-	10	12	12
slätterbete ³	-	-	190	190	-	-	17	17
betad yta (båda ovan)	-	112	156	157	-	10	16	16
In-ut, kg/ha								
per ha (all areal)	9	9	18	33	-1	-2	-2	-2
per ha åker	9	7	12	22	-1	-2	-1	0
per ha betad yta	-	64	50	43	-	13	-5	-6
Ut/In								
per ha (all areal)	0,94	0,93	0,87	0,79	1,08	1,09	1,11	1,12
per ha åker	0,94	0,95	0,91	0,83	1,08	1,14	1,08	0,99
per ha betad yta	-	0,64	0,76	0,79	-	0,43	1,44	1,65
Andel N som h-gödsel	38,4%	37,7%	49,0%	59,7%	-	-	-	-

1) Inkl. färsk träck och urin

2) Enbart färsk träck och urin

3) Inkl. förstaskörd av ensilage

Drivningsgata

Drivningsgator finns endast i systemen med produktionsbete. I tabell 11 redovisas den årliga belastningen av kväve och fosfor med träck och urin i de drivningsgator som används. Belastningen av kväve och fosfor var ungefär dubbelt så stor i produktionssystem b som i produktionssystem a. Orsaken till detta är att korna i system b tillbringar dubbelt så lång tid i drivningsgatan eftersom de går till och från stallet två gånger per dygn för mjölkning, jämfört med en gång per dygn i system a.

Tabell 11. Gödselbelastning från färsk träck och urin i drivningsgata för de båda systemen med produktionsbete.

	Kväve		Fosfor	
	Prod a	Prod b	Prod a	Prod b
Gödselbelastning, g/m ²	20	42	2,4	4,8
D:o, kg/ha	198	418	24	48

Totala ammoniakförluster

Ammoniakavgång från gödsel sker i stall, från gödsellager, vid spridning av stallgödseln och från den färska träck och urin korna släpper på betet. I tabell 12 har dessa kväveförluster i form av ammoniakavgång sammanställts och summerats. Systemet där korna är inne förlorade störst mängd ammoniak i stallet beroende på att störst mängd gödsel samlades upp i stallet. Även mängden ammoniak förlorat under lagringen av gödsel är störst i innesystemet på grund av att störst mängd flytgödsel lagrades.

Ammoniakavgången vid spridning av flytgödsel påverkades av hur stor andel av flytgödseln som kunde spridas vid vårbruk till korn, vilket gav mindre ammoniakförluster än spridning till slåttervall efter första skörd. I systemet där korna är inne och mest flytgödsel producerades blev resultatet att en större andel av flytgödseln spreds till slåttervall efter första skörd, vilket resulterade i att detta system förlorade mest ammoniak vid spridning av flytgödsel.

Systemet med produktionsbete b förlorade störst mängd ammoniak från färsk träck och urin på betet. Detta berodde på att korna var ute längst tid och därmed gödslade störst mängd färsk och urin på betet.

Sammanfattningsvis förlorade innesystemet störst mängd ammoniak från gödselhanteringen (10,1 ton kväve/år) följt av systemen med rastbete (9,5 ton kväve/år), produktionsbete a (8,9 ton kväve/år) och produktionsbete b (7,4 ton kväve/år).

Tabell 12. Beräknade totala kväveförluster i form av ammoniakavgång, ton N per år.

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Stall	2,6	2,4	2,3	1,9
Gödsellager	1,2	1,1	1,1	0,9
Gödselspridning	6,4	5,8	5,2	3,8
Bete ¹ /rastfålla	-	0,2	0,3	0,7
Summa	10,1	9,5	8,9	7,4

1) Inklusiv drivningsgata

Känslighetsanalys – kväveverkan från urin på bete

I grundscenariot är det inte tillgodoräknat någon växtnäringseffekt av det kväve som finns i den färskträcken och urinen som korna gödslar på permanent bete och slåtterbete (systemen Produktionsbete a och b). I gödslingsrekommendationerna (SJV, 2007) finns inte några riktlinjer för hur man kan ta hänsyn till detta. Då det ändå är rimligt att en del av tillfört kväve via urinen till marken kan utnyttjas av vallväxterna, har vi i en känslighetsanalys undersökt effekterna av att inkludera detta i växtnärbalanserna.

Beräkningarna i känslighetsanalysen har baserats på följande förutsättningar och antaganden:

- Endast det kväve som finns i urinen tillgodoräknas växtnäringseffekt, ej den i träcken.
- Av total mängd kväve under svans finns 60 % i urin och 40 % i träck (Steineck m.fl., 2000).
- Allt kväve i urinen antas vara i form av direkt växttillgängligt kväve (Jarvis m.fl., 1989a; McGechan och Topp, 2004).
- Det kväve i urin som återstår efter ammoniakförluster på 12,5 % (Petersen m.fl., 1998), antas vara jämnt fördelad över betesarealen i de båda systemen med produktionsbete.

Resultat

Med förutsättningar enligt ovan, erhöles en kväveverkan från urinen på bete på 44- 50 kg per ha, tabell 13. Som framgår av tabellen minskar detta gårdens behov av inköpt handelsgödsel betydligt, och skillnaderna mellan de olika produktions-systemen behov av handelsgödselkväve blev inte längre så markant.

Tabell 13. Resultat av känslighetsanalys med kväveeffekt av urin på bete, grå markering.

	Inne	Rast	Prod a		Prod b	
Kväveeffekt från urin, kg N/ha bete	-	-	0	50	0	44
Handelsgödsel på betade ytor, kg/ha (reduktion, %)	-	0	124	74 (40)	121	78 (36)
Inköpt handelsgödsel, ton (reduktion, %)	10,2	10,3	13,5	11,3 (16)	17,5	12,8 (27)
Fältbalans (in-ut), kg N/ha (reduktion, %)	9	9	18	10 (42)	33	17 (47)

Diskussion

Övergripande systemjämförelse

Baserat på resultat från detta projekt presenteras i tabell 14 en riskbedömning av de olika systemens miljöpåverkan med avseende på förluster av kväve och fosfor. I tabellen redovisas även för- och nackdelar avseende en del andra parametrar där det bedömts finnas skillnader mellan systemen. Efter tabellen återfinns korta förklarande kommentarer till vissa av parametrarna i tabellen.

Tabell 14. Riskbedömning av förluster, högre risk (-) och lägre risk (+), samt bedömning av fördelar (+) och nackdelar (-) i de olika betessystemen relaterat till innesystemet = 0

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Kväveförluster i form av:				
ammoniakavgång	0	+	++	+++
utlakning och lustgas	0	0	-	--
Fosforförluster	0	-	-	-
Mängd inköpt kväve	0	0	-	--
Metanutsläpp ¹	0	+	++	++++
Djurhälsa ¹	0	+	++	+++
Djurvälfärd ¹	0	+	++	++
Krav på god arrondering ²	0	0	-	--

1) Efter Van der Pol-van Dasselaar, 2005

2) Egen bedömning

Ammoniakavgång – Den totala ammoniakavgången blev lägre i systemen med produktionsbete, jämfört med systemet med rastbete, tabell 12. Detta berodde delvis på att vi valt att ha en så optimal flytgödselhantering som möjligt där en låg behovsanpassad mängd spreds till korn på våren. Eventuellt ytterligare kvävebehov hos grödan har vi kompletterat med handelsgödselkväve. I systemen med produk-

tionsbete spreds i princip all nötflytgödsel till korn, vilket gav låg ammoniakavgång. I systemet med rastbete producerades större mängd nötflytgödsel och därmed spreds även en del nötflytgödsel på slåttervall, vilket gav högre ammoniakavgång.

Med stöd av litteraturgenomgången räknade vi i grundscenariot med en ammoniakavgång på 7,5 % från totalmängden kväve i träck och urin på bete. När riktvärdet i STANK in MIND (2005) användes istället blev skillnaden mellan systemen liten, se tabell 17 i kommande avsnitt 'Totala ammoniakförluster'.

Utlakning och lustgas – Ett kväveöverskott som inte grödan utnyttjat riskerar att förloras under vinterhalvåret. I kvävebalansen för ett år är det areal med korn och bete som har ett kväveöverskott med små skillnader mellan systemen, tabell 15. Arealen med drivningsgata, som representerar en liten del av totalarealen, har ett avsevärt högre kväveöverskott. I kvävebalansen för ett hektar av gårdens totala areal i genomsnitt för en växtföljd, tabell 10, förstärks dock skillnaderna mellan systemen. Systemen med produktionsbete har ett större kväveöverskott än rastbetessystemet. Resultaten berodde på att vi inte har räknat med någon kväveverkan från träck och urin på bete, utan tillgodosåg grödans kvävebehov med handelsgödsel. Om man räknar med en viss kväveverkan från träck och urin (känslighetsanalys, tabell 13) blir mängden tillfört handelsgödsel mindre och kväveöverskottet blir detsamma för rastbetessystemet och produktionsbete a, medan produktionsbete b får ett något högre kväveöverskott. I rastbetessystemet har kväveöverskottet större negativ effekt, då detta skedde på samma areal år efter år. På drivningsgatan i systemen med produktionsbete tillfördes också ett kväveöverskott varje år. I systemen med produktionsbete ingick betesarealen till en del i en växtföljd, vilket minskade risken för kväveförluster från betet.

Tabell 15. Kvävebalans (g/m² och år) på olika arealer, samt respektive areals andel av gårdens totalareal (%).

	Fältbalans för kväve, g/m ²				Andel av totalareal, %			
	Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Korn	4	4	4	4	49	48	47	45
Slåttervall	-2	-2	-2	-2	51	48	37	20
Betad yta ¹		6	5	4		4	15	35
Drivningsgata			20	42			0,5	0,5

1) Rastbete, permanent bete och slåtterbete

Fosforförluster – Enligt litteratursammanställningen kan man förvänta sig att fosforförluster främst sker från ettåriga grödor med öppen jord vissa delar av året. Alla system hade lika stor areal med spannmål i beräkningarna, vilket resulterade i ett lika stort fosforöverskott för korn, tabell 16. Detta tyder på att det inte var någon skillnad i fosforförluster mellan systemen. Å andra sidan var fosforöverskottet större på arealen för rastbete samt arealen för drivningsgatan, tabell 16. Trots att rastbetet respektive drivningsgatan representerade en liten andel av totalarealen så blev det en icke obetydlig punktbelastning av fosfor i genomsnitt över en växtföljd, tabell 10. Det skedde således en omfördelning av växtnäring inom gården, där fosfor från areal med fodergrödor transporterades till rastbetet respektive drivningsgatan. Riskbedömningen har gjorts utifrån att det i systemen med rastbete och produktionsbete finns små ytor med stort överskott av fosfor.

Tabell 16. Fosforbalans (g/m² och år) på olika arealer, samt respektive areals andel av gårdens totalareal (%).

	Fältbalans för fosfor, g/m ²				Andel av totalareal, %			
	Inne	Rast	Prod a	Prod b	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Korn	0,2	0,2	0,2	0,2	49	48	47	45
Slåttervall	-0,5	-0,6	-0,5	-0,4	51	48	37	20
Betad yta ¹		1,3	-0,5	-0,6		4	15	35
Drivningsgata			2,4	4,8			0,5	0,5

1) Rastbete, permanent bete och slåtterbete

Mängd inköpt kväve – En av de viktiga åtgärder som krävs för att minska jordbrukets kväveförluster är att minska mängden inköpt handelsgödselkväve. Resultaten från våra beräkningar visade att systemen med produktionsbete köpte in störst mängd handelsgödselkväve. Om man räknar med en viss kväveverkan från urin på bete kan mängden inköpt handelsgödselkväve minska betydligt (se känslighetsanalys, tabell 13) och skillnaden mellan systemen blir mindre.

Metanutsläpp – Riskbedömningen baserades på litteraturgenomgången. Har man samma antal mjölkkor med samma mjölkproduktion så påverkas metanutsläppen av mängden uppsamlad och lagrad gödsel. Vi kan därför förvänta oss störst metanutsläpp från innesystemet och systemet med rastbete, där störst mängd gödsel samlades upp i stallet och därefter lagrades.

Gård

Mängden inköpt kväve och fosfor med koncentrat och mineraler varierade lite mellan systemen. Orsaken är att det krävs en viss andel koncentrat och mineraler i foderstaten för att tillgodose kons näringsbehov vid en mjölkproduktion på 9 900 ECM/ko och år, vilket inte skilde sig så mycket beroende på typ av betessystem. Det var skillnader i mängden inköpt kväve med handelsgödsel som i större utsträckning påverkade gårdsbalansen i de fyra olika systemen. Alla gårdsbalanser visade på ett kväveöverskott med lägst nettotillförsel i systemet med rastbete (43 kg N/ha), följt av innesystemet med (46 kg N/ha) och därefter systemen med produktionsbete a (49 kg N/ha) och produktionsbete b med högst nettotillförsel (58 kg N/ha).

Orsaken till att produktionsbete b köper in mest kväve med handelsgödsel är att minst mängd kväve samlas upp i stallet då djuren är ute på bete längst tid i detta system. På åkermarken innebär det att grödans kvävebehov till mindre del tillgodoses med flytgödsel, vilket leder till att större andel kväve tillförs med handelsgödsel. Andelen betad areal är också störst i systemet produktionsbete b, vilket innebär att större mängd kväve tillförs med handelsgödsel till betad areal.

Fosforbalansen visade på en liten nettobortförsel av fosfor på gårdsnivå. För att kunna svara på om detta rent teoretiskt kan ha någon betydelse för markens bördighet på lång sikt behöver man också titta på fältbalansen för fosfor. Överhuvudtaget behöver man göra kväve- och fosforbalanser flera år i rad på gården för att kunna bedöma om det finns några trender när det gäller en kontinuerlig nettotillförsel eller -bortförsel. I praktiken är det vanligt att kväve- och fosforflöden samt balanser kan variera stort för en gård beroende på t.ex. årsvariationer i mängder av kväve och fosfor i foder, gödsel, grödor och mjölk (Gustafson m.fl., 2007).

Kväve- och fosforbalanserna på de fyra teoretiska mjölkgårdarna presenterade i denna rapport var betydligt lägre i jämförelse med hur det kan se ut på svenska mjölkgårdar i verkligheten. Myrbeck (1999) sammanställde gårdsbalanser för 279 mjölkgårdar, varav 130 stycken i Skåne, med flytgödselhantering. Dessa gårdar hade i genomsnitt 1,15 mjölkkor/ha med en mjölkavkastning på 8 500 kg/ko. I genomsnitt fanns ett kväveöverskott på 146 kg/ha och ett fosforöverskott på 5 kg/ha. De 25 procenten av gårdarna med lägst nettotillförsel hade i genomsnitt ett kväveöverskott på 106 kg/ha och fosforbalansen var 0 kg/ha. De 25 procenten av gårdarna med högst nettotillförsel hade i genomsnitt ett kväveöverskott på 187 kg/ha och ett fosforöverskott på 9 kg/ha. Myrbeck (1999) anger flera tänkbara orsaker till att kväve- och fosforbalanserna varierade stort mellan gårdarna. Lantbrukare med god foderstyrning får högre mjölkavkastning vid samma mängd kväve i fodret som lantbrukare med dålig foderstyrning. Lantbrukare med god foderstyrning utnyttjade därmed inköpt foder och kväve bättre, vilket gav en lägre nettotillförsel av kväve på gårdsnivå. Även bland mjölkgårdar med flytgödselhantering fann Myrbeck (1999) skillnader i hur väl kvävet i flytgödseln utnyttjades, men hade inte så pass detaljerat underlag att en fördjupad analys kunde göras. Myrbeck noterade dock att mjölkgårdar med flytgödsel i Skåne och Halland hade en högre nettotillförsel av kväve per hektar än mjölkgårdar i Gävle-Dalarna, Mälardalen, Jönköping och Kalmar. Beräkningsmetoderna kan också skilja sig något mellan Myrbeck (1999) och vad som använts i denna rapport. De redovisade gårdsbalanserna i Myrbeck (1999) är ändå ett exempel på hur det kan se ut i verklig mjölkproduktion.

I en gårdsbalans syns inte hur stora mängder kväve och fosfor som cirkulerar inom gården. Betydande mängder kväve och fosfor kan finnas inom gården i hemmaproducerat foder och i gödsel från mjölkorna. De interna flödena av kväve och fosfor behöver också synliggöras för att få en uppfattning om det sker en nettotillförsel eller - bortförsel av kväve och fosfor i stallet, på åkern eller på betet. Även variationer i kväve- och fosforflöden över tiden är intressant såsom skillnader mellan olika år (Gustafson m.fl., 2007). En så heltäckande bild som möjligt av externa och interna flöden av kväve och fosfor på gården förbättrar möjligheterna att ge adekvata förslag på hur hushållningen av kväve och fosfor kan förbättras (Oenema m.fl., 2003).

Stall

I den här rapporten används stallbalansen för att räkna ut hur mycket av det kväve och fosfor som korna konsumerat som hamnar i färsk träck och urin (Gustafson, 2000). Mängden kväve och fosfor i färsk träck och urin är dock inte samma sak som mängden kväve och fosfor i stallgödsel. Dels för att vi här varierar andelen betad yta i de olika systemen, vilket påverkar hur mycket kväve och fosfor som samlas in i stallet. Dels för att stallgödselns innehåll av växtnäringsämnen och spårelement kan förändras mycket beroende på hur stallgödseln hanteras (Gustafson m.fl., 2007). Därför tar vi också hänsyn till ammoniakförluster. I innesystemet samlas störst mängd kväve (34 ton) och fosfor (4,6 ton) upp i stallet som stallgödsel. Konsekvensen blir att ammoniakförlusterna från stall blir störst i innesystemet, 2,6 ton kväve, jämfört med t ex systemet med produktionsbete b där ammoniakförlusterna i stall var lägst, 1,9 ton kväve.

Fält

I alla system var det fosfor som begränsade mängden flytgödsel per hektar. En tillförsel av 17 kg fosfor/ha innebär en mängd nötflytgödsel på cirka 22 ton/ha till vårkorn och slåttervall. Detta är en låg tillförsel av fosfor med stallgödsel, jämfört med verkligheten. Enligt svensk officiell statistik så fick areal med vårkorn en tillförsel med stallgödsel på 30 kg fosfor/ha. Areal med slåttervall fick mellan 16 och 26 kg fosfor/ha med stallgödsel (SCB, 2006). I de fyra systemen presenterade här har vi valt en spridningsstrategi som tillför den mängd fosfor som bortförs med skörden. Detta främjar en god hushållning av fosfor på de flesta odlade jordarna i Sverige (Andersson m.fl., 1998). Vi har också valt att sprida så stor del av flytgödseln som möjligt till korn vid vårbruk. Denna strategi har förutsättningar att ge ett bra skördeutbyte samt låga ammoniakförluster men är inte alltid så lätt att tillämpa i verkligheten. Enligt officiell statistik fick endast 25 % av vårsådd spannmålsareal på djurgårdar flytgödsel vid vårbruk (SCB, 2006). Den mängd kväve som tillförs i fältbalansen med flytgödsel är kväve kvar efter ammoniakförluster. Den mängd nötflytgödsel som finns kvar efter spridning till korn vid vårbruk har spridits till slåttervall efter förstaskörd. Spridning av nötflytgödsel efter förstaskörd kan dock ge stora ammoniakförluster (Rodhe m.fl., 2004; Rodhe och Etana, 2005). Konsekvensen blir att mer kväve förloras som ammoniak vid spridning till slåttervall, jämfört med spridning vid vårbruk.

Den mängd kväve som tillförs till betad areal med träck och urin är mängd kväve kvar efter ammoniakförluster. Jämfört med systemen med produktionsbete hade systemet med rastbete en högre nettotillförsel av kväve och fosfor från träck och urin per hektar betad yta. Fältstudier har visat att kväveöverskottet påverkar kväveläckaget (Johnes m.fl., 1996; Eriksen och Kristensen, 2001). Ur växtnäings- och miljösynpunkt ska tillförseln av kväve och fosfor anpassas efter hur mycket kväve och fosfor som bortförs från arealen med skörden. I Sverige begränsar fosfor tillförseln med stallgödsel (Steineck m.fl., 2000). I systemet med rastbete behöver rastbetet integreras i en växtföljd. Man kan t ex odla spannmål vartannat år på arealen och ha rastbete vartannat år. Då skulle nettotillförseln av fosfor på 13 kg P/ha vid rastbete kunna utnyttjas av spannmålsgrödan nästkommande år. Dock får man fortfarande en nettotillförsel av kväve på 64 kg N/ha vid rastbete. En förråds gödning av kväve är inte att rekommendera. Salomon m.fl. (2007) konstaterade att på de utearealer som användes varje år och där slaktsvin föredrog att gödsla så var koncentrationen av mineralkväve i marken (0-90 cm djup) åtta gånger högre än på de utearealer där grisarna inte gödslade. På de gödselbelastade utearealerna hade mineralkvävet i marken också transporterats från det övre lagret (0-30 cm djup) ned till djupare lager (30-60 cm samt 60-90 cm djup). Marken var en sandig mojord.

I systemen med produktionsbete a och b så var det ett litet fosforunderskott på betad areal (-5 och -6 kg P/ha), vilket tyder på en balanserad djurtäthet. Fosforflödena liksom fosforbalanserna på fältnivå tyder på att fosfor omfördelas inom gården. På rastbetet fanns ett överskott av fosfor på 13 kg P/ha, medan det för åkern var ett litet underskott (-2 kg P/ha). I systemet med rastbete flyttas fosfor från åkern med foder till korna, som sedan genom sin gödsel tillför mer fosfor på rastbetet än vad de konsumerar. I systemen med produktionsbeten var istället underskottet av fosfor större på betade ytor (-5 och -6 kg P/ha) än på åker (0 och -1 kg P/ha). På sikt kan det därför finnas ett behov av att fosforgödsla vissa

arealer. Detta beror dock på markens fosfortillstånd, som kan kontrolleras genom regelbunden markkartering.

När det gäller storleken på kväveflöden och -balanser på betad areal är det inte bara djurtäthet och tillförsel i träck och urin samt bortförsel med kornas beteskonsumtion som påverkar utan också tillförsel av kväve med handelsgödsel. Enligt resonemanget ovan för fosfor så var djurtätheten mer balanserad på betad areal i system med produktionsbete än i systemet med rastbete. På rastbetet var kväveöverskottet störst (64 kg N/ha), vilket berodde på en hög årlig tillförsel av N genom träck och urin. Systemen med produktionsbete hade också ett kväveöverskott (50 respektive 43 kg N/ha), men där påverkades kvävebalansen mer av vald gödslingsstrategi med handelsgödsel. Det är inkonsekvent att inte räkna med att en del av tillfört kväve med träck och urin på betad yta kommer grödan tillgodo. Detta skulle minska mängden tillfört kväve med handelsgödsel. Vi har dock valt att följa de svenska gödslingsrekommendationerna, som är relativt knapphändiga när det gäller betessystem (SJV, 2007). Kväveöverskotten för betad yta i de system som presenterades här var dock inte exceptionellt höga. Oudshoorn m.fl. (2008) bestämde mängden kväve i foder, mjölk och tillväxt i ett fältförsök med begränsad betestid för mjölkkor på rotationsbete, som resulterade i kväveöverskott på mellan 58 kg N/ha och 108 kg N/ha för betad yta.

En orsak till att det är svårt att utforma gödslingsrekommendationer för betessystem är att djur kan sprida träck och urin mycket ojämnt över betesytan, vilket också kan orsaka hög punktbelastning av kväve och fosfor på vissa delar (Eriksen och Kristensen, 2001; Salomon m.fl., 2007; Oudshoorn m.fl., 2008). En heterogen gödelspridning ökar risken för kväve- och fosforförluster samt gör det omöjligt att planera gödslingsstrategin till kommande grödor. Man kan dock påverka var samt hur mycket djuren gödslar med hjälp av hur betessystemet utformas. Både Lund m.fl. (2007) samt Oudshoorn m.fl. (2007) visade att mängden tillfört kväve med träck och urin minskade då kons tid på bete minskade. Oudshoorn m.fl. (2007) visade också att i ett system med rotationsbete av god kvalitet betade kon så aktivt att träck och urin fördelade sig jämnt över ytan utan någon punktbelastning. Detta talar för att det med produktionsbeten finns möjligheter att utforma systemen så att träck och urin blir jämnt spridd över betad yta (Chen m.fl., 2001). Även rastbetessystem behöver utformas så att träck och urin sprids med en jämnhet som är acceptabel.

Drivningsgata

Den mängd kväve och fosfor som belastar drivningsgatan med träck och urin är liten jämfört med den mängd kväve och fosfor som kon totalt producerar i gödsel. Punktbelastningen av kväve och fosfor på drivningsgatan blir dock hög eftersom ytan är liten och motsvarade 198 kg N/ha och 24 kg P/ha respektive 418 kg N/ha och 48 kg P/ha. Punktbelastningen blir också hög då vi räknat med att korna både gödslar och urinerar lika frekvent på drivningsgatan. Lindgren (2004) noterade i en pilotstudie hur frekvent korna gödslade och urinerade på drivningsgatan då flocken i huvudsak var i rörelse. Noteringarna gjordes vid 6 tillfällen då korna var på väg till betet och vid 7 tillfällen då korna var på väg till stallet. Vid alla tillfällen noterades enbart gödslingar. Lindgrens (2004) noteringar antyder att vid en väl fungerande kotrafik så skedde ingen urinerad. Detta skulle betyda att våra

beräkningar av hur stor kväve- och fosforbelastningen är på drivningsgatan är överskattad. För att verifiera resultaten behövs dock gödslingsbeteendestudier.

Då det inte sker någon bortförsel av kväve och fosfor med skördad gröda på drivningsgatan innebär det att växtnäringen inte utnyttjas och risken för kväve- och fosforförluster ökar. För att minska risken för kväve- och fosforförluster kan man tänka sig att ha en växande gröda vid sidan om den anlagda drivningsgatan som regelbundet putsas och skördas.

En drivningsgata kan anläggas med många olika typer av material och klara av trafik med både kor och motorfordon (Lindgren och Benfalk, 2004). Detta möjliggör utveckling av tekniska lösningar för att samla upp eller adsorbera kväve och fosfor som belastar drivningsgatan. Man bör också planera och organisera kornas trafik på drivningsgatan så att gödselbelastningen blir låg (Lindgren och Benfalk, 2004). Om korna får gå ett stycke inne i stallet så gödslar de mindre på ytorna utanför stallet. Hur mycket gödsel som hamnar på drivningsgatan på väg hem från betet beror till stor del på om flocken varit i rörelse före hämtningen. Om de har stått och väntat är det fler som gödslar när korna börjar gå. På planen utanför stallet kan antalet gödslingar öka om det blir kö vid ingången. Om kotrafiken flyter lugnt och jämnt, är risken mindre för gödsel på drivningsgatan.

Mängden kväve och fosfor som belastar drivningsgatan beror till stor del på hur lång tid kon tillbringar på drivningsgatan. I denna rapport har vi antagit att drivningsgatan är optimalt utformad så att kotrafiken är lugn men att korna ändå hela tiden rör sig framåt. På drivningsgatan i dessa produktionssystem går korna 1 175 meter på 15 minuter. I en kartläggning av holländska mjölkgårdar uppgav bönderna att 1 000 meters gångavstånd för kon mellan stall och bete upplevdes som vad de maximalt kunde acceptera. Kornas promenad tog 15 minuter (Van den Pol-van Dasselaaar m.fl., 2008). Vad man accepterar beror delvis på hur väl drivningsgatan fungerar för kon och djurskötaren men också på vad alternativet skulle vara.

Ett betessystem utan en anlagd drivningsgata är det sämsta alternativet för kon, djurskötaren och för miljön, speciellt i stora mjölkbesättningar. Om korna går på naturlig mark ältas jorden och eroderar bort efter hand. Korna kan skada klövarna på vassa stenar och om markytan blir ojämn och gropig blir kotrafiken långsam. Då markytan är våt ökar risken för att kon halkar och skadar sig. Bra drivningsgator kan både underlätta mjölkkningsarbetet och förbättra mjölkkvaliteten samt klövhälsan (Lindgren, 2004). En drivningsgata på naturlig mark bredvid eller på betesarealen som trampas av mjölkkor förstör snabbt vegetations-täcket och jordens struktur, vilket ökar risken för jorderosion. I en norsk studie över fosforförluster från ett avrinningsområde kunde man vid ett tillfälle påvisa höga fosforförluster då får betat längs flodbanken och strandkanten, vilket resulterat i mark utan vegetation samt jorderosion (Ekholm m.fl., 2000). När korna ältar jorden och förstör markstrukturen ökar risken för markpackning. Detta förstör förutsättningarna för att kunna etablera en gröda på den yta korna gått på. Markpackning leder också till anaeroba markförhållanden och ökade lustgasutsläpp (Maag, 1990; Dobbie och Smith, 2003b). För att undvika markpackning på betesmarken kan det därför vara värt att anlägga hållfasta transportvägar för maskiner och/eller djur. En väl anlagt drivningsgata främjar också en snabbare kotrafik och korna tillbringar kortare tid på drivningsgatan vilket minskar gödselbelastningen.

Totala ammoniakförluster

I alla fyra systemen har samma riktvärden för ammoniakavgång i stall (7 % av tot-N) och lager stall (3,5 % av tot-N) använts. Hur mycket ammoniakavgången kan variera i ett modernt lösdriftsstall och därmed påverka riktvärdet har vi inte fördjupat oss i. Vi har inte heller fördjupat oss i hur mycket ammoniakavgången från ett flytgödsellager med svämtäcke kan variera. Vid spridning av flytgödsel på åkermark bör man bandsprida med släpslang och sprida en mängd anpassad efter grödans behov samt bruka ned gödseln direkt (Rodhe m.fl., 2004). Denna spridningsstrategi har förutsättningar att ge låga ammoniakförluster. Svårigheten ligger mer i att ha tillgänglig areal och att hinna sprida stallgödseln under vårbruket. Detta illustreras här i de fyra betessystemen där innesystemet med störst mängd flytgödsel får sprida störst andel av gödseln till slåttervall, vilket innebar att störst mängd ammoniak förlorades vid spridning av flytgödsel i innesystemet. Spridning av flytgödsel på slåttervall ökar risken för ammoniakförluster och därför är riktvärdet för ammoniakavgång högre än vid vårbruk. Det pågår dock utveckling av bandspridningsteknik som ytmyllar flytgödseln vilket har potential att minimera ammoniakavgången på slåttervall (Rodhe och Etana, 2005).

På betade ytor kan man förvänta sig en ännu större variation i hur mycket kväve från träck och urin som förloras som ammoniak, jämfört med spridning av flytgödsel. Ammoniakavgången från färsk träck och urin påverkas både av klimatfaktorer och av mängden kväve som tillförts (Hatch m.fl., 1990).

På betet har vi i grundalternativet räknat med en ammoniakförlust motsvarande 7,5 % av det totala kväveinnehållet i färsk träck urin som korna gödslar. Detta är en betydligt lägre siffra än den som anges i STANK in MIND, 2005, där motsvarande procenttal är 30 %. Vi har valt det lägre riktvärdet i grundalternativet då det fanns flera exempel på att ammoniakavgången från färsk träck och urin på bete kan vara klart lägre än 30 %, se t ex Jarvis m.fl. (1989b), Petersen m.fl. (1998) och McGechan och Topp (2004). Med en ammoniakförlust motsvarande 7,5 % av totala kväveinnehållet i färsk träck och urin på betet var de totala ammoniakförlusterna från systemen med produktionsbeten klart lägre (8,9 ton och 7,4 ton) än i innesystemet (10,1 ton). Van Duinkerken m.fl. (2005) konstaterade också att ammoniakförlusterna kan bli större i inomhussystem än i betessystem. För att även illustrera hur en hög ammoniakavgång från färsk träck och urin på bete påverkar den totala ammoniakavgången i alla fyra system har vi också räknat med 30 % ammoniakförlust av totala kväveinnehållet i färsk träck och urin. Med denna högre siffra ökar kväveförlusterna på bete med en faktor fyra. Detta innebar att den totala ammoniakavgången i stort sett blev lika i de fyra olika systemen, tabell 17. Vilket riktvärde man väljer för ammoniakavgång på bete kan således ha stor betydelse för hur stor den totala ammoniakavgången blir från mjölkproduktion med bete.

Tabell 17. Beräknade totala kväveförluster i form av ammoniakavgång, ton N per år.

	Inne	Rast	Prod a	Prod b
Stall	2,6	2,4	2,3	1,9
Gödsellager	1,2	1,1	1,1	0,9
Gödselspridning	6,4	5,8	5,2	3,8
Bete ¹ /rastfålla	-	0,7	1,2	2,9
Summa	10,1	10,0	9,8	9,6

1) Inklusive drivningsgata

Känslighetsanalys – kväveverkan från urin på bete

Vid spridning av flytgödsel till korn och slättervall skattar man hur stor andel av grödans kvävebehov som tillgodoses då så mycket flytgödsel tillförs så att det motsvarar 17 kg fosfor/ha. Resten av grödans kvävebehov kompletteras med kväve i form av handelsgödsel. Denna gödslingsstrategi främjar en tillförsel av kväve och fosfor som är anpassad efter grödans behov och undviker tillförsel av ett överskott av kväve och fosfor. Samma gödslingsstrategi bör tillämpas på produktionsbeten. Då man inte tar hänsyn till kväve i färsk träck och urin på betad yta i gödslingsplanen leder detta till ett kväveöverskott, framförallt orsakad av kvävetillförseln med handelsgödsel.

Vilken gödselverkan kan man då räkna med från färsk träck och urin på bete? Generellt kan grödan utnyttja växtnäring i den träck och urin som gödslar betet då grödan växer, dvs. vår och sommar. McGechan och Topp (2004) visade att kväveläckaget efterföljande år kan vara nära noll från den träck och urin som korna gödslade på betet under perioden 1 april till 10 juli. I denna känslighetsanalys antog vi att grödan kan utnyttja den mängd kväve som tillförs betet med gödslad urin, efter ammoniakförluster. Detta resulterade i att systemet med produktionsbete a skulle köpa in 16 % mindre mängd handelsgödsel och produktionsbete b skulle köpa in 27 % mindre mängd handelsgödsel på gårdsnivå. På betad yta skulle det innebära en tillförsel av handelsgödsel på 74 kg kväve/ha i produktionsbete a och 78 kg kväve/ha i produktionsbete b. Hur en sådan radikal minskning av kvävetillförseln med handelsgödsel skulle påverka betets avkastning och näringsinnehåll har vi inte hittat några exempel på.

Kväveförluster genom utlakning och lustgas från betesmark

Fältbalanserna för betad yta visade på en nettotillförsel av kväve i de tre systemen med bete, motsvarande 64 kg N/ha på rastbetet, 50 kg N/ha på produktionsbete a och 43 kg N/ha på produktionsbete b, efter ammoniakförluster. Vart tar detta överskott av kväve vägen? På sandiga jordar med hög nederbörd under vintern kan man förvänta sig att kväveöverskottet förloras som kväveläckage (Wachendorf m.fl., 2004). Studier från Nya Zeeland samt Storbritannien har visat att bete och tillförsel av träck och urin vid våta förhållanden under höst- och vinterperioden ökat lustgasutsläppen (Ledgaard m.fl., 1996; de Klein m.fl., 2003, 2004).

Vilken typ av bete ska man då ha för att minska risken för kväveutlakning? Eriksen m.fl. (2008) har i danska fältförsök på moig sandjord mätt kväveutlakning från två olika ekologiska växtföljder med bete. För klöver/gräsvall i de två växtföljderna

provades fem olika strategier: 1. Enbart bete och tillförsel av flytgödsel. 2. Enbart bete. 3. Både skörd och bete med tillförsel av flytgödsel. 4. Enbart skörd med tillförsel av flytgödsel. 5. Enbart skörd. Kväveläckaget var högst (cirka 110 kg N/ha) från klöver/gräsvall som betats och fått flytgödsel och lägst (cirka 40 kg N/ha) från klöver/gräsvall som antingen bara betats eller bara skördats. Å andra sidan uppmätte Wachendorf m.fl. (2004) i sina fältförsök att kväveutlakningen från betesvallen minskade då den skördades en eller flera gånger, jämfört med enbart rotationsbete under betets liggetid. Vilken strategi som ska tillämpas på bete och om samt hur bete och slåtter ska kombineras för att minska kväveläckaget är tydligen en fråga som behöver belysas mer.

Vid vallbrott ökar omsättningen av organiskt material i marken och stora mängder mineralkväve frigörs, vilket ökar risken för kväveutlakning och denitrifikation. Eriksen m.fl. (2008) uppmätte dock ett mycket lågt kväveläckage (cirka 13 kg N/ha) efter vallbrott då efterföljande gröda var helsädesgröda av korn kombinerat med fånggröda under vintern.

Att minska lustgasutsläppen från betesmark på gårdar med mjölkproduktion handlar dock inte bara om åtgärder på fältet. Även åtgärder på gården och regionalt kan behövas. På Nya Zeeland har lustgasutsläppen ökat 25 % mellan år 1990 och 2004 (Luo m.fl., 2008). Orsakerna har varit en intensifiering av mjölkproduktionen med större besättningar som behöver mer foderkoncentrat och bete. En viktig faktor för att minska lustgasutsläppen är att optimera kons kväveutnyttjande. Ett exempel är att inkludera majs i foderstaten, som är en energirik foderkomponent med låg kvävehalt. Lou m.fl. (2008) fann att lustgasutsläppen minskade med 22 % per kg producerad mjölk då korna betade på sommarhalvåret och fick majsensilage under vintern istället för att beta året om. Hur kväveutlakningen påverkades fanns inga uppgifter om. Eriksen m.fl. (2008) uppmätte ett högt kväveläckage på cirka 130 kg N/ha från en majsgröda med efterföljande fånggröda, vilket visar att det är svårt att optimera kväveutnyttjandet för majs på fältet.

Studierna ovan får vara exempel på att när det gäller kväve är det viktigt att analysera effekterna av åtgärder på systemnivå. Att förbättra dräneringen av jordbruksmark kan minska utsläppen av lustgas men kan också öka kväveutlakningen. Utlakat kväve är framförallt i form av nitrat. Nitratkvävet kan sen på sin väg från åkern, via sjöar och vattendrag mot kusten denitrifieras och bidra till lustgasutsläppen. Även ammoniakutsläpp från jordbruket som faller ned på mark eller i vatten och nitrifieras eller denitrifieras bidrar till kväveutlakning och lustgasutsläpp. De viktigaste åtgärderna för att minska utsläppen av kväve från jordbruket är att minska mängden tillfört mineralkväve samt att förbättra utnyttjandet av kväve i mineralgödsel, stallgödsel och foder (Monteny m.fl., 2006).

Kritiska delar i betessystem

Planering – Ett betessystem behöver planeras både inför varje betessäsong och mellan åren. Ett rotationsbete ska vara upplagt så att korna kan ha ett högt betesutnyttjande. Betessystem, inklusive rastbeten, skall vara upplagda så att gödseln sprids över arealen. Målet skall vara att betad areal ingår i en växtföljd så att eventuella kväve- och fosforöverskott utnyttjas av kommande gröda.

Anläggning av drivningsgator är en förutsättning för ett fungerande produktionsbete i stora mjölkbesättningar. Möjligheten att investera i produktionsbetes-

system beror bland annat på hur väl betesarealen är samlad kring mjölkningsavdelningen. För att kotrafiken ska fungera behöver man samordna planeringen av stallbyggnad, mjölkningsavdelning och betesareal.

Drift – Möjligheten att sprida den mesta flytgödseln under våren kräver investeringar i maskiner eller tillgång till en maskinstation med hög kapacitet. Likaså krävs tillgång till flera traktorförare så att man i princip kan jordbearbeta, gödsla och så under samma tidsperiod.

Rastbetet bör också ingå i en växtföljd så att inte samma yta belastas med träck och urin varje år. En annan strategi är att använda större areal per mjölkko.

Ett produktionsbete med hög utnyttjandegrad kräver en genomtänkt betesstrategi när det gäller djurtäthet, betesintervall, skötsel och gödsling.

Behov av kunskap, utveckling och information – Det finns få studier om ammoniakavgång från bete. De studier som gjorts visade att ammoniakavgången kan variera stort beroende av platsspecifika förhållanden.

Det saknas kunskap för svenska förhållanden om hur man kombinerar system med både slåtter och bete så att mjölkkon respektive grödan har ett högt kväveutnyttjande.

Det saknas information om hur kvävegödslingen kan optimeras i produktionsbetessystem. Det saknas kunskap om hur mycket växtnäring i träck och urin som kommer betesgrödan tillgodo.

Kunskap saknas om hur betessystem ska planeras för att mjölkorna ska sprida gödseln acceptabelt jämnt över arealen och minska risken för punktbelastning av växtnäring.

Det finns ett behov av att utveckla lösningar för att samla upp växtnäring på drivningsgator eller andra ytor med punktbelastning och återföra till växtodlingen.

Slutsatser

Med de förutsättningar som använts i grundscenariot kan följande slutsatser dras:

- På de anlagda drivningsgatorna uppstod mycket höga belastningar av kväve och fosfor. Tekniska/biologiska metoder för att samla upp eller adsorbera detta överskott behöver utvecklas.
- Med ökad tid på bete, minskade de totala kväveförlusterna på gårdsnivå i form av ammoniakavgång.
- På grund av att ingen växtnäringseffekt från kväve i urin på bete tillgodoräknats, blev kväveöverskottet på gårdsnivå större i de båda systemen med produktionsbete. Detsamma gäller fältbalansen för gårdarnas odlingsareal som helhet.
- Risken för kväveförluster i form av utlakning och lustgas var större i systemen med produktionsbete än i innesystemet och systemet med rastbete.
- Rastbetet bör ingå i en växtföljd för att undvika ackumulering av kväve, men framför allt fosfor.
- Lägsta risken för fosforförluster erhöles i innesystemet där all gödsel samlas upp i stallet. Kunskapen om förluster av fosfor är dock otillräcklig.
- Kunskapen om lämpliga gödslingsstrategier på produktionsbeten är bristfällig och behöver förbättras.

På underlag av de känslighetsanalyser som gjorts kan följande slutsatser dras:

- Om riktvärdet för ammoniakförluster från träck och urin på bete sattes till 30 % av tillfört kväve med träck och urin istället för 7,5 % (grundscenario), blev det ingen stor skillnad i total ammoniakavgång mellan systemen.
- Om kväveverkan från urin på bete inkluderades, minskade risken för kväveförluster i form av utlakning och lustgas i systemen med produktionsbete betydligt, samtidigt som också behovet av handelsgödsel på de betade ytorna reducerades kraftigt.

Referenser

- Addiscott, 1988. Long-term leakage of nitrate from bare unmanured soil. *Soil Use and Management*, 4, 91-95.
- Addiscott T.M. Whitmore A. P. & Powlson D. S. 1991. *farming, fertilizers and the Nitrate Problem*. Wallingford: CAB International.
- Amon, B., Moitzi, G., Schimpl, M., Kryvoruchko, V., Wagner-alt, C., 2002. Methane, Nitrous Oxide and Ammonia emissions form Management of Liquid Manures, Final Report 2002. On behalf of Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environmental and Water Management 'and' Federal Ministry of Education, Science and Culture Research Project No. 1107. BMLF GZ 24.002/24-IIA1a/98 an extension GZ 24.002/33-IIA1a/00.
- Allen, A. G., Jarvis, C. & Headon, D. M. 1996. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. *Soil Biol Biochem*. Vol 28, No. 4/5, 597-607.
- Andersson, A., Eriksson, J., Mattsson, L., 1998. Phosphorus Accumulation in Swedish Agricultural Soils. Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). Report 4919. ISBN 91-620-4919-4. ISSN 0282-7298. (English summary)
- Ball, P. R., Keeney D. R., Theobald P. W. & Nes, P. 1979. Nitrogen balance in urine-affected areas of a New Zealand pasture. *Agronomy Journal*, 71, 309-314.
- Ball, P. R. & Ryden, J. C. 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant Soil* 76, 23-33.
- Barett, K., Seland, Ø., Foss, A., Mylona, S., Sandnes, H., Styve, H. & Tarrasón, L., 1995. European transboundary acidifying air pollution. Meteorological Synthesizing Centre – West, the Norwegian Meteorological Institute. P.O.Box 43-Blindern, N-0313 Oslo 3, Norway, EMEP/MSC-W Report 1/95.
- Bechmann, M., Eggestad, H.O., Vagstad, N., 1998. Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in southeastern Norway. *Environ. Pollut.* 102, 493-499.
- Bechmann, M.E., Berge, D., Eggestad, H.O., Vandsemb, S. M. 2005. Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes – two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology* 304, 238-250.
- Bertilsson, J., Emanuelson, M. 2007. Kor som mår bra rapar metan. *Husdjur*, 8. pp. 26-27.
- Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18, 1311-1325.
- Bos, J.F.F.P., 2002. Comparing specialised and mixed farming systems in the clay areas of the Netherlands under future policy scenarios: an optimisation approach. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Bremner, J. M., Blackmer, S. M., 1978. Nitrous oxide: emission from soils during nitrification of fertiliser nitrogen. *Science* 199, 295-296.
- Burton, C. H., 1997. *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute, Bedford, UK, 181 pp.
- Burton, C. H., Turner, C., 2003. *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*, 2nd ed. Silsoe Research Institute, Bedford, UK, 451 pp.

- Castle, M.E., Drysdale, A., Watson, J. N. 1968. The effect of stocking rate and supplementary concentrate feeding on milk production. *Grass Forage Sci.* 23: 137-143.
- Catt, J.A., Howse, K.R., Farina, R., Brockie, D., Todd, A., Chambers, B.J., Hodgkinson, R., Harris, G.L., Quinton, J.N., 1998. Phosphorus losses from arable land in England. *Soil use and management* 14, 168-174.
- Chen, W., McCaughey, W.P., Grand, C.A., Bailey, L.D., 2001. Pasture type and fertilization effects on soil chemical properties and nutrient redistribution. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 395-404.
- Cuttle, S. P. Scurlock, R. V. & Davies, B. M. S. 1998. A 6-year comparison of nitrate leaching from grass/clover and N-fertilized grass pastures grazed by sheep. *Journal of agricultural Science, Cambridge*, 131, 39-50.
- Damgaard Poulsen, H. & Friis Kristensen, V. (eds). 1998. Standard Values for Farm Manure. DIAS report no 7, Animal Husbandry. Danish Institute of Agricultural Sciences.
- Decau, M. L., Simon, J. C. & Jacquet, A., 2004. Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *J. Environ. Qual.* 33:637-644.
- De Haan, M. H. A., Evers, A. G., Van Everdingen, W. H. & Van den Pol-van Dasselaar, A. 2005. Effect of the manure policy 2009 on economics of grazing. Report 69. Animal Sciences Group, Lelystad, Netherlands, 56 pp.
- De Klein, C. A. M., Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., Littlejohn, R. P., 2003. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Aust. J. Soil Res.* 41, 381-399.
- De Klein, C. A. M., Li, Z., Sherlock, R. R., 2004. Determination of the N₂O emission factor from animal excreta or urea fertiliser, following a winter application in two regions of New Zealand. Report to the Ministry of Agriculture & Forestry, Wellington, New Zealand, p. 31.
- De Klein, C. A. M., Smith, L. C., Monaghan, R. M., 2006. Restricted autumn grazing to reduce nitrous oxide emissions from dairy pastures in Southland, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 192-199.
- Dillon, P. S., Crosse, S. Stakelum, G. & Flynn, F. 1995. The effect of calving date and stocking rate on the performance of spring-calving date and stocking rate on the performance of spring-calving dairy cows. *Grass Forage Sci.* 50:286-299.
- Dobbie, K. E. & Smith, K. A., 2003a. Impact of different forms of N fertiliser on N₂O emissions from intensive grassland. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 67, 37-46.
- Dobbie, K. E. & Smith, K. A. 2003b. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biol.* 9, 204-218.
- Djordjic, F., 2001. Displacement of Phosphorus in Structured Soils. Doctoral thesis. *Agraria* 283. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Dowdell, R. J. Morrison, J. & Hood, A. E. M. 1980. the fate of fertiliser nitrogen applied to grassland: uptake by plants, immobilisation into soil organic matter and losses by leaching and denitrification. In: Prins W. H. & Arnold, G. H. (eds.) *The Role of Nitrogen in Intensive Grassland Production*, pp. 129- 136. Wageningen:PUDOC.

- EEC, 1985. Commission decision of 7 June 1985 establishing a community typology for agricultural holdings. Official Journal of the European Communities 85/377/EEC.
- Edwards, A.C., Withers, P.J.A., 1998. Soil phosphorus management and water quality: a UK perspective. *Soil Use Manage.* 14, 124-130.
- Eichner, M., J., 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: a summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, 272-280.
- Ekhholm, P., Kalliu, K., Salo, S., Pietiläinen, O.P., Rekolainen, S., Laine, Y., Joukola, M., 2000. Relationships between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research* 34, 3709-3716.
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Søegaard, K. 2008. Productivity and N-leaching in organic dairy grass-arable crop rotations. In: Hopkins, A., Gustafsson, T., Bertilsson, J., Dalin, G., Nilsson-Linde, N. & Spörndly, E. (eds.). *Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, 9-12 June Uppsala, Sweden.* 556-558.
- Eriksen, J., Kristensen, K., 2001. Nutrient excretion by outdoor pigs: A case study of distribution, utilization and potential for environmental impact. *Soil Use and Management* 17, 21-29.
- EMEP, 2005. Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe. Database of the national submissions to the UNECE LRTAP Convention maintained at EMEP. (<http://webdab.emep.int/>)
- Ferm M., 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, s-17.
- Firestone, M. K., Davidson, E. A., 1989. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M. O., Schimel, D. S. (eds.), *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere.* Wiley, New York, 7-21.
- Frankow-Lindberg, B.E., 1988. Betesvallens avkastning och tillväxtmönster vid olika intensivt utnyttjande. Institutionen för växtodling, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Rapport 184, 26 sidor. ISSN 0348-1034.
- Friis Kristensen, V., & Kristensen, T., 1997. Mængde og sammensætning af fæces og urin samt udskillelse af N, P og K i fæces og urin hos kvæg. I: Damgaard
- Garrett, M. K. Watson, C. J., Jordan, C., Steen, r. W. J. & Smith, R. V. 1992. The nitrogen economy of grazed grassland. *Proceedings fo the fertilizer society,* London, 326, 1-32.
- Garwood, E. A. & Ryden, J. C. 1986. Nitrate loss through leaching and surface runoff from grassland: effects of water supply, soil type and management. In: Wan der Meer, H. G. Ryden, J. C. & Ennik, G. C. (eds.) *Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems.* pp. 99-113. Dordrecht: Martinus Nijhoff.
- Gordon, F. J. 1973. The effect of high nitrogen levels and stocking rates on milk output from pasture. *J. Br. Grassl. Soc.* 28:193-201.
- Gustafson, G. M., 2000. Partitioning of Nutrient and Trace Elements in Feed among Milk, Faeces and Urine by Lactating Dairy Cows. *Acta Agric. Scand., Sect. A, Animal Sci.* 50, 111-120.
- Gustafson, G. M., Salomon, E., Jonsson, J. 2007. Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 119: 160-170.
- Greenwood, D. J. 1990. Production or productivity: the nitrate problem? *annals of applied biology.* 117, 209-231.

- Goodlass, G., Halberg, N., Verschuur, G., 2003. Input-output accounting systems in the European community-an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *Eur. J. Agron.* 20, 17-24.
- Gustafson, G., 2000. Partitioning of nutrient and trace elements in feed among milk, faeces and urine by lactating dairy cows. *Acta Agric. Scand., Sect. A, Animal Sci.* 50, 111-120.
- Hack-Ten Broeke, M. J. D. 2001. Nitrate leaching to groundwater at experimental farm 'De Marke' and other Dutch sandy soils. *Netherlands journal of agricultural Science*, 49, 195-205.
- Hanegraaf, M.C., den Boer, D.J., 2003. Perspectives and limitations of the Dutch minerals accounting system (Minas). *Eur. J. Agron.* 20, 25-31.
- Hansson, A., Christensson, K. & Algerbo, P-A. 2006. Kartläggning av tillgängliga mängder halm i området kring planerat kraftvärmeverk i Örtofta, mellan Lund och Eslöv. Bilaga 2 till Rapport 2006:8 Affärsutveckling – Näromlade stråbränslen till kraftvärmeverk, SLU Alnarp.
- Harrison, R., Moss, A., Stevens, J., Thomas, P. C., 2003. reducing Greenhouse Gases from Agriculture. Final Project Report (CC0260). UK Department of Environment Food and Rural Affairs (DEFRA), 50 pp.
- Hatch, D. J., Jarvis, S. C. & Dollard, G. J. 1990. Measurements of ammonia emission from grazed grassland. *Envir. Pollut.* 65, 333-346.
- Haynes, R. J. & Williams, P. H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49, 119-199.
- Hoekstra, N.J., Schulte, R. P. O., Struik, P. C. & Lantinga, E. A. 2007. Pathways to improving the N efficiency of grazing bovines. *Europ. J. Agronomy* 26, 363-374.
- Hodgson, J. 1990. *Grazing management: Science into practice*. Logman Scientific & Technical. Harlow, UK. 203 pp.
- IPCC, 1997. IPCC Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 3, Greenhouse Gas Inventory Reference manual IPCC WGI Technical Support Unit, Hadley Centre, Meteorological Office, Bracknell.
- Jouany, J., Moss, A. R., Newbold, J. 2000. Methane production by ruminants: Its contribution to global warming. *Ann. Zootech*, 49, pp 231–253.
- Jarvis, S., C., Hatch, D. J. & Roberts, D. H. 1989a. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *J. agric. Sci. Camb.* 112, 205-216.
- Jarvis, S. C., Hatch, D. J. & Lockyer, D. R. 1989b. Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *J. agric. Sci. Camb.* 113, 99-108.
- Johnes, P., Moss, B., Philips, G., 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in fresh waters from land use stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biol.* 36 (2), 451-473.
- Johnsson, H., Hoffmann, M., 1998. Nitrogen leaching from agricultural land in Sweden. Standard rates and gross loads in 1985 and 1994. *Ambio*, 27(6), 481-488.
- Karlsson S., Rodhe L., 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI Uppdragsrapport, Uppsala.

- Karlsson, L. 2005. Grazemore DSS för att optimera utnyttjandet av bete i mjölkproduktionen. Examensarbete, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 4, 38 sidor.
- Kelm, M., Wachendorf, M., Trott, H., Wolkers, K. & Taube, F. 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils - results from an integrated research project. III. energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science*, 59, 69-79.
- Kennedy, E., O'Donovan, M., Murphy, J. P., Delaby, L & O'Mara, F. P., 2005. Effects of grass pasture and concentrate-based feeding systems for spring-calving dairy cows in early spring on performance during lactation. *Grass and Forage Science*, 60, 310-318.
- Kirchmann, H. 1991. Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic, and anaerobic animal manures during incubation with soil. *Swedish Journal of agricultural Research*, 21, 165-173.
- Laboyrie, P., Waghorn, G. C., Woodward, S. L. 2004. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) reduce methane emissions from dairy cows. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*. Vol. 64.
- Larsson, M., 1997. Phosphorus – Necessary, Limited and an Environmental Problem. Swedish Environmental Protection agency (SEPA). Report 4730. (In Swedish). ISBN 91-620-4730-2.
- Larsson, U., Elmgren, R., Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14:9-14.
- Ledgard, S. F., Sprosen, M. S., Brier, G. J., Nemaia, E. K. K., Clark, D. A. 1996. Nitrogen inputs and losses from New Zealand dairy farmlets, as affected by nitrogen fertilizer application: year one. *Plant Soil* 181, 65-69.
- Ledgard, S. F., Penno, J. W. & Sprosen, M. S. 1999. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *J. Agric. Sci.* 132:215-225.
- Lindén, B. 1980. Mineralkväve i åkerjordar i Halland och Uppsala. Avdelningen för växtnäringslära, institutionen för markvetenskap. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindén, B. & Wallgren, B. 1993. Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. *Swedish J. agric. Res.* 23: 77-89.
- Linder, J., 2001. STANK-the official model for input/output accounting on farm level in Sweden. In: *element Balances as a Sustainability Tool*, workshop in Uppsala on March 16-17, 2001. JTI-Rapport Lantbruk & Industri 281, 35 <http://www.jti.se>.
- Lindgren, K. 2004. Drivningsgator för kor – planering, material, kostnad. JTI-informerar nr 104. JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. 12 sidor.
- Lindgren, K & Benfalk, C. 2004. Drivningsgator för kor – planering, material, kostnad. JTI informerar nr 104. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. 12 sidor.
- Lockyer, D. R. & Whitehead, D. C. 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. *Soil Biol Biochem* 22, 1137-1142.
- Lord, E.I., Johnson, P.A., Archer, J.R., 1999. Nitrate sensitive areas: a study in large scale control of nitrate loss in England. *Soil Use Manage.* 15, 1-27.
- Lund, P., Søegaard, K., Weisbjerg, M. R. 2008. Effect of strategies regarding concentrate supplementation and day-time grazing on N utilization at both field and dairy cow level. *Livestock Science* 114, 93-107.

- Luo, J., Ledgard, S.F., de Klein, C. A. M., Lindsey, S. B. & Kear, M. 2008. Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emissions. *Plant Soil* 309, 227-237.
- Maag, M., 1990. N₂O production rates and denitrification rates on soil amended with pig slurry. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 60, 205-210.
- Macdonald, A.J., Powlson, D.S., Poulton, P.P., Jenkinson, D.S., 1989. Unused Fertiliser Nitrogen in Arable Soils – Its Contribution to Nitrate Leaching. *J. of Sci. Food and Agric*, 46, 407-419.
- Macdonald, K. A., Penno, J. W., Lancaster, J. A. S. & Roche J. R. 2008. *J. Dairy Sci.* 91:2151-2163.
- Macduff, J. H., Steenvoorden, J. H. A.M., Scholefield, D. & Cuttle, S.P. 1990. Nitrate leaching losses from grazed grassland. proceedings fo the 13th General Meeting of the European Grassland Federation, Banska Bystrica, Czechoslovakia, pp. 18-24.
- Magnusson, G. & Landfeldt, A., 1991. Mjölkkor på bete – En studie på fem gårdar i Skaraborgs län. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet Uppsala. Rapport 206, 66 sidor. ISSN 0347-9838.
- Mannetje, L.'T. 2000. The importance of grazing in temperate grasslands. In: Rock, A.J. & Penning, P.D. (eds.). *Grazing management, Proceedings of the British grassland society, Occasional symposium no. 34*, 3-13.
- McGechan, M. B. & Topp, C. F. E., 2004. Modelling environmental impacts of deposition of excreted nitrogen by grazing dairy cows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 149-164.
- Monteny, G-J., Bannink, A. & Chadwick, D. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 163-170.
- Myrbeck, Å. 1999. Växtnäringsflöden och –balanser på gårdar med olika driftsinriktningar – En studie av 1 300 svenska gårdar. *Meddelanden från jordbearbetningsavdelningen nr 30*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. 48 sidor.
- New Zealand Climate Change Office, 2003. *National Inventory Report, New Zealand. Greenhouse Gas Inventory 1990-2001*. New Zealand Climate Change Office, Wellington, New Zealand.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W. 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3-16.
- Ondersteijn, C.J. M., 2002. *Nutrient management strategies on Dutch dairy farms: an empirical analysis*. PHD thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Oomen, G. J. M., Lantinga, E. A., Van der Hoek, K. W., 1998. Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agriculture. *Environmental Pollution* 102, 697-704.
- Oudshoorn, F. W. 2008. Mobile milking robot offers new grazing concept. In: Hopkins, A., Gustafsson, T., Bertilsson, J., Dalin, G., Nilsson-Linde, N. & Spörndly, E. (eds.). *Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, 9-12 June Uppsala, Sweden*. 721-723.
- Oudshoorn, F. W., Kristensen, T. & Shahrak Nadimi, E. 2008. Dairy cow defecation and urination frequency and spatial distribution in relation to time-limited grazing. *Livestock Science* 113, 62-73.

- Parsons, D. J. & Mottram, T. T. F. 2000. An assessment of herd management aspects of robotic milking on UK dairy farms. In: Hogeveen, E. & Meijering, A. (eds.) *Robotic Milking*, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, pp. 212-220.
- Paul, J. W., Beauchamp, E. G. Zhang, X., 1993. Nitrous oxide and nitric oxide emissions during nitrification and denitrification from manure-amended soil in the laboratory. *Can. J. Soil Sci.* 73, 539-553.
- Petersen, S.O., Sommer, S. G., Aaes, O. & Sørensen, K. 1998. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. *Atmospheric Environment* Vol 32, No. 3, 295-300.
- Rodhe L., Richert Stintzing A. & Steineck S., 2004. Ammonia emissions after application of human urine to barley – application technique and application time. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, pp. 191-198.
- Rodhe L., Etana A., 2005. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three Swedish soils with ley. *Biosystems Engineering* 92(1), 107-118.
- Ross C.A. & Jarvis S.C., 2001. Measurement of emission and deposition patterns of ammonia from urine in grass swards. *Atmospheric Environment* 35, 867-875.
- Ryden, J. C. 1985. Denitrification loss from managed grassland. In: Golterman, H. L. (ed.) *Denitrification in the nitrogen cycle*, Plenum Publishing Corporation, London, UK, 121-134.
- Ryden, J. C., Ball, P. R. & Garwood, E. A. 1984. Nitrate leaching in grassland. *Nature*, 311, 50-53.
- Saggar, S., Tate, K. R., Giltrap, D. L., & Singh, J. 2008. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant Soil* 309, 25-42.
- Salomon, E., Åkerhielm, H., Lindahl, C., Lindgren, K. 2007. Outdoor pig fattening at two Swedish organic farms - Spatial and temporal load of nutrients and potential environmental impact. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 121, 407-418.
- SCB. 2003. *Utsläpp till luft av ammoniak i Sverige 2001 [Emission of ammonia to air in Sweden 2001]*. Statistics Sweden MI 37 SM 0201, Stockholm, Sweden.
- SCB, 2006. *Gödselmedel i jordbruket 2004/05. Mineral- och stallgödsel till olka grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. MI 30 SM 0603*. Statistiska centralbyrån, Stockholm.
- SCB. 2007. *Jordbruksstatistik årsbok 2007*.
- Scholefield, D. & Tyson, K. C. 1992. Comparing the levels of nitrate leaching from grass/clover and N-fertilized grass swards grazed with beef cattle. In: *Proceedings of the 14th General Meeting of the European Grassland Federation*, Lahti, Finland, pp. 530-533.
- Scholefield, D., Tyson, K. C., Garwood, E. A., Armstrong, A. C., Hawkins, J. & Stone, A. C. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science*, 44, 601-613.
- Sharpley, A.N., Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C., Johnston, A.E., (eds.). *Phosphorus Loss from Soil to Water*, C.A.B. International, Wallingford, UK. 1-53.

- Sharpley, A. N., McDowell, R. W., Weld, J. L., Kleinman, P.J.A., 2001. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 30, 2026-2036.
- Shearer, J. K. & Beede, D. K. 1990. Thermoregulation and physiological responses of dairy cattle in hot weather. *Agri-Practice*, 11, 5-17.
- Schils, R. L. M., Aarts, H. J. M., Bussink, D. W., Conijn, J. G., Corré, W. J., Van Dam A. M., Hoving, E. E., Van Der Meer, H. G. & Velthof, G. L. 2002. Grassland renovation in the Netherlands; agronomic, environmental and economic issues. In: Conijn, J. G., Velthof, G. L. & Taube, F. (eds) *Grassland Re-sowing and Grass-arable Crop Rotation*, pp. 9-24. Wageningen, The Netherlands: Plant Research International B. V.
- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur. J. Agron.* 20, 33-44.
- SJV, 2000. Sectors Goal and Action Program for Reducing Nutrient Losses from Agriculture. Swedish Board of Agriculture, Report 2000:1 (In Swedish).
- SJV, 2007. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2008. Rapport 2007:22, 73 sidor. Statens jordbruksverk, Jönköping. ISSN 1102-3007.
- Smits, M. C. J., Frankena, K., Metz, J. H. M. & Noordhuizen, J. P. T. M. 1992. Prevalence of digital disorders in Zero-grazing dairy cows. *Livestock Production Science*, 32, 231-244.
- Somers, J. G. C. J., Schouten, W. G. P., Frankena, K., Noordhuizen-Stassen E. N. & Metz, J. H. M. 2005. Development of claw traits and claw lesions in dairy cows kept on different floor systems. *Journal of Dairy Science*, 88, 110-120.
- SNV, 2006. Utsläpp av metan och lustgas från jordbrukssektorn – Under perioden 1990 till 2010. Rapport 5506. Naturvårdsverket, Stockholm. 51 sidor.
- Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J. F. M., Bussink, D. W., Nicholson F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model. *Athmospheric Environment Volume* 36, Number 20, 3309-3319.
- Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Carton, O.T. 2001. Ammonia losses from field applied manure. Dias report no 60 Plant Production.
- Spörndly, R. (redaktör) 1999. Fodertabeller för idisslare 1999. Rapport 247. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU, Uppsala.
- Spörndly, R. (redaktör) 2003. Fodertabeller för idisslare 2003. Rapport 257. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU, Uppsala.
- STANK in MIND. 2005. Version 1.06. Jordbruksverket, Jönköping.
- Steineck, S., Gustafson, A., Richert Stintzing, A., Salomon, E., Myrbeck, Å., Albihn, A & Sundberg, M. 2000. Växtnäring i kretslopp. SLU kontakt 11, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Storm, W. D. 2001. Economic impact of measures to modify N fluxes in specialized dairy farms (in German). Ph.D. thesis, Christian-Albrechts-University. Kiel, Germany.
- Sundberg, M. Johansson, W., Hjortsberg, H., Hansson, K., Oostra, H., Berglund, K. & Elmquist, H. 1997. Biogas i framtida lantbruk och kretsloppssamhällen – Effekter på mark, miljö och ekonomi. JTI-rapport nr 12. Kretslopp & Avfall. JTI – Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. 69 sidor.
- Svendsen, L.M., Kronvang, B., (eds.). 1991. Phosphorus in the Nordic Countries – methods, effects and measures. *Nord* 1991:47, 208 pp.

- Swensson C., Gustafsson G., 2002. Characterisation of influence of manure handling system and feeding on the level of ammonia release using a simple method in cow houses. *Acta Agric. Scand.*, A52, 49-56.
- Telezhenko, E., Bergsten, C. & Magnusson, M. 2004. Swedish Holstein' locomotion on five different solid floors: In: Ungula, Semljič, B. & Ormuž, C. (eds.) *Proc. 13th International Symposium and 5th Conf. on Lameness in ruminants*, Maribor, Slovenia, 164-166.
- Ten Berge, H.F.M., Van Ittersum, M. K., Rossing, W. A. H., et al., 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modelling, *European Journal of Agronomy*; 13 (2/3), 263-277.
- Thomas, R. J., Logan, K. A. B., Ironside, A. D. & Milne, J. A. 1986. transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland grass sward. *Plant and Soil*, 91, 425-427.
- Thomsen, P.Y., Kjeldsen, A. M., Sørensen, J. T., Houe, H., 2004. Mortality (including euthanasia) among Danish dairy cows (1990-2001). *Prev. Vet. Med.* 62, 19-33.
- Thomsen, P.T., Østergaard, S., Sørensen, J. T., Houe, H., 2007a. Loser cows in Danish dairy herds: Definition, prevalence and consequences. *Prev. Vet. Med.* 79, 116-135.
- Thomsen, P.T., Østergaard, S., Houe, H., Sørensen, J. T., 2007b. Loser cows in Danish dairy herds: Risk factors. *Prev. Vet. Med.* 79, 136-154.
- Ulén, B., Johansson, G., Kyllmar, K., 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* 49, 197-210.
- Ulén, B. & Mattsson, L. 2003. Transport of phosphorus forms and of nitrate through a clay soil under grass and cereal production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 129-140.
- Wachendorf, M., Büchter, M., Trott, H. & Taube, F. 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science*, 59, 56-68.
- Van Calster, K. J., 2005. Sustainability of dutch dairy farming systems: a modelling approach. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Van der Tol, P. P. J., Metz, J. H. M., Noordhuizen-Stassen, E. N., Back, W., Braam, C. R. & Weijjs, W. A. 2005. Frictional forces required for unrestrained locomotion in dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 88, 615-24.
- Van Duinkerken G., André G., Smits, M. C. J., Monteny, G. J. & Šebek, L. B. J. 2005. Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *Journal of Dairy Science*, 88, 1099-1112.
- Van den Pol-van Dasselaar A., Van Beusichem, M. L. & Oenema, O. 1999. Effects of nitrogen input and grazing on methane uptake by extensively and intensively managed grasslands. *Biology and Fertility of Soils*, 29, 24-30.
- Van den Pol-van Dasselaar, A. 2005. Grazing on the move. Report 81, Animal Scientific Group, Lelystad, the Netherlands, 127 pp.
- Van den Pol-van Dasselaar, A., Vellinga, T. V., Johansen, A. & Kennedy, E. 2008. To graze or not to graze, that's the question. In: Hopkins, A., Gustafsson, T., Bertilsson, J., Dalin, G., Nilsson-Linde, N. & Spörndly, E. (eds.). *Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation*, 9-12 June Uppsala, Sweden. 706-716.

- Van Der Meer, H. G. 1983. Effective use of nitrogen on grassland farms. In: Corrall, A. J. (ed.) *efficient Grassland Farming. Proceedings of the 9th General Meeting of the European Grassland Federation*, Reading, UK, pp. 61-68.
- Watson, C. J., Jordan, C., Lennox, S. D. Smith, R. V. & Steen, R. W. J., 2000. Inorganic nitrogen in drainage water from grazed grassland in Northern Ireland. *Journal of Environmental Quality*, 29, 225-232.
- Wechsler, B., Schaub, J., Friedli, K. & Hauser, R. 2000. Behaviour and leg injuries in dairy cows kept in cubicle systems with straw bedding or soft lying mats. *Applied Animal Behaviour Science*, 69, 189-197.
- Velthof, G. L. & Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emissions from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of agricultural Science*, 45, 347-360.
- Whitehead, D. C., Brisow, A. W. & Lockyer, D. R. 1990. Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. *Plant and soil*, 123, 39-49.
- Wiktorsson, H. & Spörndly, E. 2002. Grazing: an animal welfare issue for automatic milking farms. In: *The First North American Conference*, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, V132-C145.
- Williams, P. H. & Haynes, R. J. 1994. Comparison of initial wetting pattern, nutrient concentrations in soil solution and the fate of ¹⁵N labelled urine in sheep and cattle urine patch areas of pasture soil. *Plant Soil* 162:49-59.
- Young, C. P. 1986. Nitrate in groundwater and the effects of ploughing on the release of nitrate: In: Solbe, J. F. (ed.) *Effects of Land Use on Freshwater*, pp. 221-237. Chichester, UK: WRC/Ellis Horwood.
- Öborn, I., Edwards, A.C., Witter, E., Oenema, O., Ivarsson, K., Withers, P.J.A., Nilsson, S.I., Richert Stinzing, A., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *Europ. J. Agronomy* 20, 211-225.

Personliga meddelanden

- Linder, Janne. Regional rådgivare för jordbruksverket i Uppsala. 2007-04-28.
- Pettersson, Gunnar. Maj 2008. HUV, SLU, Uppsala.
- Spörndly, Eva. Maj 2008. HUV, SLU, Uppsala.

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik...

... är ett industriforskningsinstitut som forskar, utvecklar och informerar inom områdena jordbruks- och miljöteknik samt arbetsmaskiner. Vårt arbete ger dig bättre beslutsunderlag, stärkt konkurrenskraft och klokare hushållning med naturresurserna.

Vi publicerar regelbundet notiser på vår webbplats om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Du får notiserna hemskickade gratis om du anmäler dig på www.jti.se

På webbplatsen finns även publikationer som kan läsas och laddas hem gratis, t.ex.:

JTI informerar, som kortfattat beskriver ny teknik, nya rön och nya metoder inom jordbruk och miljö (4-5 teman/år).

JTI-rapporter, som är vetenskapliga sammanställningar över olika projekt.

Samtliga publikationer kan beställas i tryckt form. JTI-rapporterna och JTI informerar kan beställas som lösnummer. Du kan också prenumerera på JTI informerar.

*För trycksaksbeställningar, prenumerationsärenden m.m.,
kontakta vår publikationstjänst (SLU Service Publikationer):*

tfn 018 - 67 11 00, fax 018 - 67 35 00

e-post: bestallning@jti.se



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

Box 7033, 750 07 UPPSALA Telefon: 018 - 30 33 00

Besöksadress: Ultunaallén 4 Telefax: 018 - 30 09 56

Webbplats: www.jti.se