

Ekologisk produktion

— *möjligheter att
minska övergödning*

Text: Maria Wivstad, Eva Salomon, Johanna Spångberg och Håkan Jönsson

Utgivare: Centrum för uthålligt lantbruk, SLU

Antal sidor: 62

Foto: Thomas Henrikson, orangeproduktion.se, sid. 22; Lena Rodhe, JTI, sid. 30; Martin Sundberg, JTI, sid. 6 (undre), 33, 54; Anna Torén, JTI, sid 35; Maria Wivstad, sid. 6 (övre), 14, 16, 20 och 32.

Illustrationer: Kim Gutenkunst, JTI, sid. 24, 25 och 42.

Tryck: Fyris-Tryck, Uppsala 2009

Papper omslag: Munken Lynx 240 g/m²

Papper inlaga: Munken Print White 15 90 g/m²

Nyckelord: ekologisk produktion, konventionell produktion, övergödning, kväve, fosfor, växtnärbalans, odlingssystem, gödsel, kretslopp, urban växtnäring

Keywords: organic production, conventional production, eutrophication, nitrogen, phosphorus, nutrient balance, cropping system, fertiliser, recycling, urban plant nutrients

ISBN: 978-91-86197-50-6



Europeiska jordbruksfonden för
landsbygdsutveckling: Europa
investerar i landsbygdsområden

Denna rapport har delfinansierats av Europeiska jordbruksfonden.



Maria Wivstad¹, Eva Salomon²,
Johanna Spångberg³ och Håkan Jönsson³

1 Centrum för uthålligt lantbruk/Institutionen för växtproduktionsekologi, SLU

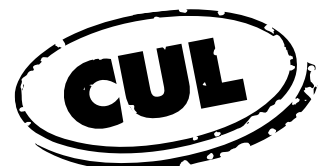
2 JTI – institutet för jordbruks- och miljöteknik

3 Institutionen för energi och teknik, SLU

Ekologisk produktion

*– möjligheter att
minska övergödning*

Centrum för uthålligt lantbruk



Innehåll

Förord	5
Sammanfattning	7
Summary	10
Inledning	15
Syfte	16
Angreppssätt och metod.....	16
Bakgrund – jordbruket och övergödningen	17
Jordbruket belastar luft och vatten med kväve och fosfor.....	17
<i>Hantering av stallgödsel ger utsläpp av ammoniak</i>	18
<i>Kväveläckaget varierar kraftigt</i>	18
<i>Stora fosforförluster kan ske vid enstaka tillfällen</i>	18
<i>Jordbrukets struktur</i>	19
Vad säger lagen?	20
Växtnäringshushållning i ekologisk produktion – risker för övergödning	23
Mål och regler kring växtnäring i ekologisk produktion	23
Kretsloppet mellan stad och land	23
<i>Användning av urban växtnäring idag</i>	24
<i>Hantering av urban växtnäring i jordbruket</i>	26
Växtnäringshushållning på gården.....	26
<i>Odlingssystem</i>	27
<i>Gödselhantering och gödslingsstrategi</i>	29
<i>Nyckeltal för bedömning av risk för förluster och övergödning</i>	31
<i>Växtnäringsbalanser</i>	31
<i>Odlingssystemstudier</i>	37
Mindre risk för övergödning i dagens ekologiska produktion.....	40
<i>Låga överskott av kväve i alla produktionsgrenar</i>	40
<i>Låga fosforöverskott i mjölkproduktion — höga fosforöverskott i växtproduktion</i>	41
<i>Mycket vall och lite grön gödsling</i>	41
Förbättrad växtnäringshushållning i ekologisk produktion – möjligheter och lösningar	43
Kretsloppet mellan stad och land	43
<i>Möjliga kretsloppsprodukter för jordbruket</i>	43
<i>Potential hos de olika restprodukterna</i>	43
<i>Minskade utsläpp av övergödande ämnen genom kretslopp mellan stad och land</i>	46
<i>Goda exempel – kretslopp mellan stad och land</i>	47
Möjligheter till bättre växtnäringshushållning på ekologiska gårdar	48
<i>Växtodlingsgårdar</i>	48
<i>Mjölkgårdar</i>	50
<i>Köttgårdar</i>	51
<i>Samarbete mellan gårdar</i>	52
Slutsatser	55
Referenser	57
Bilaga 1	60

Förord

Växtnäringsförluster går inte att undvika i biologiska system, vare sig de är påverkade av människan eller ej. Inom lantbruket är det emellertid önskvärt att hålla förlusterna på en låg nivå, både för att hushålla med resurser och för att skona omgivande ekosystem. Strävan att minska växtnäringsförluster är stor inom hela lantbrukssektorn, såväl den ekologiska som den konventionella. Men förutsättningarna skiljer sig för de båda produktionsformerna. Det är stor skillnad i utformning av djurhållning och växtföljder samt på de gödselmedel man är hänvisad till och väljer att använda.

Publicerade odlingssystemstudier ger olika svar på huruvida ekologisk produktion är bättre eller sämre på att hushålla med växtnäring och minska näringsförluster. Det

visar på svårigheten att dra generella slutsatser från enskilda fältförsök.

Syftet med denna rapport är att ge en mer verklighets-trogen bild av de olika produktionsformernas möjligheter att minska övergödningen. Utgångspunkten är ett unikt material av data från verkliga gårdars växtnäringsbalanser (Greppa näringen). Bearbetade data från verkliga gårdar torde utgöra ett viktigt underlag när politiska beslut ska tas om samhällsnyttan av ekologisk produktion och dess möjligheter att uppfylla miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning.

Arbetet är initierat av CUL vid SLU, Uppsala och finansierat med bidrag från EU:s landsbygdsprogram.

Uppsala, september 2009
Susanne Johansson



Sammanfattning

Syfte och metod

Belastningen av kväve och fosfor till ytvatten är ett allvarligt problem, främst i södra Sveriges kustområden. Jordbruket bidrar med de största mängderna av antropogent kväve och fosfor till vatten (40 respektive 45 procent) tätt följt av utsläpp från reningsverk och enskilda avlopp (37 respektive 32 procent). Övergödningssyftet behöver angripas med ett systemperspektiv där hushållning av växtnäring på gården ses tillsammans med flöden av kväve och fosfor i hela livsmedelskedjan, inklusive kretsloppet mellan stad och land.

Syftet med rapporten var att analysera i) hur dagens ekologiska produktion påverkar miljökvalitetsmålet 'Ingen övergödning', ii) möjligheter till bättre hushållning med växtnäring i olika ekologiska produktionssystem samt hur detta kan bidra till miljökvalitetsmålet 'Ingen övergödning', iii) möjligheter och hinder rörande ökad användning av samhällets kretsloppsprodukter i jordbruket och specifikt i ekologisk produktion samt hur detta påverkar övergödningen.

I rapporten beskrivs kväve- och fosforflöden i jordbruket och i samhället. Potentialen att återföra växtnäringssystemprodukter från samhället till jordbruket har kartlagts och omfattade avloppsprodukter, matavfall och restprodukter från livsmedelsindustrin. Vi har analyserat och gjort statistiska bearbetningar av odlingsdata och växtnäringssystembalanser (från åren 2001 till 2006) på knappt 300 ekologiska (mer än 90 procent av arealen ekologisk) och cirka 3 300 konventionella gårdar, i huvudsak i södra Sverige, utifrån Greppa näringens databas. Gårdar i Skåne och Västra Götaland dominerade. Analysen omfattade produktionsinriktningarna växt-, mjölk- och köttproduktion. Litteraturstudier av odlingsystemförsök har kompletterat analysen. Vi har också sammanställt och analyserat jordbruks- och miljöstatistik samt genomfört intervjuer med experter.

Övergripande slutsatser

Jordbrukets interna flöden av kväve och fosfor via foder och stallgödsel är mycket stora, för fosfor betydligt större än tillförseln via handelsgödsel. Sker foderproduktionen på växtodlingsgårdar och stora mängder foder köps in till djurproduktionen finns stor risk för ansamling av växt-

näring på djurgårdarna. Generellt ser jordbrukets struktur ut så idag. De ekologiska djurgårdarna har en annorlunda struktur med en starkare koppling mellan djurhållning och foderproduktion med betydligt lägre foderinköp än i konventionell produktion.

Överskott av kväve och fosfor per hektar från ett stort antal verkliga mjölk-, kött- och växtodlingsgårdar är ett bra nyckeltal för att bedöma risken för övergödande utsläpp. Resultat från sammanställda och bearbetade växtnäringssystembalanser visade att de ekologiska gårdarna hade ett statistiskt signifikant lägre överskott av kväve per hektar än de konventionella gårdarna. Detta medför generellt en lägre risk för övergödande kväveutsläpp. Fosforöverskottet per hektar var lägre för ekologiska mjölk- och köttgårdar men högre för ekologiska växtodlingsgårdar, jämfört med konventionella gårdar.

Enskilda försök kan inte representera verkliga gårdars mångfacetterade situation, vilken däremot väl belyses av växtnäringssystembalanser från ett stort antal gårdar. Odlingsystemförsök är ett viktigt komplement för att förstå riskerna för övergödning från olika komponenter på verkliga gårdar, men räcker inte för att bedöma risken för övergödning för den ekologiska produktionen i sin helhet. Växtföljder och gödsling skiljde sig mellan de försök vi analyserat och gårdarna i Greppa näringen, exempelvis var andelen grön gödsling väsentligt lägre på dagens ekologiska växtodlingsgårdar än i försöken. Odlingsystemförsöken omfattade inte hela gården där djurhållning och växtodling med sina inköpta och sålda varor påverkar varandra. Andelen inköpt foder och gödsel har en stark påverkan på överskotten av växtnäring och därigenom risken för förluster. Att djurhållningen inte kopplats till odlingsystemförsöken innebär att effekten av en högre självförsörjningsgrad av foder, som ekologisk produktion har, inte funnits med i dessa analyser.

Om man nyttiggör mer urban växtnäring i jordbruket minskar ackumuleringen av växtnäring i urbana områden och medför lägre risk för övergödande växtnäringssystemförluster från det urbana avfallet och avloppen. Den största potentialen till återförsel finns i avloppsprodukter, som långsiktigt till stor del skulle kunna återcirkuleras om urin och fekalier källsorterades.

Ekologisk produktion idag ger mindre risk för övergödning

Växtnäringsbalanserna för ekologiska gårdar hade ett statistiskt signifikant lägre överskott av kväve per hektar än konventionella gårdar. Kväveöverskottet var 17, 38 och 35 procent lägre för de ekologiska växtodlings-, mjölk- respektive köttgårdarna jämfört med de konventionella i Greppa näringsens databas. De ekologiska kött- och växtodlingsgårdarna hade ett lägre kväveutnyttjande än de konventionella kött- och växtodlingsgårdarna, vilket naturligtvis är negativt för växtnäringshushållningen. Överskott per hektar i balanserna är dock en viktigare indikator än kväveutnyttjandet för risken för övergödande utsläpp från en given areal.

Överskott av fosfor per hektar var också signifikant lägre, 42 respektive 32 procent, på ekologiska mjölk- och köttgårdar än på motsvarande konventionella gårdar, medan de var mycket högre på ekologiska växtodlingsgårdar jämfört med konventionella växtodlingsgårdar, ett överskott på 6 kg fosfor per hektar respektive ett underskott på cirka 1 kg per hektar i genomsnitt. Den höga gödslingen med fosfor på ekologiska växtodlingsgårdar är dock ett nytt fenomen och kan vara tillfälligt. Användningen av gödselmedel med hög koncentration av fosfor har varit relativt omfattande under de sista åren. Kopplingen mellan överskott och förluster av fosfor i gårdsbalanser är svagare än för kväve. Men upplagring av fosfor i marken över en längre tidsperiod medför ökad risk för förluster till vatten.

De ekologiska växtodlingsgårdarnas odlingsystem skiljde sig väsentligt från de konventionella genom en mycket högre vallandel (30 jämfört med 4 procent), en större odling av trindsäd och en betydligt lägre andel höstsäd i växtföljden, 15 procent av arealen jämfört med 32 på konventionella växtodlingsgårdar. Andel areal med gröngödslingsvall på ekologiska växtodlingsgårdar var liten (8 procent) i södra Sverige, istället odlades framförallt fodervall och även frövall. Vallbrott av baljväxtrik vall utgör ett riskmoment i ekologisk produktion, dock är risken mindre för fodervall än för ettårig gröngödslingsvall. Växtnäringsbalanserna var positiva för både fosfor och kalium på växtodlingsgårdarna på grund av att en majoritet av gårdarna köpte in gödsel. Detta innebär att tidigare farhågor om utarmning av jorden i ekologisk produktion inte överrensstämmer med resultaten i vår studie.

De ekologiska mjölkgårdarna hade lika högt kväveutnyttjande och betydligt lägre produktionsintensitet än de konventionella mjölkgårdarna. I ekologisk produktion var djurtätheten lägre, inköpen av kväve via foder knappt hälften så stora och inköpen av gödselkväve mindre än en

tiondel så stora. Sammantaget bidrog detta till lägre kväve- och fosforöverskott i den ekologiska mjölkproduktionen jämfört med den konventionella.

De ekologiska köttgårdarna baserade sin produktion mer på hemmaproducerat foder än de konventionella, vilket gav lägre överskott i balanserna. Skillnaderna i produktionsystemen syntes också i växtföljden där de ekologiska köttgårdarna hade större andel vall och 20 procent av arealen med spannmål, jämfört med de konventionella köttgårdarna som hade 40 procent spannmål.

Det fanns ett statistiskt signifikant positivt samband mellan djurtäthet och kväveöverskott på både mjölk- och köttgårdar, även om variationen var stor. Högre djurtäthet ger således större kväveöverskott. En annan viktig faktor var inköp av foder. Detta var speciellt tydligt på ekologiska och konventionella köttgårdar, som hade samma djurtäthet. De konventionella köttgårdarna köpte dock in tre gånger så mycket kväve med foder, vilket medförde ett större kväveöverskott per hektar på dessa gårdar.

Vårspredning av stallgödsel på djurgårdarna var något vanligare i ekologisk produktion än i konventionell. Nästan dubbelt så stor andel av arealen bearbetades på våren jämfört med konventionell produktion. Arealen som bearbetades på hösten var cirka 20 procent lägre. Sannolikt är den begränsade odlingen av höstspannmål i ekologisk produktion en av orsakerna till skillnaderna. Dessa odlingsåtgärder minskar risken för läckage av växtnäring i ekologisk produktion. Omfattningen av fånggrödor låg på samma nivå på ekologiska som på konventionella gårdar, de odlades på 13 procent av åkerarealen.

Kretsloppet mellan stad och land

Kretsloppet mellan stad och land är idag brutet och endast en liten del av mängden kväve och fosfor i den urbana växtnärings återförs till jordbruket. Av den rena näring som hamnar i toaletterna återförs endast 3 procent av kvävet och 18 procent av fosfor i form av avloppsslam. Av näringen i matavfall återförs idag cirka 7 procent. Mängderna växtnäring i avfall från livsmedelsindustrin är av samma storleksordning som i matavfall och av detta återförs nästan allt redan idag till jordbruket, mest i form av foder.

Potential för förbättringar i ekologisk produktion

Produktionssystem på gården

Utvecklingen på de ekologiska växtodlingsgårdarna har gått mot en mindre andel kortvarig gröngödslingsvall, mer fodervall och större inköp av gödsel. Detta ser vi i stort som

en positiv utveckling eftersom möjligheten till styrning av växtnäringstillförseln ökar, samt att risken för underskott i växtnärbalanser minskar. En alltför låg andel vall kan dock bland annat öka ogräsproblemen, vilket riskerar leda till ett lågt växtnäringutnyttjande. Ogräskontroll som sker under växtsäsongen är ett viktigt utvecklingsområde för att undvika bearbetning och ökad utlakningsrisk efter avslutad odlingsäsong.

Det finns en stor potential till förbättring av gödslingsstrategier, inte minst vad gäller användningen av fosfor, på ekologiska växtodlingsgårdar. Gödslingsrekommendationer behöver utvecklas för organiska gödselmedel och restprodukter av olika kvalitet i kombination med förfruktseffekter i växtföljden. Ofta har tillgängliga gödselmedel på marknaden en obalans i förhållande till grödornas behov, med ett för högt innehåll av fosfor i relation till kväve. En balanserad skörderelaterad gödning förutsätter en ökad kunskap om växtnäringinnehåll samt frigörelse av växtnäring från de gödselmedel som kan vara aktuella i ekologisk produktion.

Dagens ekologiska mjölkgårdar får allt större besättningar och specialiserar sig på att odla vissa fodergöröror och köpa in andra. Detta medför att strategier för kretsloppet av foder och stallgödsel behöver utvecklas. Mjölkgårdarna i Greppa näringen hade hög andel vall och spridning av stallgödsel till vall kan öka risken för ammoniakförluster och ett dåligt utnyttjande av kväve. Det krävs därför fortsatt fokus på spridningsstrategier för stallgödsel till denna gröda för att säkerställa en god kvalitet på grovfodret, försörja vallen med växtnäring samt minimera risken för ammoniakförluster och luktproblem. Vidare behöver odlingen av andra inhemska fodergöröror utvecklas, vid sidan av vallen. Betessystem med ett effektivt växtnäringutnyttjande behöver också utvecklas, speciellt för stora mjölkbesättningar.

De ekologiska köttgårdarna hade relativt låga överskott av kväve och fosfor jämfört med mjölkgårdarna, vilket innebär att gårdar med denna produktionsinriktning inte utgör ett stort problem vad gäller övergödande utsläpp. Växtnäringutnyttjandet var dock lågt och därför behövs förbättrade strategier för att utnyttja växtnäringen i gödseln under betesperioden samt i djupströgödseln.

Samarbete mellan gårdar

Ett utökat samarbete mellan gårdar med olika produktionsinriktning ger möjligheter till förbättring av växtnäringshushållningen och lägre risker för övergödande utsläpp. Samarbetet behövs för att bibehålla den goda koppling som finns i ekologisk produktion mellan djurhållning och växt-

odling när produktionsenheterna blir större. Potentialen för utveckling av samarbete finns främst mellan växtodlingsgårdar och mjölkgårdar. För mjölkgårdarna är samarbetet viktigt för att få större spridningsarealer för stallgödseln och därmed möjligheter till ett ännu bättre utnyttjande av växtnäringen. För växtodlingsgården innebär samarbetet en säkrad tillgång på stallgödsel som medför större möjligheter att styra växtnäringstillförseln till grödorna. Samarbete kring odling av fodervall skulle medföra stora fördelar för växtodlingsgården, dels genom att avsättning fås för vallskörden och dels för kontroll av ogräs.

Kretslopp mellan stad och land

Ett mer utvecklat kretslopp är av intresse för hela jordbruket, men av speciellt intresse för ekologisk produktion eftersom produktionen får miljöersättning samt har stort intresse av alternativa gödselmedel. Fungerande kretsloppssystem kräver både teknikutveckling och förändringar i infrastrukturen så att systemen blir resurseffektiva. Kretsloppssystemen bör ha höga krav på spårbarhet och låg kontaminering för att säkerställa hygieniska och miljömässiga krav.

Av en total potential på cirka 60 000 ton kväve och 9 000 ton fosfor per år i olika urbana växtnäring produkter återförs idag cirka 14 respektive 30 procent kväve och fosfor till jordbruket, som foder samt direkt till åkermarken. De absolut största mängderna växtnäring finns i avloppsprodukter men möjligheterna till återförsel begränsas av innehåll av föroreningar. Vi bedömer därför att källsorterad urin och källsorterade fekalier, utgör den hållbara potentialen, då de är renare och lättare spårbara än slam från blandat avloppsvatten. De kan dock bli tillgängliga först på lång sikt då det krävs förändringar i infrastrukturen. Återförsel källsorterad urin och fekalier till jordbruket skulle utsläppen av kväve och fosfor från reningsverk och enskilda avlopp minska kraftigt. I urin och fekalier finns tillsammans 42 000 ton kväve och 4 700 ton fosfor, vilket motsvarar 27 respektive 33 procent av mängderna i den handelsgödsel som används idag.

Källsorterat matavfall utgör med 7 000 ton kväve och 1 300 ton fosfor den andra stora potentialen för ett ökat flöde av urban växtnäring tillbaka till jordbruket. Detta flöde kan redan idag godkännas av certifieringsorganen för användning i ekologisk produktion. Mängden rotat matavfall ökar snabbt, men begränsas av att det hittills endast är en mindre del av matavfallet som källsorteras.

Summary

Aims and method

Losses of nitrogen and phosphorus to surface waters are a serious problem, particularly in coastal areas of southern Sweden. Agriculture contributes the greatest amounts of anthropogenic nitrogen and phosphorus to water (40 and 45 percent respectively), closely followed by losses from sewage works and private sewage systems (37 and 32 percent respectively). Eutrophication problems need to be addressed using a systems perspective where on-farm management of nutrients is considered together with flows of nitrogen and phosphorus in the entire food chain, including the pathways between town and country.

The aims of this report were to analyse: i) how today's organic production is affecting the environmental quality objective 'No Eutrophication'; ii) the possibilities for better management of plant nutrients in different organic production systems and how this can contribute to the environmental quality objective 'No Eutrophication'; and iii) the possibilities and barriers concerning increased use of recyclable products from society in agriculture, particularly in organic farming, and how this affects eutrophication.

The report describes nitrogen and phosphorus flows in agriculture and in society. The potential to return plant nutrient products from society to agriculture is analysed in terms of sewage products, kitchen food waste and waste products from the food industry. We examined and performed statistical analyses on crop data and plant nutrient balances (covering the period 2001–2006) for almost 300 organic farms (more than 90 percent of the arable land was farmed organically) and around 3 300 conventional farms, mainly in Skåne and Västra Götaland in southern Sweden, using the Greppa näringen [Capture Nutrients] database. The analyses covered arable, dairy and meat production enterprises. Reviews of the literature on long term cropping system research were used to complement the results. We also compiled and analysed agricultural and environmental statistics and conducted interviews with experts.

Overall conclusions

Internal flows of nitrogen and phosphorus in agriculture via feed and manure are very large, for phosphorus considerably larger than the additions via artificial fertiliser. If animal feed is grown on arable farms and large amounts of feed are bought in for animal production, there is a great risk of plant nutrient accumulation on animal farms. This is the general structure in agriculture at the present time. Organic animal farms have a different structure, with stronger connections between animal rearing and feed production and a much lower amount of bought feed than in conventional production.

Calculating the surpluses of nitrogen and phosphorus per hectare on a large number of real dairy, meat and arable farms is a good way to assess the risk of eutrophying emissions. Our calculations and analyses of plant nutrient balance showed that organic farms had a significantly lower surplus of nitrogen per hectare than conventional farms. This generally meant a lower risk of eutrophying nitrogen emissions. The phosphorus surplus per hectare was lower for organic dairy and meat farms, but higher for organic arable farms, compared with their conventional counterparts.

Individual trials cannot represent the multifaceted situation found on real farms, but this can be well described by calculating plant nutrient balances for a large number of farms. Cropping system trials are an important complement in examining the risks of eutrophication from different components of real farms, but are not sufficient to determine the risk of eutrophication for organic production as a whole. Crop rotations and fertilisation differed between the trials we analysed and the farms in Greppa näringen, e.g. the proportion of green manure ley was lower on today's organic arable farms than in the trials. Cropping system trials did not encompass entire farms, where animal rearing and cropping with their bought and marketed products affect each other. The proportion of bought feed and fertiliser has a strong influence on plant nutrient surpluses and thereby the risk of losses. The fact that animal rearing was not linked to cropping system trials means that the effect of a higher degree of self-sufficiency in feed, a feature of organic production, was not included in those analyses.

Using more urban plant nutrients in agriculture would decrease the accumulation of these plant nutrients in urban areas and lower the risk of eutrophying plant nutrient losses from urban waste and sewage. The greatest potential for nutrient recycling is found in sewage products, and most of these nutrients could be recycled in the long term if urine and faeces were separated at source.

Organic production today and the risk of eutrophication

The plant nutrient balances for organic farms showed a significantly lower surplus of nitrogen per hectare than on conventional farms. The nitrogen surplus was 17, 38 and 35 percent lower on the organic arable, dairy and meat farms respectively, compared with the conventional farms in the Greppa näringen database. The organic meat and arable farms had a lower nitrogen use efficiency than the conventional meat and arable farms, which is naturally negative for plant nutrient management. However, the surplus per hectare in the balances is a more important indicator of the risk of eutrophying losses from a given area than the nitrogen use efficiency.

The surplus of phosphorus per hectare was also significantly lower, 42 and 32 percent on organic dairy and meat farms, respectively, than on the corresponding conventional farms, while it was much higher on organic arable farms compared with conventional arable farms – a surplus of 6 kg phosphorus per hectare compared with a deficit of around 1 kg per hectare on average. However, high rates of phosphorus fertilisation on organic arable farms are a new phenomenon and may be temporary. The use of fertilisers with a high concentration of phosphorus has been relatively widespread in recent years. The link between surplus phosphorus in the farm balance and losses is weaker than for nitrogen, but storage of phosphorus in the soil over a longer period of time carries an increased risk of losses to water.

Cropping systems on organic arable farms differed significantly from those on conventional by having a much higher proportion of ley (30 compared with 4 percent), a higher proportion of pulse crops and a considerably lower proportion of winter cereal in the crop rotation (15 percent of area compared with 32 on conventional arable farms). The proportion of area with green manure leys was small (8 percent) on organic arable farms in southern Sweden, where forage leys and some seed leys were grown instead. Ploughing under of a legume-rich ley constitutes a risk element in organic production, but the risk is lower for forage ley than for a

one-year green manure ley. The plant nutrient balances were positive for both phosphorus and potassium on arable farms because the majority of the farms bought in fertiliser. This means that early fears of soil depletion in organic production were not confirmed by the results of this study.

The organic dairy farms had the same nitrogen use efficiency and a considerably lower production intensity than the conventional dairy farms. In organic production, the stocking density was lower, purchases of nitrogen via feed were less than half and purchases of fertiliser nitrogen were less than one-tenth of those in conventional production. In total, this contributed to lower nitrogen and phosphorus surpluses in organic milk production compared with conventional.

The organic meat farms based their production more on home-grown feed than their conventional counterparts, which gave lower surpluses in their nutrient balances. The differences in production system were also apparent in the crop rotation, with the organic meat farms having a greater proportion of ley and 20 percent of the area under cereals, compared 40 percent cereals on the conventional meat farms.

There was a statistically significant positive correlation between stocking density and nitrogen surplus on both dairy and meat farms, although the variation was large. Higher stocking density thus gives a greater nitrogen surplus. Another important factor was bought feed. This was particularly apparent on organic and conventional meat farms that had the same stocking density, where the conventional meat farms bought in three times as much nitrogen with feed, leading to a greater nitrogen surplus per hectare on these farms.

As regards handling of manure on animal farms, spring spreading, which decreases the risk of plant nutrient leaching, was somewhat more common in organic production than in conventional. In addition, the proportion of area tilled in spring was almost twice as great as in conventional production and the proportion of area tilled in autumn was around 20 percent lower. The limited growing of winter cereals in organic production is probably one of the main reasons for this. The proportion of catch crops grown was at the same level on organic and conventional farms, 13 percent of farm arable area.

Recycling between town and country

The recycling pathway between town and country is interrupted at present and only a small proportion of the nitrogen and phosphorus in urban plant nutrients are returned to agriculture. Of the pure nutrients that end up in toilets, only

3 percent of the nitrogen and 18 percent of the phosphorus are recycled in the form of sewage sludge. Of the nutrients in kitchen food waste, around 7 percent are currently recycled. The amounts of plant nutrients in waste from the food industry are of the same order of magnitude as those in kitchen food waste and almost all of these are already being returned to agriculture, mostly in the form of feed.

Potential for improvement in organic production

Production system on the farm

The trend on organic arable farms has moved towards a smaller proportion of short-term green manure ley, more forage ley and more bought fertilisers. We generally consider this to be a positive development, since it increases the potential to manage plant nutrient supply and decreases the risk of deficits in the plant nutrient balance. However, too low a proportion of ley can e.g. increase weed problems, which risks leading to low plant nutrient use efficiency. Weed control treatments during the growing season are an important strategy in order to avoid tillage and an associated increased risk of leaching at the end of the growing season.

There is great potential for improvement in fertilisation strategies, not least as regards the use of phosphorus on organic arable farms. Fertiliser recommendations need to be developed for different organic manures and waste products of varying quality, in combination with pre-crop effects in the crop rotation. The fertilisers available on the market often have an imbalance in relation to crop requirements, with too high a content of phosphorus in relation to the nitrogen content. Balanced yield-related fertilisation requires greater knowledge of plant nutrient content and release of plant nutrients from those fertilisers that may be relevant in organic production.

Today's organic dairy farms are increasing their herd size and are specialising in growing certain types of feed crops and buying in others. This means that strategies for recycling cattle manure and feed need to be developed. Dairy farms have a high proportion of ley, and spreading slurry on ley can increase the risk of ammonia losses and lead to poor utilisation of nitrogen. A continued focus on slurry application strategies to leys is therefore required to maintain the quality of the forage, supply the ley with plant nutrients and minimise the risk of ammonia losses and odour problems. Furthermore production of other feed crops need to be developed. Grazing systems with high plant nutrient use efficiency also need to

be developed, particularly for large dairy farms.

Organic meat farms have a relatively low surplus of nitrogen and phosphorus compared with dairy farms, which means that farms with this type of enterprise do not pose a major problem as regards eutrophying emissions. However, plant nutrient use efficiency was low and thus better strategies are needed to utilise the plant nutrients in manure deposited during the grazing period and in deep litter manure.

Cooperation between farms

Increased cooperation between farms with different types of production enterprise can provide opportunities for better plant nutrient management and lower the risks of eutrophying emissions. Cooperation is needed to maintain the good links that exist in organic production between animal rearing and arable as production units increase in size. The potential for cooperation mainly exists between arable farms and dairy farms. For dairy farms, cooperation is important in order to obtain a greater area for spreading slurry and thereby possibilities for even better utilisation of the plant nutrients contained in slurry. For arable farms, cooperation means securing access to slurry, giving greater opportunities to control plant nutrient supply to crops. Cooperation in growing forage leys would bring great advantages for arable farms by providing an outlet for the ley harvest and by controlling weeds.

Recycling between town and country

A better developed recycling system is of interest to agriculture as a whole, but it is particularly relevant for organic production, since this type of production is eligible for environmental subsidies and has a great need for alternative fertilisers. Functional recycling systems require technological development and changes in infrastructure so that the system is resource-efficient. Recycling systems should place high demands on traceability and low contamination in order to safeguard hygiene and environmental requirements.

Of a total potential of around 60 000 tonnes of nitrogen and 9 000 tonnes of phosphorus per year in different urban plant nutrient products, approx. 14 percent of the nitrogen and 30 percent of the phosphorus are returned to agriculture today, as feed or directly applied to arable land. The largest amounts of plant nutrients by far are found in sewage products, but the possibilities for recycling are limited by the presence of contaminants. We therefore conclude that source-separated urine and faeces have the greatest sustainable

potential, since they are cleaner and easier to trace than sludge from mixed sewage. However they will only become available in the long term, since they require changes in infrastructure. If source-separated urine and faeces were to be recycled to agriculture, losses of nitrogen and phosphorus from sewage treatment plants and private sewage systems would greatly decrease. Urine and faeces together contain 42 000 tonnes of nitrogen and 4 700 tonnes of phosphorus, which corresponds to 27 and 33 percent, respectively, of the amounts present in the artificial fertilisers used today.

Source-separated food waste, with 7 000 tonnes of nitrogen and 1 300 tonnes of phosphorus, constitutes the second greatest potential for increased flow of urban plant nutrients back to agriculture. This flow can already be approved by certification bodies for use in organic production. The amount of biodigested food waste is increasing rapidly but is limited by the fact that only a small proportion of food waste is source-separated at present.



Inledning

Visionen för miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning” är att miljöproblemet ska vara löst inom en generation, till år 2020, och att ”halterna av gödande ämnen i mark och vatten inte ska ha någon negativ inverkan ...” (Regeringen, 2005). Den höga antropogena belastningen av kväve i miljön via livsmedelskedjan samt förbränning av fossil energi är mycket hög och förväntas globalt fortsätta att öka med en växande världsbefolkning och ökad efterfrågan på både mat och energi (Gruber & Galloway, 2008). Miljömålsrådet i Sverige bedömer också att målet ”Ingen övergödning” kommer vara mycket svårt att nå (Miljömålsrådet, 2007). Det finns således ett stort behov av åtgärder för att förbättra situationen.

I centrum för livsmedelsproduktionen och för samhällets flöden av växtnäring, inklusive de övergödande ämnena kväve och fosfor, står jordbruket. Växtnäringen i humanavfall kommer härifrån och bör recirkuleras hit. I denna rapport har vi lagt tonvikten på hur det ekologiska lantbruket kan vara en viktig aktör för att nå näringshushållande och kretslopps-baserade produktionssystem. Då KRAV- eller EU-certifierad ekologisk produktion kan få miljöersättning för sin verksamhet samt har stort intresse för alternativa gödselmedel är det speciellt intressant att analysera dessa möjligheter. Det är viktigt att recirkulera kväve och fosfor i stallgödsel från djuren och organiskt avfall från människor samt livsmedelsindustrin för att resurserna skall utnyttjas på ett optimalt sätt och för att minimera förorenande utsläpp av dessa ämnen till vatten och luft. Likaså innebär en god hushållning av växtnäring att man undviker oacceptabel anrikning eller utarmning av odlingsjorden, vilket kan leda till ökad risk för växtnäring-förluster eller försämrade markbördighet.

Belastningen av kväve och fosfor till ytvatten är ett allvarligt problem i Sveriges södra regioner samt även i andra kustnära områden. Jordbruket är den enskilda sektor som bidrar med den största andelen av antropogent kväve och fosfor till vatten, 40 respektive 45 procent (SNV, 2008a). De näst största bidragen kommer från avlopp, enskilda och kommunala, och motsvarar 37 respektive 32 procent av de antropogena utsläppen av kväve och fosfor i Sverige. Den allra största delen av avloppets näring kommer ursprungligen från jordbruket i form av livsmedel. I samhället finns det också

mycket växtnäring från jordbruket i form av köksavfall och avfall från livsmedelsindustrin.

För att nå förbättringar krävs en grundkunskap om hur växtnäringens flöden i jordbruket och mellan jordbruk och samhälle ser ut idag för att kunna identifiera vilka förändringar som behöver göras och var åtgärderna ska sättas in. Balanser eller flöden av växtnäring ger kunskap om överskott och underskott. Dessutom tydliggörs storleken på olika flöden av växtnäring. De kan upprättas på olika nivåer beroende på vad de ska användas till, nämligen internationell, nationell, regional nivå eller på gårdsnivå.

I denna skrift visar vi var de stora och små kväve- och fosforflödena finns idag i jordbruket och samhället. Vi har analyserat kväve- och fosforflöden på konventionella och ekologiska gårdar främst i södra Sverige. Vi har också speciellt analyserat växtnäringssituationen i Skåne, Halland och Västra Götalands län. I denna region finns en stor del av Sveriges jordbruksproduktion och belastningen av kväve och fosfor till vatten är stor. De analyserade gårdarna har ingått i den riktade rådgivnings- och informationssatsningen Greppa Näringen för att minska kväve- och fosforförlusterna i jordbruket. Tillståndet på gårdarna ger oss en bild av hur verkligheten ser ut i olika produktionssystem (mjölk, nötkött, växtodling). Forskningen är idag tvetydig om ekologiskt lantbruk bidrar mer eller mindre än konventionellt lantbruk till övergödningen. Data från verkliga ekologiska gårdar tillsammans med resultat från odlingsystemförsök kan ge en uppskattning hur den ekologiska produktionen bidrar till att miljömålet ’Ingen övergödning’ uppnås. Det ger också möjligheter att identifiera styrkor och svagheter i produktionssystemen och föreslå var åtgärder bör sättas in för att den ekologiska produktionen ska kunna utvecklas för att bättre bidra till miljömålet.

Vi analyserar också vilken potential som finns att återföra olika växtnäringens produkter från samhället till jordbruket och specifikt till det ekologiska lantbruket, avloppsprodukter, matavfall och restprodukter från livsmedelsindustrin. Denna återförelse minskar risken för utsläpp av kväve och fosfor från samhället och är därför viktig för miljömålet ’Ingen övergödning’. Vi hoppas att denna skrift kan fungera som ett underlag för beslut som rör livsmedelsproduktion och urbana kretslopp



Anlagd våtmark i jordbrukslandskap. Foto: Maria Wivstad

i relation till övergödningens problematiken för lantbrukare, rådgivare, samhällsplanerare och myndigheter.

Vårt arbete med denna rapport har finansierats av Jordbruksverket (medel för kompetensutveckling), Centrum för uthålligt lantbruk vid SLU samt SLU Ekoforsk. Vi vill särskilt tacka Cecilia Linge och Stina Olofsson från Jordbruksverket, som ansvarar för Greppa näringens databas respektive är projektledare för Greppa Näringen, för att ha givit oss tillgång till det mycket omfattande datamaterialet som gjort denna studie möjlig och även för support och diskussioner i samband med bearbetningar och sammanställningar av Greppa Näringens databas. Författarna vill också tacka en rad personer som bidragit med sina kunskaper och erfarenheter vilket varit mycket betydelsefullt för arbetet, Ann-Marie Dock Gustavsson, Hanna Hellström, Jan Hill, Per-Johan Löf, Thorsten Pedersen och Gösta Roempke.

Syfte

- Att analysera hur dagens ekologiska produktion påverkar miljö kvalitetsmålet 'Ingen övergödning'
- Att analysera möjligheter till bättre hushållning med växt-

näring i olika ekologiska produktionssystem samt hur detta kan bidra till miljö kvalitetsmålet 'Ingen övergödning'

- Att kartlägga möjligheter och hinder rörande ökad användning av samhällets kretsloppsprodukter i jordbruket och specifikt i ekologisk produktion
- Att analysera hur en ökad användning av samhällets kretsloppsprodukter påverkar miljö kvalitetsmålet 'Ingen övergödning'

Angreppssätt och metod

Vårt huvudsakliga angreppssätt för att analysera den påverkan ekologisk produktion har på miljö kvalitetsmålet 'Ingen övergödning' och de förbättringsmöjligheter som finns, har varit att sammanställa och analysera jordbruks-, miljöstatistik (inklusive avfallsstatistik) och regelverk. Vi har bearbetat, sammanställt och gjort statistiska analyser av data insamlade genom Greppa Näringen för ekologiska och konventionella gårdar och kompletterat med analyser av litteratur. Intervjuer har genomförts med ett antal nyckelpersoner med stora kunskaper och stor erfarenhet inom ekologisk produktion och urbana växtnäringssystem.

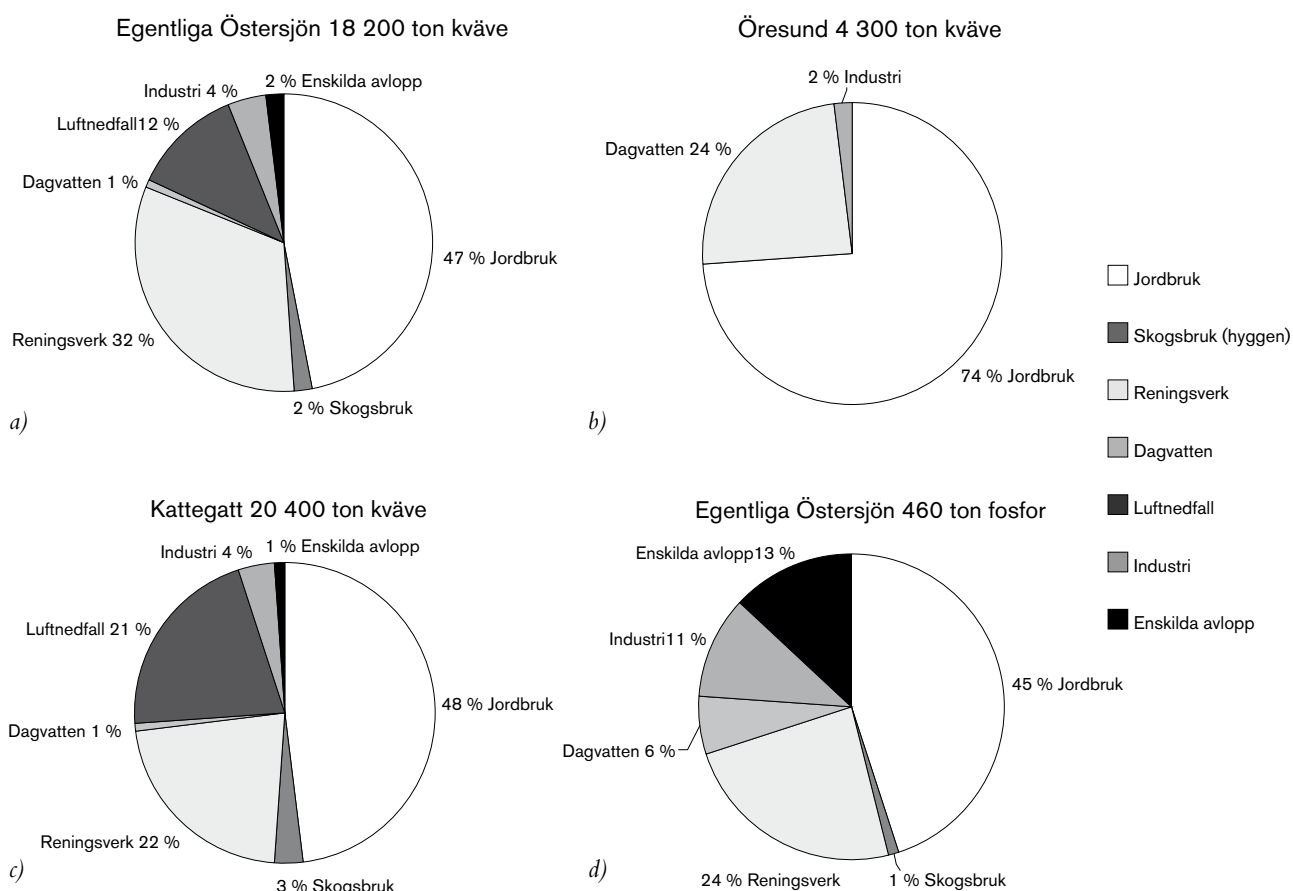
Bakgrund – jordbruket och övergödningen

Jordbruket belastar luft och vatten med kväve och fosfor

Ett hållbart jordbruk innebär bland annat att man vill skapa så energisnåla och för växtnäringen så täta kretslopp som möjligt. Det innebär en strävan efter att återföra organiskt avfall från djur och människor till jordbruksmarken i större utsträckning än idag och att minimera det läckage av växtnäring som bidrar till övergödning av luft och vatten. För framställning av fosforgödselmedel och mineralfoder bryts råfosfor från olika mineraler som är en ändlig resurs. För en hållbar jordbruksproduktion bör beroendet av fosfor från mineralfyndigheter minska. Användningen av handelsgödsel fosfor har dock minskat från 13 kg fosfor/hektar till 7 kg

fosfor/hektar under den senaste 25-årsperioden (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007). Benämningen handelsgödsel gäller i denna rapport syntetiskt framställda mineralgödselmedel.

Miljö kvalitetsmålet 'Ingen övergödning' innebär att vi ska motverka höga kväve- och fosforhalter i miljön. Sjöar och vattendrag ska ha ett naturligt näringsstillstånd och tillförseln till havet ska inte orsaka övergödning. Jordbruket har en central roll för att miljö kvalitetsmålet ska nås då ungefär hälften av kväveläckaget till vatten kommer från jordbruket. I figurerna 1 a–c, visas källfördelningen av den antropogena belastningen (netto belastningen) av kväve på egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt för år 2006 (SNV, 2008a). Fosforbelastningen på egentliga Östersjön visas i figur 1 d.



Figur 1. Källfördelning av antropogen belastning av kväve på a) egentliga Östersjön, b) Öresund, och c) Kattegatt samt d) den antropogena belastningen av fosfor på egentliga Östersjön (SNV, 2008a).

Hantering av stallgödsel ger utsläpp av ammoniak

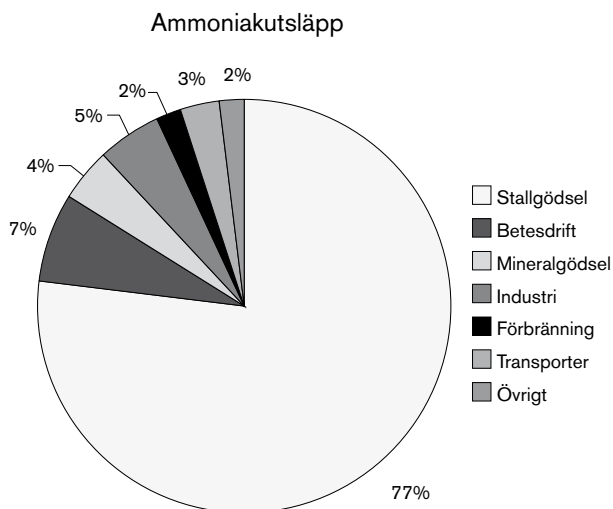
Både miljö kvalitetsmålen 'Bara naturlig försurning' och 'Ingen övergödning' påverkas av jordbrukets utsläpp av ammoniak. Jordbruket står för ungefär 88 procent av den totala ammoniakavgången. Ammoniakutsläppen kommer framförallt från hantering, lagring och spridning av stallgödsel (figur 2) (SCB, 2007a). Av stallgödselns totala kvävemängd, där även det organiska kvävet ingår, förloras ungefär 30 procent av kvävet som ammoniak. Ammoniakavgången från jordbruket har minskat med cirka 18 procent under en tioårsperiod och därmed har målet om en 15-procentig minskning mellan 1995 och 2010 nåtts. De minskande ammoniakutsläppen beror till mer än hälften på att antalet husdjur och mängden gödsel minskat. Även det åtgärdsprogram som satts in i jordbruket för att minska ammoniakutsläppen har gett goda resultat (SCB, 2007a).

Flytgödsel ger, då den hanteras på rätt sätt, lägre ammoniakavgång än fast- och djupströgödsel. Det är därför positivt ur miljösynpunkt att övergå från fast- och djupströgödsel till flytgödsel. I intensiv djurproduktion har man främst flytgödselhantering. Den intensiva djurproduktionen befinner sig dock ofta i en situation med hög djurtäthet och stor växtnäringstillförsel vilket ger en stor mängd kväve och fosfor tillförd med gödsel per hektar och därmed en stor ammoniakavgång. Holland, som har en mycket hög intensitet i sin djurproduktion, har exempelvis ett utsläpp på cirka 60 kg ammoniak/hektar vilket kan jämföras med Sverige som har ett utsläpp på 20 kg ammoniak/hektar (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007).

Ammoniakutsläppen och belastningen på luft och vatten varierar mellan olika regioner, från 11 kg ammoniak/hektar i djurglesa områden i Mellansverige till 23 – 27 kg ammoniak/hektar i djurtäta områden i Sydsverige (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007). För att minska ammoniakavgången finns det i Götaland och Svealand särskilda regler för att minska ammoniakförlusterna vid lagring och spridning av stallgödsel, såsom att täcka urin- och flytgödselbehållare och att mylla ner flytgödsel och urin i nära anslutning till spridning. Får gödsel eller urin snabb kontakt med jordpartiklarna vid spridning på åkermark blir ammoniakförlusterna minimala.

Kväveläckaget varierar kraftigt

Läckaget av kväve varierar kraftigt mellan olika delar av landet och mellan olika år. Läckaget från åkermarken är det kväve som inte tas upp av grödan, binds i marken, eller förloras i gasform till luften, utan istället transporteras ned under rotzonen där det inte längre kan tas upp av växterna.



Figur 2. Källfördelning av utsläpp av ammoniak till luft i Sverige (SCB, 2007a).

På kvävet vidare väg mot havet sker en retention då vattnet rinner genom landskapet. Enligt beräkningar når knappt två tredjedelar av det kväve som läcker från jordbruksmarkens rotzon havet (SNV, 2008a). Läckaget är störst i södra och sydvästra Götaland och motsvarar en årlig nettobelastning på mellan 30 och 60 kg N/hektar från kustnära jordbruksmark ut till havet (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007). Både andelen läckagebenägna lätta jordar och djurtätheten är högre här än i de mellansvenska slättområdena. I sydvästra Götaland är nederbörden dessutom stor och vintrarna milda vilka är faktorer som ökar läckagerisken. I sydvästra Götaland upptar också jordbruket en stor del av landskapen. I Skåne är nästan hälften av totala landarealen jordbruksareal. Av Hallands och Västra Götalands totala areal är nästan en fjärdedel jordbruksareal (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007). De faktorer som påverkar läckagets storlek är delvis sådana som lantbrukaren inte kan påverka själv utan som är naturgivna såsom nederbörds mängd, vinterklimat och jordart. Faktorer som lantbrukaren kan påverka och anpassa till platsens förhållanden är däremot val av växtföljd, odlings teknik, odling av gröda och fånggröda, bearbetningstidpunkter, gödselslag och gödslingsstrategi.

Stora fosforförluster kan ske vid enstaka tillfällen

Åkermarkens totala fosforinnehåll varierar mellan cirka 900 och 3 600 kg/hektar. En orsak till denna stora variation är den upplagring av fosfor i åkermark som skett sedan 1950-talet och som motsvarar i genomsnitt 700 kg fosfor/hektar åker,

vilket har orsakats av en kontinuerlig förrådsgödsling av handelsgödsel och stallgödsel (SJV, 2008a). Jordbrukets inköp av fosfor med handelsgödsel har dock minskat kraftigt sedan 1970-talet till stor del beroende på att priset på fosforgödselmedel stigit snabbare än priset på lantbruksprodukterna. Upprepad gödsling med stora givror av stallgödsel kan dock på vissa jordar medföra risk för att markens förmåga att binda fosfor överskrids. Upplagringen av fosfor i marken har också varit störst i djurtäta områden i sydvästra Sverige. Hög djurtäthet medför att fosfor tillförs gården via inköpt foder och sedan via stallgödsel tillförs marken. Risken för bortförsl av partikelbunden fosfor via ytavrinning är störst från obevuxen mark, särskilt under höst och vinter. Vinterbevuxen mark är därför viktig för att minska förlustrisken. Vid odling av ettåriga grödor eller när flerårig odling bryts påverkar tidpunkter för bearbetning risken för förluster. Vårbearbetning ger lägre risk för fosforförluster via jorderosion än höstbearbetning. Direktsådd av grödan utan föregående bearbetning är särskilt fördelaktig. Jordart och väderlek påverkar dock möjligheterna att välja bearbetningstidpunkt. Ett annat sätt att minska yttransporten av främst fosfor till vattendrag är att ha bevuxna kantzoner närmast vattnet. Skyddszonerna bör vara 6–20 meter breda. De största arealerna med skyddszoner finns i Västra Götaland, Skåne och Västmanland (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007; SJV, 2008a).

Risken för fosforförluster påverkas starkt av jordart och nederbörd. Till skillnad från kväve förloras fosfor i större utsträckning från lerjordar än från lättare jordar. Andra jordar i riskzonen är struktursvaga mjälajordar och lättleror samt lätta jordar där alven är mättad med fosfor. Risken för fosforförluster ökar vid dålig markstruktur, bristfällig dränering, gödselspridning och jordbearbetning vid olämpliga tidpunkter och om stallgödsel och handelsgödsel inte myllas eller brukas ned inom rimlig tid efter spridning. Stora mängder växttillgängligt fosfor (P-AL) i marken är också en riskfaktor även om det inte finns något entydigt samband mellan P-AL-tal eller fosforklass och förlusternas storlek. Förlusterna av fosfor från jordbruksmark är nästan uteslutande vattenburna. En mycket viktig skillnad jämfört med kväveförlusterna är att de största fosforförlusterna sker vid enstaka tillfällen och då särskilt i samband med höga vattenflöden. Man brukar säga att 90 procent av fosforförlusterna i ett avrinningsområde sker från 10 procent av arealen under 1 procent av tiden. Det är således extra viktigt att sätta in motåtgärder på rätt plats och i rätt tid. Förlusterna av fosfor över en längre tid har beräknats till i genomsnitt 0,4 kg/hektar och år. Fosforns bindning i sediment och växter under vattnets väg genom landskapet

avgör hur stor del av läckaget som når havet. Ju längre vägen är till havet desto större fastläggning. Men den sedimenterade fosfor kan senare börja läcka och fortsätta sin väg mot havet (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007; SJV, 2008a).

Jordbrukets struktur

Den specialisering som skett inom jordbruket har resulterat i att kretsloppet av växtnäring mellan djurhållning och växtodling har brutits. Det har i sin tur inneburit att antalet djurgårdar blivit färre men med ett större antal djur per gård samt att husdjuren allt mer koncentrerats till södra Sverige. Västra Götaland och Skåne är de två län med flest mjölkkor. Tillsammans med Halland fanns drygt en tredjedel av alla mjölkkor i dessa tre län. I Västra Götaland, Skåne och Halland fanns även 60 procent av alla grisar. Grisarna är dock koncentrerade till Hallands kustområde, Skånes södra och västra kustområde samt Kristianstadslätten (Jordbruksstatistisk årsbok 2008). Ett dilemma med det brutna kretsloppet mellan djurhållning och växtodling är att när djurgårdarnas produktion blir intensivare ökar andelen inköpt foder till gården, vilket leder till en större mängd producerad gödsel som innehåller mer kväve och fosfor. Statistiken visar också att mängden spridd stallgödsel var densamma mellan år 2003 och 2005 trots att antalet svin och mjölkkor minskat under perioden (SCB, 2006). På gårdsnivå innebär det att när produktionsintensiteten ökar så ger samma antal djur en större mängd kväve och fosfor i stallgödseln att sprida på samma areal.

Koncentrationen av husdjuren syns också i statistiken genom att djurtätheten (se faktaruta 1) varierar mellan län. Högst djurtäthet hade Blekinge (1,35 djurenheter/ha) följt av Halland och Kronoberg där animalieproduktion dominerar. En hög djurtäthet i Kronoberg påverkar dock inte risken för övergödning lika mycket som i Blekinge och Halland eftersom den totala jordbruksarealen i Kronoberg är låg och avståndet till havet stort. Lägst djurtäthet hade Örebro Uppsala och Västmanland (0,2–0,3 djurenheter/hektar), där spannmålsproduktion dominerar (Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007). Med ökad djurtäthet i regionen tillförs mer fosfor och kväve till den sammanlagda åkermarken i området. Eftersom bortförsl av kväve och fosfor i skörd inte ökar i samma utsträckning så stiger kväve- och fosforöverskotten och risken för kväveförluster ökar. Fosforöverskotten kan till viss del lagras upp i marken, men troligen ökar också risken för fosforförluster. På nationell nivå hade jordbruksföretag med över 1 djurenhet/hektar ett överskott i balansen för åkermarken på 65 kg kväve/ha och 3,6 kg fosfor/ha, vilket



Övergödningen drabbar bland annat Östersjön. Foto: Maria Wivstad.

kan jämföras med företag med under 0,1 djurenhet/ha som hade ett överskott av kväve på 26 kg/ha och ett underskott av fosfor på - 0,7 kg/ha (SCB, 2007b). Dilemmat på djurgårdar med hög djurtäthet (>1,0 djurenheter/ha) är att mängden stallgödsel som produceras överstiger mängden fosfor som bortförs med skörden, även om stallgödseln fördelas över hela spridningsarealen. Det blir en uppbyggnad av fosforförråden i marken över tiden. Samtidigt innehåller åkermarken i de djurtäta områdena redan stora fosforförråd beroende på historisk förrådsgödsling (SNV, 1998), vilket innebär att behovet av ytterligare förrådsgödsling är obefintligt. Att gårdar med växtodling i dessa områden bortförde mer fosfor med skörden än vad som tillfördes med handelsgödsel visade att denna produktion har lättare att anpassa sig till gödslingsrekommendationerna vad gäller fosfor än vad djurgårdar har.

På grund av en intensiv produktion, i både växtodling och djurhållning, tenderade kväveöverskotten att var högst i Götalands slätt- och mellanbygder (SCB, 2007b). I Götalands södra slättbygder tillfördes mest kväve och nästan hälften av den gödslade arealen fick över 140 kg kväve/ha (SCB, 2006). Areal som både gödslades med handelsgödsel och stallgödsel fick en högre tillförsel av totalkväve och fosfor än areal som bara fick handelsgödsel. Några av orsakerna till den högre tillförseln av kväve till åkermarken på djurgårdar kan vara de stora mängderna stallgödsel som gör det svårt att sprida all stallgödsel vid optimal tidpunkt med sämre kväveeffekt som följd, samt att lantbrukaren är osäker på stallgödselns kväveverkan och därför kompletterar med större mängder handelsgödselkväve.

Vad säger lagen?

Det finns en rad internationella överenskommelser som syftar till att minska belastningen av miljöstörande ämnen till havnen och därmed berör jordbruket. Ett exempel är Baltic Sea Action Plan (BSAP) för Östersjön, Öresund och Kattegatt som är en gemensam åtgärdsplan som Östersjöländernas miljöministrar och EU kommissionen tog beslut om år 2007 (SNV, 2008a). Målet för planen är att få god ekologisk status till år 2021. Den största utmaningen i BSAP är att minska belastningen av växtnäringssämnen. Sverige ska enligt den preliminära bördefördelningen halvera sin belastning av kväve och minska belastningen av fosfor med 40 procent. För kväve gäller detta Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt medan det enligt bördefördelningen för fosfor inte krävs någon ytterligare minskning till Öresund och Kattegatt. Dock är många av våra sjöar övergödda, varför den totala tillförseln av fosfor till vatten är intressant. Sveriges riksdag har satt upp nationella miljökvalitetsmål, som anger hur mycket utsläppen av ett antal ämnen/ämnesgrupper ska minskas. Målen utgår i huvudsak från de internationella överenskommelserna.

De lagar och förordningar som tillkommit för att minska miljöskadliga utsläpp till luft och vatten har samlats i en nationell miljöbalk där alla aktiviteter i jordbruket och i samhället ingår. Det kan även finnas lokala föreskrifter som man kan hitta hos miljöförvaltningen i respektive kommun. Djurtäthet regleras genom att en maximal mängd fosfor får spridas under ett växtföljdsomlopp och krav ställs på lagringskapacitet och spridningstider av stallgödsel. Kvalitetskrav ställs på avloppsslam och på hantering av animaliskt avfall (faktaruta 1).

Faktaruta 1:

Lagar och förordningar för att minska miljöskadliga utsläpp

Djurtäthet: För att försäkra sig om att inte ett överskott av stallgödsel ackumuleras är det viktigt att antalet djur på en gård är i balans med tillgänglig åkerareal för spridning av stallgödsel. Det som begränsar stallgödseltillförseln är innehållet av fosfor. Maximalt tillåten fosfortillförsel är 22 kg/hektar och år, i genomsnitt under en femårsperiod (SJVFS 2004:62). Denna mängd fosfor motsvarar, vid normal intensitet, 1,6 mjölkkor eller 10, 5 slaktsvin/hektar. Se nedanstående uppställning för vilket antal av olika djurslag som det motsvarar. Ibland behöver man räkna om olika djurslag till en gemensam enhet, en djurenhet, vilket motsvaras av 1 mjölkko (SFS 1998:899).

Ungefärligt antal djur per hektar som motsvarar 22 kg fosfor per hektar

Djurslag	Antal djur per hektar
Mjölkkor	1,6
Am- och dikor	2,3
Kvigor, tjurar och stutar > 1 år gamla	4,6
Kalvar < 1 år gamla	5,8
Får och getter	15,0
Suggor i produktion	2,2
Slaktsvin	10,5
Värphöns	100,0
Slaktkyckling	470,0
Hästar	3,0

Lagring och spridning av stallgödsel samt andra organiska gödselmedel: All stallgödsel måste lagras den tid under vinterhalvåret då gödsel inte får spridas, vilket innebär mellan 6 och 10 månader. I särskilt känsliga områden i södra Sverige finns utökade krav på lagringskapacitet. Skåne, Halland och delar av Västra Götalands län ingår i de särskilt känsliga områdena (SJVFS 2004:62). Stallgödsel och andra organiska gödselmedel får inte spridas på åkermark mellan 1 december och 28 februari om de inte brukas ner i marken samma dag till 10 cm djup. I de särskilt känsliga områdena finns utökade regler om hur man får sprida organiska gödselmedel.

Högsta tillåten total tillförsel av metaller till åkermark via avloppsslam och högsta tillåtna halter vid användning av avloppsslam, rötrest och kompost som gödselmedel. SP = Sveriges tekniska forskningsinstitut som är certifieringsorgan för systemet Certifierad återvinning.

Metall	Maximala halter i åkermark för spridning av slam ¹	Maximalt tillförda mängder med slam ²	Maximala halter i avloppsslam ³	Maximala halter i SP-certifierad rötrest och kompost ⁴	Maximala halter i ekologiskt godkänd rötrest och kompost från hushållsavfall ⁵
	mg/kg ts	g/ha och år	mg/kg ts	mg/kg ts	mg/kg ts
Bly	40	25	100	100	45
Kadmium	0,4	0,75	2	1	0,7
Koppar	40	300	600	600	70
Krom	60	40	100	100	70
Kvicksilver	0,3	1,5	2,5	1	0,4
Nickel	30	25	50	50	25
Zink	100	600	800	800	200

¹ SNFS 1994:2, ² Gäller genomsnitt över en sjuårsperiod, SNFS 1994:2, ³ SFS 1998:944, ⁴ SP 2009a; SP 2009b, ⁵ EG 2008. För krom (VI) gäller 0, det får ej kunna detekteras.

Avloppsslam: Slamdirektivet (EEG, 1986), reglerar användningen av avloppsslam inom EU och detta är implementerat i Sverige genom föreskrifterna SNFS 1994:2 och SFS 1998:944. Avloppsslam får användas i konventionellt jordbruk om det uppfyller vissa kvalitetskrav. Hur mycket avloppsslam som får spridas till åkermarken bestäms av dess fosforinnehåll samt av dess innehåll av de sju tungmetallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink (se tabell om metaller) medan åkermarkens innehåll av de sju tungmetallerna styr om avloppsslam över huvud taget får spridas. Svenskt Vatten har tillsammans med LRF och Naturvårdsverket arbetat fram certifieringssystemet REVAQ för att förbättra kvaliteten på slammet för säker användning på åkermark. Idag är 13 reningsverk anslutna till REVAQ (Bengt Hansson, pers.komm.).

Rötat och komposterat organiskt material: Certifieringen av kompost samt rötrest görs via systemet Certifierad återvinning. Sveriges tekniska forskningsinstitut (SP) är certifieringsorgan för detta system som kvalitetssäkrar kompost och rötrest. Högsta tillåtna metallhalter är snarlika de för godkänt avloppsslam. För användning av vissa restprodukter i ekologisk produktion finns specifika hårdare gränser för tillåtna metallhalter (se tabell nedan).

Humanurin: Lagfästa regler för hur källsorterad humanurin ska hanteras för att få spridas till åkermark finns idag inte i Sverige. Däremot finns det från Naturvårdsverket ett förslag till förordning om regler för hantering av urin (SNV, 2002).

Animaliskt avfall: För att minimera smittoriskerna och uppfylla de hygieniska kraven finns det ett speciellt regelverk för hantering av djurkadaver och annat animaliskt avfall. Efter behandling godkänns vissa animaliska biprodukter för användning som gödselmedel. Anläggningar som hanterar animaliska biprodukter måste godkännas av Jordbruksverket (SJVFS 2009:6; EG, 2002).



Växtnäringshushållning i ekologisk produktion – risker för övergödning

Mål och regler kring växtnäring i ekologisk produktion

Grundläggande mål för ekologisk produktion är att minimera negativ påverkan på mark och omgivande ekosystem och att hushålla med icke förnybara resurser (KRAV, 2009). Därför är det viktigt att minimera förluster av växtnäring i det ekologiska lantbruket, odla kvävefixerande grödor och att utnyttja kretsloppssystem. Odling av fånggrödor rekommenderas där så är möjligt, bevuxen mark vintertid eftersträvas och baljväxtvallar ska brytas vid en tidpunkt som minimerar risker för växtnäringsläckage. I regelverken för ekologisk produktion finns en rad föreskrifter kring växtnäring och dessa regler har förändrats i flera omgångar (faktaruta 2).

Kretsloppet mellan stad och land

Samhället kan återanvända ämnen som redan cirkulerar i samhället och återföra växtnäringsämnen till jordbruket, och därmed uppfylla målen om minskad miljöpåverkan och bättre hushållning med energi och naturresurser. Ambitionen om ökade kretslopp av växtnäring i samhället är tydligt formulerad i tre delmål under miljömålet "God bebyggd miljö". Dessa delmål är (Regeringen, 2005):

- 1) att "senast år 2010 skall minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling",
- 2) att "senast år 2010 skall matavfall och därmed jämförligt avfall från livsmedelsindustrier m.m. återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser "sådant avfall som ... är lämpligt att efter behandling återföra till växtodling", och
- 3) att "senast år 2015 skall minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark".

Om animaliska och vegetabiliska produkter fortsätter att ensidigt gå från jordbruk till urbana områden, som det i stor utsträckning ser ut idag, ackumuleras växtnäringsämnena i de urbana områdena, där de riskerar att läcka ut i miljön. En del av växtnäringsämnena fångas upp i reningsverken men en stor del går ut i hav och vattendrag eller ansamlas på begrän-

Faktaruta 2: Regelverk för ekologisk produktion

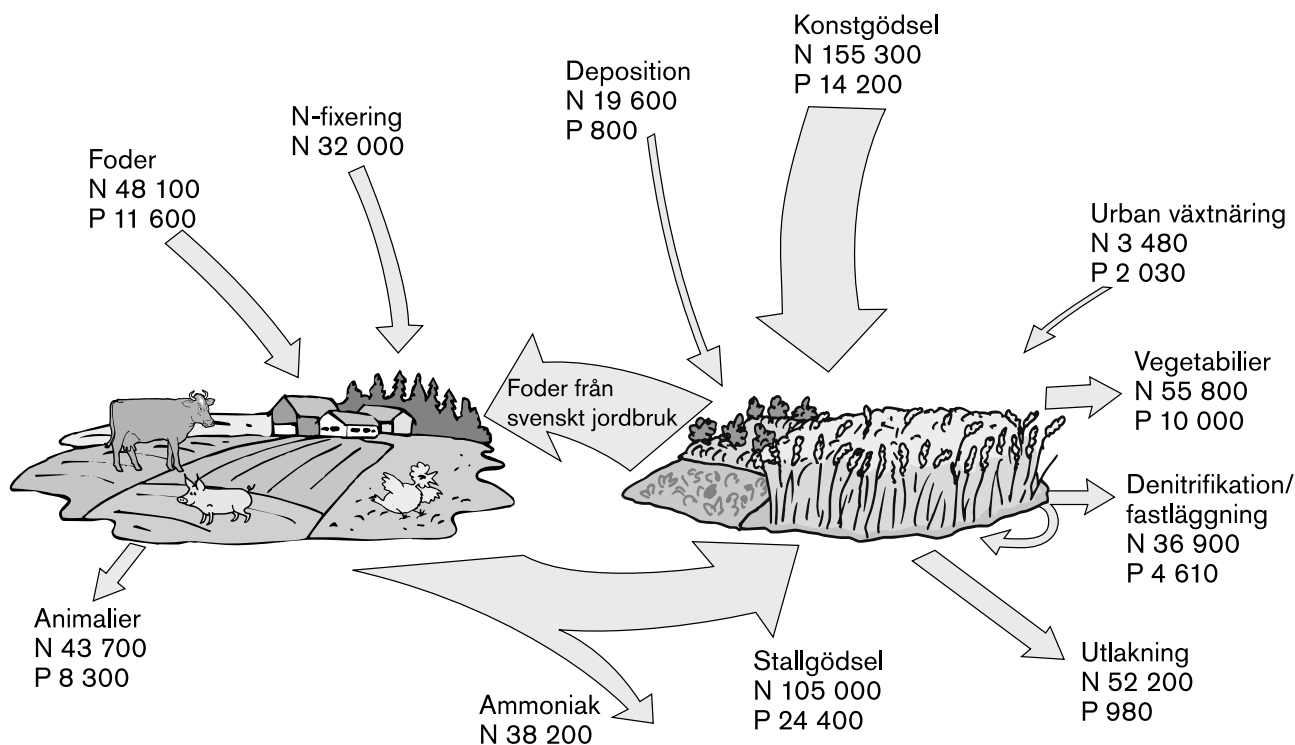
Det finns ett gemensamt regelverk på EU-nivå som anger ramar för den ekologiska produktionen och för märkningen av ekologiska produkter (EG, 2008). Dessutom finns ett nationellt regelverk för KRAV-certifierad produktion som uppfyller EU:s regelverk men som också innehåller en rad tilläggsregler (KRAV, 2009).

Vad gäller regler för växtnäringsförsörjning finns exempelvis angivet vilka gödselmedel som är tillåtna i ekologisk produktion (KRAV, 2009; EG, 2008 (Bilaga 1)). Det finns också gränser för innehåll av vissa ämnen i de tillåtna gödselmedlen så att användningen inte leder till anrikning av t.ex. tungmetaller i marken. Inköpt stallgödsel är tillåten med restriktioner för vissa intensiva konventionella uppfödningssystem. Exempel på restprodukter som är tillåtna är komposterat eller rötat hushållsavfall och slakeriavfall, men inte avloppsslam från reningsverk. Utifrån tolkning av EU:s regler för godkända gödselmedel tillåter idag KRAV:s regelverk att källsorterad urin från den egna gården och avloppsslam från egen trekammarbrunn används som gödsel. Småskaliga insamlingssystem från hushåll i nära samarbete med brukningsenheten kan också godkännas.

För att förbättra växtnäringshushållningen i den ekologiska produktionen har KRAV tagit fram ett redovisningssystem för växtnäring som hittills varit frivilligt men som från och med år 2010 blir obligatoriskt för certifiering enligt KRAV:s regelverk. Systemet baseras bland annat på balansberäkningar av fosfor med maximalt angivna överskott, samt dokumentation av åtgärder för att minska växtnäringsförluster, "...till exempel gödslingsstrategi, spridningstidpunkt och spridningsteknik för stallgödsel, tidpunkt för brytning av klöverrik vall...".

En hög självförsörjningsgrad av foder ger möjligheter till en bättre hushållning med stallgödseln och därför finns i regelverket krav på att självförsörjningsgraden ska vara minst 50 procent räknat på årlig foderåtgång.

sade ytor och leder till eutrofiering. En större recirkulation av den urbana växtnärings skulle kunna minska användningen av handelsgödselkväve och den icke-förnyelsebara resursen fosfor, samtidigt som utsläppen av eutrofierande växtnäring skulle kunna minska kraftigt.



Figur 3. Flöden av kväve (N) och fosfor (P) i det svenska jordbruket den senaste femårsperioden, ton/år. SCB (2007b) samt bilaga 1.

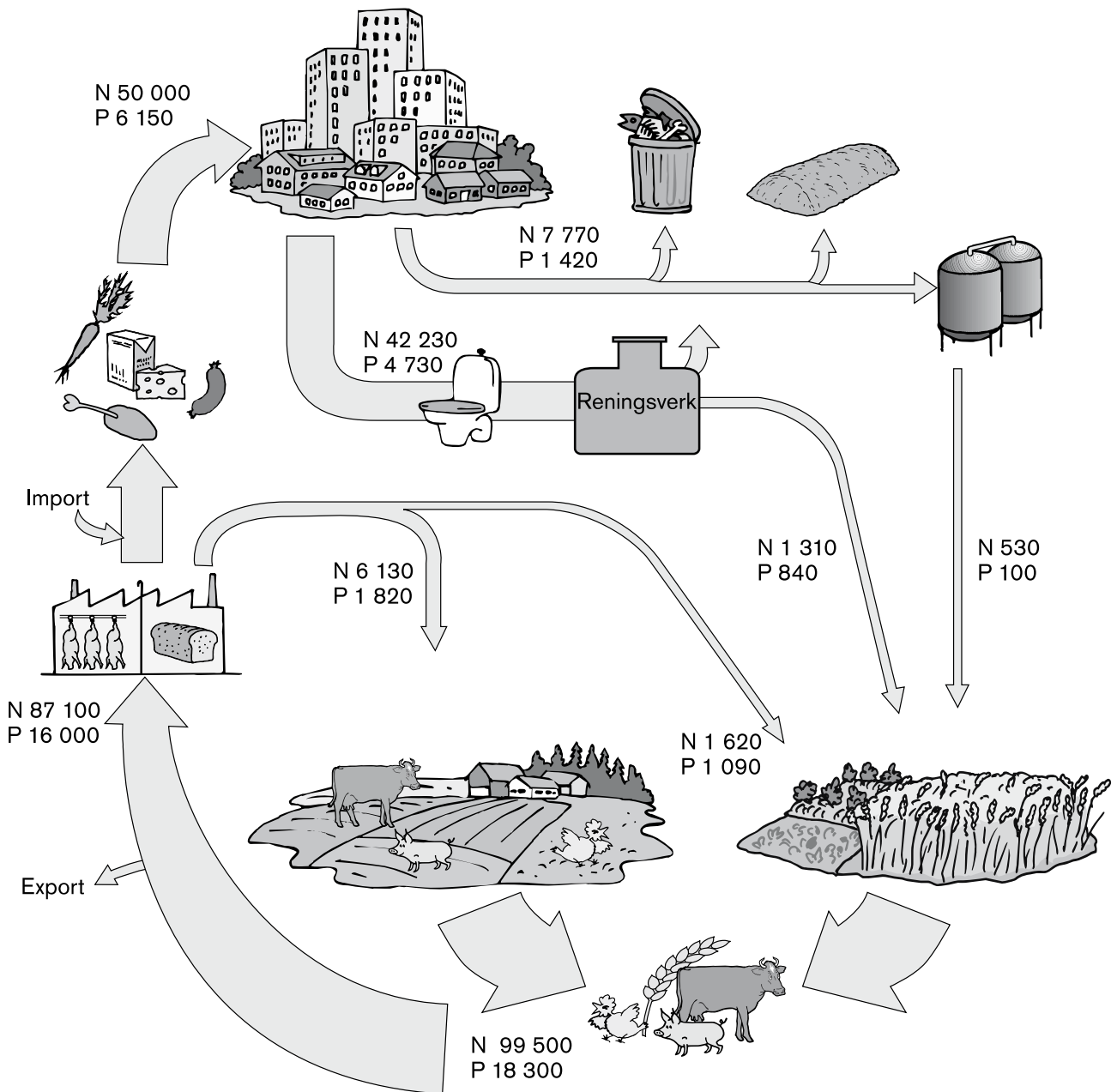
Återföring av växtnäring från samhället innebär dock risker. Det finns en risk att den urbana växtnäringen blivit förorenad med både tungmetaller, olika organiska föroreningar samt med smittämnen. Kretsloppssystem för återföring av urban växtnäring måste hantera dessa eventuella föroreningar på ett bra och säkert sätt.

Användning av urban växtnäring idag

År 2005 bortfördes knappt 100 000 ton kväve och 18 000 ton fosfor från det svenska jordbruket med skörde- och animalieprodukter (figur 3). De dominerande flödena av växtnäring till åkermarken är idag handelsgödsel och stallgödsel. Även kvävefixering och införsel av foder är viktiga växtnäringsskällor till jordbruket. Införseln av foder består både av importerade produkter och även av urban växtnäring via rester från livsmedelsindustrin. Den urbana växtnäring som går tillbaka direkt till åkermarken utgör idag en blygsam del av den totala näringstillförseln till åkermark (SCB, 2007b; SCB, 2008a). Den urbana växtnäringen motsvarar 2 procent av det kväve och 14 procent av det fosfor som tillförs via handelsgödsel. Återförseln är i form av avloppsslam, rötat matavfall och restprodukter från livsmedelsindustrin. Som framgår av figur 3 är cirkulationen inom jordbruket av fosfor via stallgödsel betydligt större än tillförseln av fosfor via handelsgödsel.

Förlusterna av framförallt kväve är också stora från jordbruket, ammoniak från djurhållning och stallgödselhantering och utlakning från åkermarken (SCB, 2007b). Dessutom förloras stora mängder kväve via denitrifikation vilket dock inte påverkar övergödningen utan avgår till luften i huvudsak som ren kvävgas samt en liten del som lustgas. En del av mängden kväve som rubriceras Denitrifikation/fastläggning i figur 3 kan utgöras av inbindning av kväve i det organiska materialet i marken, dock oklart hur stor andel. Fastläggningen av fosfor innebär ingen förlust från marksystemet, och utgör på lång sikt en växtnäringsskälla trots att det inte är omedelbart växttillgängligt för grödan.

Av den mängd växtnäring i livsmedelsprodukter som går in till livsmedelssystemet i Sverige återförs idag, som vi tidigare nämnt, begränsade mängder tillbaka till jordbruket. En övervägande del av det organiska avfallet som genereras inom livsmedelsindustrin återförs dock redan idag. En stor del cirkuleras i form av djurfoder (Åsa Stenmarck, pers.komm.) och totalt sett beräknar vi att 7 750 ton kväve och 2 910 ton fosfor återcirkuleras till jordbruket som foder och gödsel (figur 4; bilaga 1). Även drank från etanolproduktion baserad på spannmål, så kallad agrodrank, återförs till jordbruket men är inte inkluderat i figuren eftersom det inte ingår i livsmedelssystemet utan bedöms vara en intern recirkulation inom jordbruket. Innehållet av växtnäring i agrodrank motsvarar



Figur 4. Kretslopp stad–land. Jordbrukets leverans av kväve (N) och fosfor (P) i livsmedelsråvaror till samhället och återförsel till jordbruket den senaste femårsperioden. För detaljerad redovisning och källhänvisningar se bilaga 1 och även SCB (2007b).

cirka 8600 ton kväve och knappt 1000 ton fosfor per år (bilaga 1) och används till övervägande del som foder. Dessa mängder är således betydande och av samma storleksordning vad gäller innehåll av kväve som avfallet från livsmedelsindustrin. Det svenska livsmedelsavfall som blir gödselmedel till jordbruket utgörs i huvudsak av slakteriavfall som processats till ett mjölkformigt gödselmedel, Biofer 7-9-0 (7 procent kväve, 9 procent fosfor) (SJV, 2009; Per-Johan Löf, pers.komm.). Det finns även andra gödselprodukter baserade på slakteriavfall som är pelleterade, men dessa är för närvarande inte av svenskt ur-

sprung. Matavfall från hushåll, handel, storkök och restauranger recirkuleras endast i liten utsträckning idag. Cirka 7 procent går tillbaka till åkermark och detta är främst i form av rötter från biogasanläggningar. (Avfall Sverige, 2008a).

Av den totala mängd slam som uppstod vid reningsverken återfördes cirka 15 procent till jordbruket vilket år 2006 motsvarade ungefär 1300 ton kväve och 800 ton fosfor (figur 4, bilaga 1) (SCB, 2008b). Källsorterad urin och källsorterade fekalier liksom klosettvattnen (urin och fekalier blandade med spolvatten) cirkuleras inte idag, med något undantag.

Hantering av urban växtnäring i jordbruket

Återförslin av olika kretsloppsprodukter till jordbruket underlättas betydligt om produkten kan hanteras och spridas med jordbrukets befintliga infrastruktur. Inom jordbruket finns det idag fungerande hanteringskedjor för handelsgödsel (kornad eller pelleterad), fastgödsel, kletgödsel, flytgödsel och urin. Det finns också ett system med entreprenörer som har maskiner för att sprida mjölformiga medel såsom kalk. För att jordbrukets spridningsutrustning skall fungera bra, bör egenskaperna hos kretsloppsprodukten och koncentrationen på dess viktigaste växtnäringssämnen likna den gödsel som spridaren utvecklats för.

De pelleterade restprodukterna innehåller relativt höga koncentrationer av växtnäring om man jämför med stallgödsel (tabell 1). Då de är pelleterade, passar de för spridning med handelsgödselspridare. Värt att notera är att de mest använda restprodukterna som baseras på slakteriavfall, Biofer 7-9-0 och Biofer 10-3-1 innehåller betydligt mer fosfor i relation till kväve än den mest sålda handelsgödselprodukten NPK 21-3-10. Trögflytande specialgödselmedel som Vinass, som är en restprodukt från jästindustrin, kan efter spädning spridas med utrustning för flytgödselspridning. Vinassen späds vanligen ut med vatten, urin eller flytgödsel (SJV, 2009).

Källsorterad urin, källsorterade fekalier, liksom klosettvatten från riktigt vattensåla toaletter (vakuumtoaletter) skulle passa väl att hanteras med lantbrukets utrustning för

flyt- respektive fastgödsel. Det avloppsslam som återförs till jordbruket efter att det rötats, avvattnats och lagrats sprids med fastgödselspridare. Detta görs vanligen av en entreprenör på reningsverkets bekostnad. Slammet kan även återföras som våtslam utan avvattning och sprids då med utrustning för flytgödsel. Flytande rötrest sprids med flytgödselspridare och fast rötrest med fastgödselspridare. För mjölformade gödselmedel som Biofer 7-9-0 används oftast rörspridare av samma typ som vid spridning av kalk. Spridningen görs nästan uteslutande av entreprenörer (Malgeryd, 2003).

Växtnäringshushållning på gården

För att beskriva tillståndet vad gäller hushållning av kväve och fosfor och risker för övergödning på dagens ekologiska gårdar har vi gjort jämförelser med konventionell produktion. Vi har också analyserat jordbruksstatistik samt växtnäringsbalanser och uppgifter om grödfördelning och odlingsåtgärder gjorda inom Jordbruksverkets projekt Greppa Näringen (i fortsättningen kallat Greppa). I projektet har vi analyserat tre olika produktionsinriktningar utifrån Greppas data, växt-, mjölk- och köttproduktion. Vi har också gjort separata analyser vad gäller flöden av växtnäring för tre sydliga län, Skåne, Halland och Västra Götalands län. Djurgårdarnas inriktning definieras genom att minst 75 procent av gårdens djurenheter utgörs av köttdjur respektive mjölkkor och kvigor (SJV, 2008c). Gårdarna med växtproduktion som huvudsaklig produktionsgren

Tabell 1. Konsistens och koncentrationer av växtnäring i handelsgödsel, stallgödsel samt några organiska restprodukter från det urbana samhället, kg/ton. (N = kväve, P = fosfor,)

Gödsel	Konsistens	Total N	Mineral N	Total P
<i>Handelsgödsel</i>		<i>kg/ton</i>	<i>kg/ton</i>	<i>kg/ton</i>
NPK 21-3-10 ¹	Granulerad	206 ²	206 ²	26 ²
<i>Stallgödsel</i>				
Nöt, fastgödsel ³	Fast	3,6 – 7,7	1,3 – 4,3	0,9 – 2,2
Nöt, flytgödsel ³	Flytande	2,8 – 5,9	1,2 – 3,2	0,5 – 1,1
Nöt, urin ³	Flytande	0,7 – 2,9	0,4 – 2,4	0,02 – 0,06
Värphöns gödsel, från golv ⁴	Fast	11,7 – 23,3	3,0 – 12,1	4,0 – 10,3
Slaktkyckling gödsel ⁵	Fast	26,6 – 37,9	3,8 – 7,3	6,8 – 14,0
<i>Övriga organiska gödselmedel</i>				
Biofer 7-9-0 ⁶	Grovt mjöl	72	-	89
Biofer 10-3-1 ⁶	Pellets	96	-	30
Vinass 4-0-4 ⁶	Trögflytande	40 – 46	-	< 1
Rötrest ⁷	Flytande	1,6 – 6,1	1,1 – 4,4	0,1 – 0,6

¹ Den mest sålda handelsgödselprodukten 2006/2007 (SJV, 2008b), ² (Yara, 2009), ³ (Steineck m.fl., 1999), ⁴ (Salomon m.fl., 2006), ⁵ (Rodhe m.fl., 2000), ⁶ (SJV, 2009) ⁷ Koncentration från analys över rötrest från sju certifierade biogasanläggningar i Sverige 2005 där råvaran bestod av slakteriavfall, gödsel och organiskt avfall från hushåll och livsmedelsindustri i olika proportioner (Baky m.fl., 2006)

Tabell 2. Procentuell andel ekologisk och konventionell åkerareal i olika län i Greppa Näringens databas respektive SCB:s data över Sveriges totala åkerareal (Jordbruksstatistisk årsbok, 2008).

Län	Andel av ekologisk areal, %		Andel av konventionell areal, %	
	Areal i Greppa näringens databas	Total svensk areal	Areal i Greppa näringens databas	Total svensk areal
Skåne	21	5	52	17
Västra Götaland	31	23	17	18
Halland	9	2	6	4
Östergötland	17	8	6	8
Kalmar	5	3	7	5
Västmanland	8	4	2	4
Södermanland	3	5	2	5

definieras av att de har maximalt 0,2 djurenheter per hektar (se faktaruta 1). Gårdarna med köttproduktion hade olika typer av köttdjur, dikor, stutar, vallfodertjuror och ungdjur, och en del gårdar hade både nötkreatur och får. Det fanns för få ekologiska gårdar med grisar och fjäderfå i Greppa för att det skulle vara möjligt att göra några jämförelser för dessa produktionsgrenar. Vidare fanns gårdar med en blandad produktionsinriktning, t.ex. både mjölkkor och köttdjur, vilka inte heller analyserats. Variansanalyser har utförts av Greppas data med en signifikansnivå på 5 procent.

De insamlade data från Greppa under 2001 till 2006 som vi fått tillgång till omfattade totalt 4678 gårdar med en växtnärbalans per gård. Antalet reducerades till 3595 efter att data sorterats bort för andra typer av produktionsinriktningar än de tre vi valt att analysera, samt data för gårdar med endast en del av marken omlagd till ekologisk produktion. Av de gårdar som vi bearbetat klassificerades en mindre del, 276 gårdar, som ekologiska med helt omlagd mark (d.v.s. mer än 90 procent av arealen var ekologiskt odlad) och 3 319 hade konventionell produktion. Arealen på de ekologiska gårdarna var 32 000 hektar vilket utgör cirka 7 procent av den totala ekologiska åkerarealen i Sverige. Motsvarande siffror för de konventionella gårdarna var 460 000 ha och 17 procent av totalarealen. Greppa har främst samlat in data från gårdar i södra Sverige där övergödningens problematiken bedömts var störst, vilket medfört att urvalet av gårdar inte är representativt för landet i stort. Skåne län dominerar i Greppas data, med en femtedel av den ekologiska arealen och cirka hälften av den konventionella arealen (tabell 2) medan endast cirka 5 respektive 17 procent av den totala ekologiska och konventionella arealen finns i Skåne län. Västra Götalands län har de största ekologiska arealerna i landet och även i Greppa hade länet störst ekologisk areal (Jordbruksstatistisk årsbok, 2008).

Vi har också analyserat resultat från vetenskapligt publicerade odlingssystemförsök. Resultaten från odlingssystemförsöken tillsammans med data från Greppa kan ge oss en uppskattning av hur den ekologiska produktionen bidrar mot miljömålet 'Ingen övergödning'.

Odlingssystem

Odlingssystem och växtföljder skiljer sig markant mellan olika produktionsinriktningar och även mellan ekologiska och konventionella gårdar. Växtföljden är ett av de viktigaste instrumenten i ekologisk produktion för att försörja grödorna med kväve via kvävefixerande grödor. Införseln av kväve till odlingssystemet på gårdarna i Greppa via biologisk fixering var flera gånger så stor i ekologisk som i konventionell produktion (se tabell 10, 12 och 14). Via en växtföljd med vall där mycket organiskt material tillförs jorden underhålls markens grundläggande bördighet. Djuprotade växter kan omfördela växtnäring från djupare jordlager till matjorden vilket bidrar till att markens växtnärbalansresurser utnyttjas bättre. Omfattningen av odlingen av fånggrödor (kvanitifierad som andel av arealen ansluten till fånggrödestöd) låg på samma nivå på både ekologiska som på konventionella gårdar i Greppa och odlades i genomsnitt på 13 procent av åkerarealen.

Växtodlingsgårdar

Odlingssystemen på ekologiska och konventionella gårdar där växtproduktionen var den huvudsakliga produktionsinriktningen visar stora skillnader vad gäller grödfördelning med signifikanta skillnader för alla grödgrupper (tabell 3). Den mest påtagliga skillnaden var att de ekologiska växtodlingsgårdarna odlar vall, nämligen fodervall, grön gödslingvall och frövall, tillsammans en fem gånger högre andel än på de konventionella växtodlingsgårdarna. Andelen grön gödslings-

vall begränsade sig till 8 procent av arealen på växtodlingsgårdarna och var betydligt lägre än tidigare uppskattningar där grön gödslingen i genomsnitt för hela den ekologiska arealen bedömdes vara 10–15 procent (SJV, 2005a). Enligt uppgifter från rådgivare odlas allt mindre arealer med grön gödslingsgrödor och istället ökar fodervallen på de ekologiska växtodlingsgårdarna (Thorsten Pedersen, pers. komm.). Även frövallar ökar. Idag förekommer nästan inte alls rena grön gödslingvallar på de ekologiska växtodlingsgårdarna i Skåne och Halland. Grön gödslingvallar är dock vanligare på ekologiska växtodlingsgårdar i slättbygderna i Mälardalen än längre söderut, bland annat på grund av den begränsade djurhållning som finns i området. Där finns gårdar med 1/3 av arealen i grön gödslingvall (Gösta Roempke, pers. komm.). Dataunderlaget i Greppa är för begränsat för dessa områden för att kunna få fram säkra uppgifter. Spannmålsodlingen skiljer sig också med en betydligt lägre andel höstsäd på de ekologiska gårdarna och att korn dominerar i konventionell medan vårvete dominerar i ekologisk produktion. En större andel vårsäd än höstsäd möjliggör vårbearbetning, vilket bekräftas i Greppas data där en större andel av den ekologiska arealen vårbearbetas än den konventionella (se tabell 8).

Mjölkgårdar

Grödfördelningen och växtföljden på mjölkgårdar styrs till stor del av djurhållningen, djurtätheten och hur utfodringen är upplagd. Generellt odlas nästan allt grovfoder på den egna gården både i konventionell och i ekologisk produktion. Korn på ekologiska mjölkgårdar har dock en större andel grovfoder, vall och ensilage, i foderstaten än på konventionella gårdar och en högre självförsörjningsgrad av foder. Det är dock mycket ovanligt med en 100-procentig självförsörjning och utvecklingen har under senare år gått mot en minskad egen odling av exempelvis spannmål och oljevaxter. Istället köps ekologisk spannmål med flera fodergrödor in från ekologiska växtodlingsgårdar (Thorsten Pedersen, pers. komm.).

Tabell 3. Grödfördelning på ekologiska och konventionella växtodlingsgårdar i Greppa Näringen, procentandel av total åkermark på gårdarna, samt signifikansnivån för skillnaderna.

Växtodlingsgårdar	Ekologisk (%)	Konventionell (%)	p-värde ¹
Vall	30	6	<0,0001
Foder	18	3	<0,0001
Bete	2	1	0,0124
Frö ²	2,6	1,3	<0,0001
Grön gödsling	8	1	<0,0001
Trindsäd	11	3	0,0005
Höstsäd	15	32	<0,0001
Vårsäd	25	29	0,0093
Korn	6	8	es
Malkorn	1	12	<0,0001
Havre	8	6	es
Vårvete	10	3	<0,0001
Oljevaxter	4	7	<0,0001
Sockerbeter	3	10	<0,0001
Potatis	2	4	0,0516
Grönsaker	2,8	0,6	<0,0001

¹ p-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, p-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)
² domineras av klöverfrö i ekologisk och gräsfrö i konventionell produktion

Växtodlingen dominerades av vall och spannmål på mjölkgårdarna (tabell 4). Odling av sockerbeter, potatis och grönsaker förekom också men var mycket liten. Vall för grön gödsling odlades inte alls på mjölkgårdarna. Förutom skillnad i vallandel var vårsädesarealen signifikant lägre och arealen grönfoder, bestående av främst havre/ärt, signifikant högre på de ekologiska mjölkgårdarna än på de konventionella. På ekologiska gårdar odlades korn och havre på lika stor areal (6 procent av arealen vardera) medan korn dominerade över havre på konventionella gårdar (13 respektive 6 procent av arealen).

Tabell 4. Grödfördelning på ekologiska och konventionella mjölkgårdar i Greppa Näringens databas, procentandel av total åkermark på gårdarna, samt signifikansnivån för skillnaderna.

Mjölkgårdar	Fodervall	Betesvall	Stråsäd/trindsäd ²	Höstsäd	Vårsäd	Oljevaxter
Ekologisk	57	10	8	8	13	1,1
Konventionell	50	9	2	7	21	0,8
p-värde ¹	0,0017	es	<0,0001	es	<0,0001	es

¹ p-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, p-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

² Stråsäd/trindsäd. Här ingår också odling av trindsäd i renbestånd, ärt, åkerböna, lupin, men den största andelen utgörs av grönfoder av stråsäd/trindsäd, vanligast havre/ärt

Tabell 5. Grödfördelning på ekologiska och konventionella köttgårdar i Greppa Näringen, procentandel av total åkermark på gårdarna, samt signifikansnivå för skillnaderna.

Köttgårdar	Fodervall	Betesvall	Stråsåd/trindsåd ²	Höstsåd	Vårsåd	Oljevaxter
Ekologisk	64	4	8	5	15	0,6
Konventionell	41	4	2	15	24	2,2
<i>p</i> -värde ¹	<0,0001	es	0,0005	<0,0001	<0,0001	0,0047

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

² Stråsåd/trindsåd. Här ingår också odling av trindsåd i renbestånd, ärt, åkerböna, lupin, men den största andelen utgörs av grönfoder av stråsåd/trindsåd, vanligast havre/ärt

Köttgårdar

Växtodlingen på gårdar med nötköttproduktion styrs också till stor del av djurhållningen och framförallt av vilken typ av uppfödningssystem som gården har. Resultaten från Greppas databas visade att den ekologiska köttproduktionen i högre utsträckning var baserad på hemmaproducerat grovfoder än den konventionella uppfödningen. Inköp av foder var tre gånger så stor på de konventionella köttgårdarna jämfört med de ekologiska (se tabell 14) och vallandelen var betydligt högre på de ekologiska gårdarna (tabell 5).

På de konventionella köttgårdarna odlades också små arealer av potatis och sockerbetor, dock i högre utsträckning än på mjölkgårdarna. Dessa grödor förekom på endast ett fåtal av de ekologiska köttgårdarna.

Gödselhantering och gödslingsstrategi

Gödsling till ekologisk och konventionell spannmål

På nationell nivå fick den konventionellt gödslade spannmålen år 2007 mer än dubbelt så mycket växttillgängligt kväve som den gödslade ekologiska arealen, 116 respektive 50 kg kväve/hektar (SCB, 2008a). Om man även räknar in tillförseln av organiskt kväve i stallgödsel blev skillnaden mindre, 132 jämfört med 95 kg totalkväve/ha. Men om man räknar på gödslingen till all areal blir nivåerna betydligt högre i konventionell än i ekologisk produktion, eftersom andelen spannmål är lägre i ekologiska system.

Det var ingen stor skillnad i mängden tillförd fosfor med stallgödsel på nationell nivå mellan ekologiskt och konventionellt odlad spannmål, 27 respektive 30 kg P/ha (SCB, 2008a). Tillförsel av fosfor med handelsgödsel skedde dessutom till nästan hälften av den konventionella spannmålsarealen. Att så stor andel av den konventionella spannmålsarealen får fosfor kan bero på att handelsgödsel ofta säljs som kombigödselmedel som förutom kväve också kan innehålla fosfor och kalium (Jordbruksstatistisk årsbok, 2008). På konventionella djurgårdar är det oftast onödigt att köpa in handelsgödsel fosfor då de via inköpt foder får tillräckligt med fosfor i stallgödseln för att försörja grödorna.

År 2007 fick en femtedel av den ekologiska spannmålen specialgödselmedel (t.ex. Biofer-produkter och/eller höns-gödsel) motsvarande 52 kg fosfor/hektar (SCB, 2008a). En så stor gödsling med fosfor till spannmål är långt mer än vad årets gröda behöver och får ses som en kraftig förrådsgödsling. Det var dessutom en klart större areal ekologisk spannmål som fick specialgödselmedel odlingsåret 2007, jämfört med odlingsåret 2005 (SCB, 2006) då endast 6 procent av den ekologiska spannmålen gödslades med dessa produkter. Tänkbara orsaker till den kraftiga ökningen kan vara ett större utbud av godkända specialgödselmedel till ett bra pris på marknaden jämfört med tidigare samt att det mest använda specialgödselmedlet under de senaste åren varit fosforrikt köttbenmjöl. Relationen mellan växtnäringsämnen i gödselmedlet stämmer inte alltid med grödans behov. En orsak till den höga fosforgivan kan därför vara att lantbrukaren gödslar efter grödans kvävebehov, vilket resulterat i för hög tillförsel av fosfor. Det var dock en liten andel, 6 procent, av den totala ekologiska arealen som fick höga fosforgivor med specialgödselmedel.

De högsta givorna av kväve på riksnivå, både handels- och stallgödsel, förekom i konventionell spannmål i Götalands södra slättbygder, 146 kg totalkväve/hektar (SCB, 2008a). Uppgifter för ekologisk spannmål i detta område fanns inte på grund av för små arealer. Värt att notera var att en stor del, 48 procent, av den ekologiska spannmålen i Svealands slättbygder gödslades med stallgödsel, medan endast 15 procent av den konventionella spannmålen i området fick stallgödsel. Detta tyder på ett relativt omfattande utbyte mellan ekologiska växtodlingsgårdar och gårdar med djurhållning. Det kan vara både ekologiska och konventionella gårdar eftersom konventionell stallgödsel till viss del kan användas i ekologisk produktion. Dessutom är sannolikt en begränsad djurhållning vanligare på ekologiska än på konventionella växtodlingsgårdar.

Hantering av gödsel

Flytgödsel var den dominerande hanteringsformen för gödsel bland både de ekologiska och konventionella djurgårdarna

i Greppa (tabell 6). Det var framförallt mjölkgårdarna som hade flytgödselhantering. Det stämmer väl överrens med rådande trend där en allt större andel av mjölkarna har flytgödselhantering. År 2007 var siffran 70 procent (SCB, 2008a). Vid nybyggnation och utökning av besättningen dominerar flytgödselhantering stort bland såväl ekologiska som konventionella mjölkproducenter. Dubbelt så stor andel konventionella gårdar i Greppa jämfört med ekologiska hade fastgödselhantering (tabell 6). Däremot hade 30 procent av de ekologiska gårdarna djupströhantering, jämfört med 10 procent av de konventionella gårdarna. Den viktigaste orsaken var att det i gruppen ekologiska djurgårdar fanns en stor andel köttgårdar (47 procent), där man kan förvänta sig att inhysningssystem med djupströgödsel dominerar. Gruppen med konventionella köttgårdar utgjorde däremot endast 15 procent av de konventionella djurgårdarna i Greppa. På riksnivå hade en tredjedel av nötkreaturen, exklusive mjölkarna, djupströgödsel (SCB, 2008a), vilket visar att det snarare är produktionsinriktning och investeringsmöjligheter, mjölk

Tabell 6. Andel av gårdarna med djur (mjölk och kött)

i Greppa Näringsen fördelat på gödselhanteringssystem (%).

	flytgödsel	fastgödsel	djupströgödsel
Ekologisk	42	16	30
Konventionell	52	31	10

eller kött, än om man är ekologisk eller konventionell som avgör hur stallgödseln hanteras.

På riksnivå tillförs stallgödsel på hösten då man har höstsådda grödor och på våren då man har vårsådda grödor, undantag sockerbeter (SCB, 2008a). Denna gödselstrategi är troligen genomgående i både ekologisk och konventionell odling. För att grödan ska kunna utnyttja så stor del av kvävet



Att sprida flytgödsel med släpslang och harva omedelbart kan minska ammoniakförlusterna med 85 procent. Foto: Lena Rodhe.

som möjligt ska dock flytgödseln spridas på våren i samband med vårbruk till vårsåden eller i växande gröda på försommaren till höstsåden (Salomon, 2008). Vid spridning på svart jord är det viktigt att flytgödseln får jordkontakt direkt för att minimera ammoniakförlusterna. Detta kan man åstadkomma med att harva eller plöja direkt efter spridning av flytgödsel. Då flytgödseln bandspreddes med släpslang och harvades ned omedelbart minskade ammoniakförlusterna med 85 procent, jämfört med då flytgödseln bandspreddes och fick ligga kvar på markytan (Svensson & Lindén, 1998).

Vårspridning av stallgödsel i Greppa var något vanligare på de ekologiska gårdarna (tabell 7). En av orsakerna till detta kan vara att höstgrödor inte odlas i så stor utsträckning

Tabell 7. Spridning av stallgödsel fördelat mellan olika tidpunkter på gårdarna med djur (mjölk och kött) i Greppa Näringsen (%).

FLYTGÖDSEL	vårvinter	vårbruk	sommar	tidig höst	sen höst
Ekologisk	8	51	14	17	10
Konventionell	7	43	19	14	16

FASTGÖDSEL	vårvinter	vårbruk	sommar	tidig höst	sen höst
Ekologisk	1	64	0	21	14
Konventionell	3	53	1	20	23

Tabell 8. Andel av totalarealen på gårdar i Greppa Näringsen

som bearbetas vid en viss tidpunkt, samt andel areal med stöd för vårbearbetning (%).

	tidig höst	sen höst	vår	miljöstöd vårbearbetning
Ekologisk	33	28	39	12
Konventionell	40	40	21	5

på de ekologiska gårdarna i Greppa. Följaktligen utfördes också jordbearbetningen i större utsträckning på våren på de ekologiska gårdarna (tabell 8). Det styrks också av att de ekologiska gårdarna hade en större andel areal med stöd för vårbearbetning än de konventionella gårdarna. Forskning visar tydligt att vårspridning av flytgödsel är bättre ur miljösynpunkt på grund av lägre kväveutlakning än vid höstspridning (Svensson & Lindén, 1998; Djuurhus, 1992; Torstensson m.fl., 1992).

Den urin som fanns i fastgödselsystem, spreds till 84 procent i växande gröda på riksnivå och då är det framförallt till slätter- och betesvall (SCB, 2008a). Sannolikt tillämpade såväl ekologiska som konventionella gårdar i Greppa samma strategi. Att använda en spridningsteknik som kan fördela önskad mängd stallgödsel över åkern gör att man undviker att tillföra ett överskott av växtnäring, vilket minskar risken för kväve- och fosforförluster. Bandspridning av flytgödsel eller urin med släpslang ger goda möjligheter att precisionssprida. Enligt gödselmedelsundersökningen bandspredd flytgödsel med släpslang på 77 procent av flytgödselad areal i Götalands södra slättbygder år 2007, medan motsvarande andel för Götalands mellanbygder var 42 procent och för Götalands skogsbygder 33 procent (SCB, 2008a). Orsakerna till skillnaderna kan vara flera, såsom att lantbrukaren behöver en viss volym flytgödsel för att kunna investera i bättre teknik eller att lantbrukaren har en maskinstation i närheten där tjänsten kan hyras. Uppgifter om skillnader i spridningsteknik mellan ekologiska och konventionella gårdar saknas, men eftersom de ekologiska och de konventionella gårdarna i Greppa var ungefär lika stora (data visas inte) finns det inget som tyder på att den använda tekniken skiljde sig.

Nyckeltal för bedömning av risk för förluster och övergödning

I växtnäringsbalanser beräknas över- eller underskott av kväve och fosfor per hektar. Överskott per hektar är en indikator på risken för övergödande utsläpp från arealen. Om den brukade arealen inom ett avrinningsområde är konstant anger denna indikator den potentiella risken för utsläpp som kan leda till övergödning. Det finns dock inte alltid en klar koppling mellan överskott av kväve och förluster till vatten (Torstensson m.fl., 2006; Aronsson m.fl., 2007), speciellt inte om skillnaderna i kväveöverskott är små mellan de system man jämför. Flera vetenskapliga studier visar dock en positiv korrelation mellan överskott i kvävebalansen och utlakning av kväve, särskilt om materialet är tillräckligt omfattande, om man har ett längre tidsperspektiv och om man tar hänsyn till

nederbörden under olika år (Korsaeth & Eltun, 2000; Watson m.fl., 2002,). Överskottet av kväve i växtnäringsbalanser utgörs dock inte bara av utlakningsförluster till vatten utan både av utlakningsförluster och gasformiga förluster, ammoniak och kvävgas. På en växtodlingsgård utgörs förlusterna framförallt av nitratutlakning och denitrifikation från åkern, medan förlusterna på en gård med nötkreatur till stor del består av ammoniak, och i mindre grad av utlakning från åkermarken. De högre överskotten i kvävebalansen för djurgårdar jämfört med växtodlingsgårdar speglar att dessa gårdar egentligen har dubbla produktionssystem, dels förloras kväve i växtodlingen av fodergrödor och dels i djurhållningen via stallgödseln.

Förluster av fosfor är ofta kopplade till specifika händelser såsom ytavrinning och erosion vid exempelvis nederbörd i samband med spridning av gödsel eller utfrysning av fosfor från växtmaterial och dessa förluster kan inte förutsägas med hjälp av fosforbalanser (Ulén m.fl., 2005). Men fosforbalanser över en längre tidsperiod indikerar en trend vad gäller upplagring/minskning av fosformängderna i marken. En långvarig uppgödsling av markens fosforförråd kan medföra att markens förmåga att binda fosfor överskrids (SJV, 2008a) och leda till ökad risk för förluster av fosfor till vatten. Enkla så kallade grindbalanser såsom de i Greppa räcker dock inte ensamt som underlag för att ge rekommendationer för att nå minskade övergödande utsläpp, utan det är också viktigt att finna strategier i odlingsystemet vad gäller gödsling och odlingsåtgärder, för att förbättra hushållningen med växtnäringsämnen (Öborn m.fl., 2005), vilket vi diskuterar längre fram i denna rapport.

För att bedöma hushållningen av växtnäring i relation till produktionsnivåer använde vi ytterligare ett nyckeltal, utnyttjandegrad av tillfört kväve, det vill säga innehållet av kväve i vegetabilier och animalier som produceras och förs ut från gården dividerat med tillfört kväve via gödsel, kvävefixering och nedfall samt inköpt foder.

På en djurgård kan man beräkna djurtätheten, antal djur per hektar jordbruksmark, för att bedöma hur intensiv produktionen är. Hög djurtäthet (> 1 djurenhet/ha) kräver mer inköp av foder. Därför kan mängd kväve och fosfor in till gården med foderinköp också ge en bedömning av produktionsintensiteten och därmed risk för överskott och förluster av växtnäring på produktionsenheten (Bleken m.fl., 2005).

Växtnäringsbalanser

Växtnäringsbalanser är en vetenskapligt utvärderad metod att studera växtnäringsflöden i olika produktionssystem med syfte att nå en hållbar växtnäringsförsörjning (Watson m.fl., 2002;

Öborn et al., 2005). Växtnäringsbalanser som beräknats inom projektet Greppa näringen ger en bild av flöden av växtnäring till och från svenska ekologiska och konventionella gårdar, framförallt i södra Sverige. Modellen ingår i dataprogrammet STANK IN MIND, som är utvecklat av Jordbruksverket (SJV, 2005b). I balanserna ingår alla produkter och förnödenheter som passerar gårdsgränsen vilket brukar benämnas ”farm-gate” eller grind-balanser på gårdsnivå. En grind-balans för hela gården ger en relativt säker balans då lantbrukaren har kontroll på vad som säljs och köps till gården. Dessutom finns inom Greppa sannolikt ett intresse från lantbrukaren att leverera säkra uppgifter eftersom balanserna utgör ett underlag för rådgivning kring förbättringar av utnyttjandet av växtnäring på gården, och därmed kopplade ekonomiska vinster (Stina Olofsson, pers. komm.). Atmosfäriskt nedfall av kväve och uppskattning av biologisk kvävefixering ingår också i beräkningarna. Kvävefixeringen är beräknad med en modell utifrån mängden kväve i baljväxten som skördas samt vad som finns i skörderester och under jord (Frankow-Lindberg, 2003). Däremot ingår inte kväveförluster till vatten eller luft i balanserna, vilka således utgör en del av överskottet. Kvävefixeringen är en osäker post i balanserna eftersom betydelsefulla faktorer som vallars baljväxthalt och även skördenivå uppskattas av dem som utfört beräkningarna (SJV, 2008c; Watson m.fl., 2002). Även innehåll av växtnäring i inköpt stallgödsel är en osäkerhetskälla eftersom man ofta använt schablonvärden.

Direkta jämförelser mellan grind-balanserna i Greppa näringen med SCB:s balansberäkningar är inte enkla att göra helt korrekt. Uppdelat på regioner och djurtätheter har SCB endast utfört växtnäringsberäkningar enligt en så kallad ”soil-surface” modell, det vill säga en balans för tillförsel och bortförsel från åker- och betesmarken och inte för gården i sin helhet. Vissa flöden såsom växtnäringsförluster i stallet och vid hantering och lagring av foder och stallgödsel finns inte med i markbalanserna, vilket innebär att överskotten av växtnäring i dessa balanser skiljer sig från vad grindbalanser visar. SCB:s insamling av data från ett representativt urval av gårdar kring gödsling och skördar sker genom enkäter som lantbrukarna fyller i via internet och dessutom görs kompletterande telefonintervjuer (SCB, 2007b). Uppgifterna stäms också av med försäljningsstatistik. Beräkningen av kvävefixering sker med samma metod som används i Greppa.

I en grindbalans såsom i Greppas balanser syns inte gårdens interna flöde av växtnäring, vilket på en djurgård utgör de största flödena av växtnäring med hemmaproducerat foder och stallgödsel. Därför kan det vara ett bra komplement

att göra markbalanser för åkermarken eller stallbalanser för djurhållningen, för att kunna analysera hur växtnäringen flödar inom gården och var i systemet som anrikning eller förluster av växtnäring sker (Öborn m.fl., 2005). Då är det lättare att ge adekvata rekommendationer som förbättrar hushållningen av växtnäring för hela gården. Å andra sidan blir beräkningarna för marken och stallet ofta osäkrare då lantbrukaren har sämre kontroll på hur mycket grovfoder och stallgödsel som produceras samt hur stort växtnäringsinnehållet är. Även om resultaten skiljer sig åt beroende på om SCB gjort beräkningar enligt grindbalans metoden eller markbalans metoden så visar båda metoderna på överskott i samma storleksordning (SCB, 2007b). Påpekas bör dock att SCB i sina beräkningar använder arealen jordbruksmark där både åker- och betesmark ingår. Om enbart arealen åkermark hade använts i beräkningarna hade troligen överskotten per hektar varit större.



Foto: Maria Wivstad

Växodlingsgårdar – Greppa Näringen

På gårdar med växtodling som huvudsaklig produktionsinriktning var överskottet av kväve signifikant högre på de konventionella gårdarna än på de ekologiska medan det omvända gällde för fosfor och kalium (tabell 9). Dessa relationer gällde även vid uppdelning i olika län, om än ej signifikant för Halland och Västra Götalands län. De negativa fosfor- och kaliumbalanserna härrörde från de Skånska konventionella gårdarna som utgjorde en mycket stor andel av de konventionella gårdarna. Detta var i överrensstämmelse med de negativa fosforbalanserna i SCB:s data för gårdar med en djurtäthet under 0,1 djurenhet/ha och med speciellt höga underskott i Götalands södra slättbygder (- 4,8 kg P/hektar) (SCB 2007b). Överskotten av fosfor och kalium på de ekologiska växtodlingsgårdarna var höga och låg i linje med de höga fosforgivorna till ekologisk spannmål som SBC redovisat (SCB, 2008a).

Tendensen till lägre överskottet av kväve på de skånska ekologiska gårdarna, jämfört med de övriga länen, berodde främst på en större utförsel med produkter eftersom det inte var någon tydlig skillnad i införsel av kväve mellan länen (tabell 10). Produktionen mätt som kväve i försålda produkter på de ekologiska gårdarna var i genomsnitt 55 procent av produktionen på de konventionella gårdarna, vilket speglar en betydligt lägre intensitet i den ekologiska växtodlingen. Motsvarande siffra för Skåne var 61 procent. Utnyttjande-

Tabell 9. Växtnäringsbalanser för ekologiska och konventionella växtodlingsgårdar inom Greppa Näringen samt uppdelning i tre olika län. Balanserna är gjorda 2001 till 2006. (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Växtodlingsgårdar	Överskott i gårdsbalanser, kg/ha			
	Antal	N	P	K
Alla gårdar				
Ekologisk prod	76	39	6,1	11,2
Konventionell prod	1535	47	-0,8	-3,6
<i>p</i> -värde ¹		0,0156	<0,0001	<0,0001
Skåne				
Ekologisk prod	32	36	4,2	17,5
Konventionell prod	1017	46	-2,5	-5,9
<i>p</i> -värde ¹		0,0398	0,0022	<0,0001
Halland				
Ekologisk prod	10	50	8,7	14,7
Konventionell prod	66	55	3,9	13,0
<i>p</i> -värde ¹		es	es	es
Västra Götaland				
Ekologisk prod	15	42	5,4	5,1
Konventionell prod	189	50	2,9	4,3
<i>p</i> -värde ¹		es	es	es

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

graden av kväve, mängd som lämnar gården dividerat med kväve som förs in, var cirka 55 procent för ekologiska och 67 procent för konventionella gårdar. Källorna för kvävet in till gården skiljde sig markant mellan Västra Götaland å ena sidan och Skåne och Halland å andra sidan. Den biologiska kvävefixeringen var betydligt högre och inköp av gödsel lägre i Västra Götalands län än i de andra länen.

Sextio procent av de ekologiska växtodlingsgårdarna köpte in stallgödsel eller specialgödselmedel. De genomsnittliga inköpen av gödsel var dock endast en tredjedel av de konventionella gårdarnas inköp (tabell 10). Kväveinflödet via kvävefixering och inköp av gödsel var i samma storleksordning till de ekologiska växtodlingsgårdarna, medan gödselinköpen dominerade helt på konventionella växtodlingsgårdar.



Foto: Martin Sundberg

Mjölkgårdar – Greppa Näringen

Konventionell mjölkproduktion hade signifikant högre överskott i balanserna för kväve och fosfor jämfört med ekologisk mjölkproduktion (tabell 11). Detta resultat ligger i linje med andra studier av svenska gårdar (Myrbeck, 1999; Cederberg & Mattsson, 2000; Carlsson, 2004). Situationen var således den omvända mellan ekologiska och konventionella gårdar

Tabell 10. In- (totalt samt via gödsel och biologisk kvävefixering) och utförsel av kväve samt kvävebalans på ekologiska och konventionella växtodlingsgårdar (Greppa Näringen). (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Växtodlingsgårdar	Antal gårdar	Inköp av gödsel-N, kg N/ha	N-fixering, kg N/ha	N införsel totalt, kg N/ha	Utförsel av N i produkter, kg N/ha	N balans, kg N/ha
Alla eko. gårdar	76	40	33	86	47	39
Alla konv. gårdar	1535	125	4	133	86	47
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0156
Skåne eko	32	49	29 a	92	56	36
Halland eko	10	49	25 a	90	40	50
V. Götaland eko	15	25	51 b	86	44	42
<i>p</i> -värde ¹		es	0,0127	es	es	es

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

vad gäller överskott av fosfor och kalium jämfört med växtodlingsgårdarna. De skånska ekologiska gårdarna tenderade att ha något lägre överskott av kväve, fosfor och kalium, än gårdarna i de andra länen och för fosfor var skillnaden signifikant. Överskotten av kväve, fosfor och kalium på de ekologiska mjölkgårdarna i Greppa var av samma storleksordning som på ekologiska mjölkgårdar i en internationell sammanställning av växtnäringsbalanser på ekologiska gårdar i nio olika länder (Watson m.fl., 2002).

Tabell 11. Växtnäringsbalanser för ekologiska och konventionella mjölkgårdar inom Greppa Näringen samt uppdelning i tre olika länen. Balanserna är gjorda 2001 till 2006. (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Mjölkgårdar	Antal	Överskott i gårdsbalanser, kg/ha		
		N	P	K
Alla gårdar				
Ekologisk prod	107	84	2,3	8,3
Konventionell prod	1517	136	4,0	11,7
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	0,0112	es
Skåne				
Ekologisk prod	18	79	-0,3	6,3
Konventionell prod	661	134	2,8	10,9
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	es	es
Halland				
Ekologisk prod	14	83	4,1	13,7
Konventionell prod	157	156	6,5	16,1
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	es	es
Västra Götaland				
Ekologisk prod	35	90	2,6	6,8
Konventionell prod	335	136	5,7	13,5
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	0,0016	0,0296

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

De högre överskotten på de konventionella mjölkgårdarna berodde på en intensivare produktion per ytenhet med högre foderinköp (tabell 12) och även på högre djurtäthet. Även Bleken et al. (2005) fann ett tydligt samband mellan ökande foderinköp och ökat kväveöverskott. Djurtätheten var 0,87 djurenheter/hektar på ekologiska och 1,03 på konventionella gårdar (*p*-värde <0,0001). Djurtätheten har justerats utifrån införsel/utförsel av stallgödsel på gården. Justeringen är gjord utifrån innehåll av kväve i årsproduktionen av gödsel från en mjökko som producerar 8 000 kg mjölk/år, vilket beräknats till 120 kg kväve (SJV, 2008d (tabell 5)). Denna mängd kväve i införd/utförd gödsel motsvarar således en djurenhet.

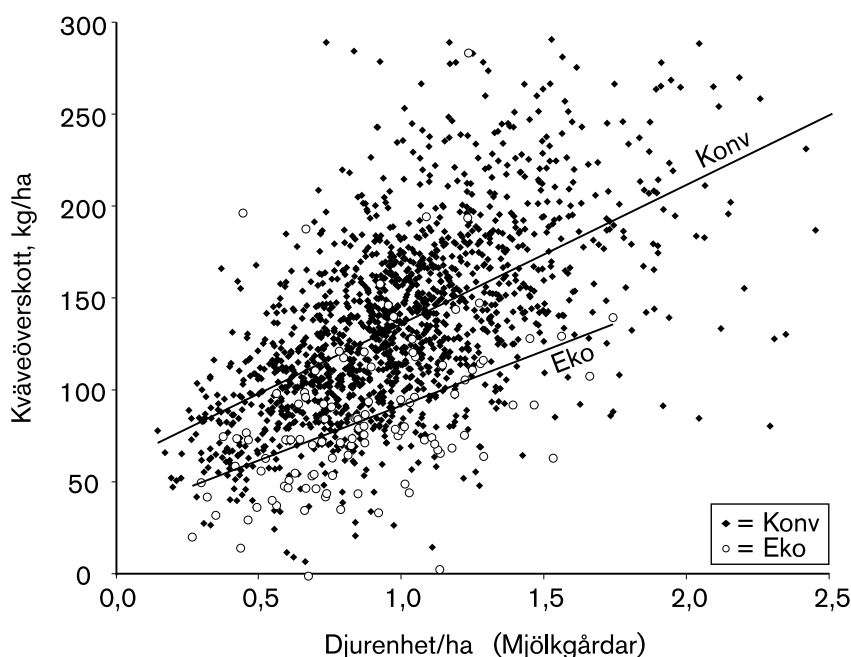
Inköpen av kväve via foder och gödsel utgjorde cirka 80 procent av totalinförseln av kväve till de konventionella mjölkgårdarna medan denna införsel var knappt 40 procent på de ekologiska gårdarna. Istället utgjorde kvävefixeringen en betydligt större andel av införseln på de ekologiska än på de konventionella mjölkgårdarna, 38 procent jämfört med 11 procent. Utnyttjandegraden av kväve var cirka 30 procent för både ekologiska och konventionella mjölkgårdar. Man kan dock notera att inköpen av gödsel var något lägre på de skånska ekomjölkgårdarna än i de andra länen samtidigt som mängden kväve i produkter tenderade vara något högre. Det medförde ett något högre utnyttjande av kväve på de skånska ekologiska mjölkgårdarna än i de andra länen. Trots ett likartat kväveutnyttjande medförde den högre intensiteten på de konventionella mjölkgårdarna att näringsbelastningen per ytenhet var högre än på de ekologiska mjölkgårdarna vilket visade sig i det betydligt högre överskottet av kväve per hektar.

Sambandet mellan djurtäthet (justerad för införsel/utförsel av stallgödsel, se ovan) och överskott av kväve undersöktes för mjölkgårdarna och visade ett tydligt samband

Tabell 12. In- (totalt samt via gödsel, foder och biologisk kvävefixering) och utförsel av kväve samt kvävebalans på ekologiska och konventionella mjölkgårdar (Greppa Näringen). (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Mjölkgårdar	Antal gårdar	Inköp av gödsel- N, kg N/ha	Inköp av foder- N, N/ha	N-fixering, kg N/ha	N införsel totalt, kg N/ha	Utförsel av N i produkter, kg N/ha	N balans, kg N/ha
Alla eko. gårdar	107	7	39	61	120	36	84
Alla konv. gårdar	1517	86	77	22	198	62	136
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Skåne eko	18	2	39	66	122	43	79
Halland eko	14	13	23	60	113	30	83
V. Götaland eko	35	10	43	64	129	39	90
<i>p</i> -värde ¹		es	es	es	es	es	es

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)



Figur 5. Sambandet mellan antalet djurenheter/hektar (1 djurenhet = 1 mjölkko, antalet är justerat för införsel/utförsel av stallgödsel) och överskott av kväve för ekologiska och konventionella mjölkgårdar i Greppa Näringen.

Tabell 13. Växtnäringsbalanser för ekologiska och konventionella köttgårdar inom Greppa Näringen samt uppdelning i tre olika län. Balanserna är gjorda 2001–2006. (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Köttgårdar	Antal	Överskott i gårdsbalanser, kg/ha		
		N	P	K
Alla gårdar				
Ekologisk prod.	93	63	2,8	18,2
Konventionell prod.	267	97	4,1	13,9
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	es	es
Skåne				
Ekologisk prod.	31	53	0,6	14,9
Konventionell prod.	113	94	3,9	11,6
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	0,0478	es
Halland				
Ekologisk prod.	15	67	3,5	17,2
Konventionell prod.	26	108	7,0	18,7
<i>p</i> -värde ¹		0,0009	es	es
Västra Götaland				
Ekologisk prod.	23	69	1,1	16,9
Konventionell prod.	48	95	3,7	17,0
<i>p</i> -värde ¹		0,0171	0,0439	es

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

där kväveöverskottet ökade med ökad djurtäthet (*p*-värde <0,0001) (figur 5). Sambandet var även signifikant vid en uppdelning i ekologiska och konventionella gårdar. Den statistiska analysen visade inte någon signifikant skillnad mellan linjernas lutning men det fanns en tendens att överskottet ökade snabbare vid stigande djurtäthet vid konventionell än vid ekologisk mjölkproduktion.

En djurtäthet på 1,6 djurenheter/hektar beräknat på gårdens areal samt eventuell tillkommande spridningsareal, är den tillåtna djurtätheten enligt lag (faktaruta 1). Orsaken till att det anges högre djurtätheter för vissa gårdar i Greppas data kan bero på fel i datamaterialet (Cecilia Linge, pers. komm.), exempelvis kan förändring av antalet djur och av spridningsarealen (t.ex. arrenden och spridningsavtal på annans mark) ha missats. Dessutom kan gödsel ha spridits på

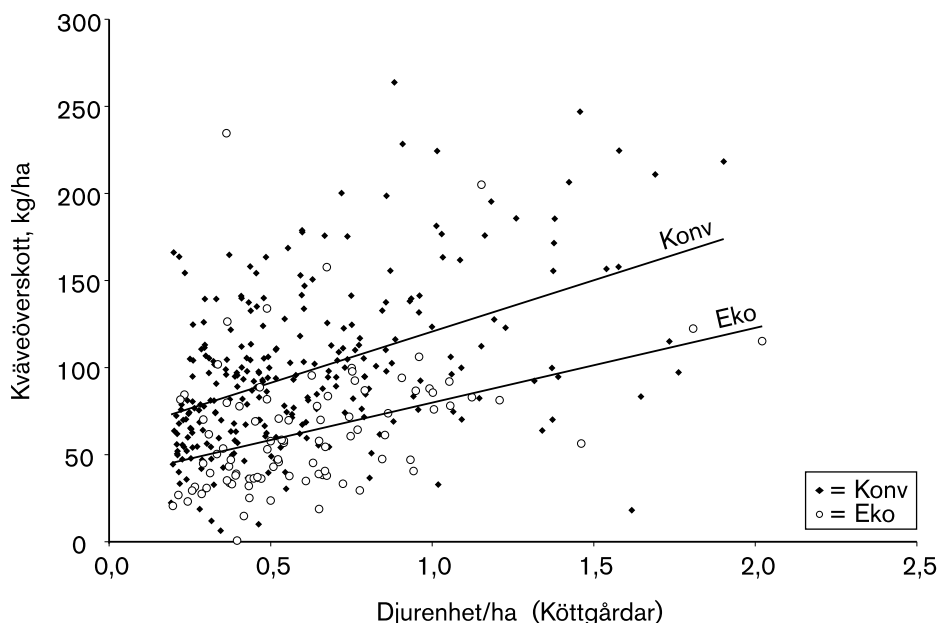
betesareal som inte inkluderats i den uppgivna arealen.



Foto: Eva Salomon

Köttgårdar – Greppa Näringen

Överskotten av kväve var i genomsnitt betydligt lägre på gårdar med köttproduktion jämfört med mjölkgårdarna (tabell 13). Orsaken var i huvudsak lägre inköp av foder på såväl ekologiska som konventionella köttgårdar jämfört med mjölkgårdar (tabell 14). De ekologiska köttgårdarna hade lägre kväveöverskott och tendens till lägre fosforöverskott än de konventionella. Till skillnad från kväve så var överskotten av fosfor och kalium ungefär lika stora som på mjölkgårdarna, vilket troligtvis orsakades av något större inköp av gödsel än på mjölkgårdarna. I Skåne och Västra Götaland var fosforöverskotten signifikant högre i konventionell köttproduktion jämfört med ekologisk.



Figur 6. Sambandet mellan antalet djurenheter/hektar (1 djurenhet = 1 mjölkko, antalet är justerat för införsel/utförsel av stallgödsel) och överskott av kväve för ekologiska och konventionella köttgårdar i Greppa Näringen.

Det är svårt att dra slutsatser av jämförelsen mellan ekologisk och konventionell produktion vad gäller köttgårdarna eftersom gårdarna hade en varierande produktionsinriktning med olika typer av uppfödning. Dock hade ekologiska och konventionella köttgårdar samma djurtäthet, 0,6 djurenheter/hektar. På de ekologiska gårdarna dominerade en köttproduktion baserad på hemmaproducerat grovfoder och bete medan de konventionella gårdarna i större utsträckning hade en uppfödning av köttdjur som krävde större inköp av foder. Detta visade sig i en betydande skillnad i mängd inköpt foderkväve (tabell 14) och även i andel vall på gårdarna, 68 procent vall

av ett högre innehåll av kväve i försålda produkter samtidigt som bland annat foderinköpen var lägre. Detta medförde en utnyttjandegrad av kväve på 31 procent på de ekologiska Skånegårdarna.

Sambandet mellan djurtäthet (justerad efter införsel/utförsel av stallgödsel) och överskott av kväve undersöktes också för köttgårdarna och detta samband var signifikant men inte lika tydligt som för mjölkgårdarna (figur 6). Sambandet var även signifikant vid en uppdelning i ekologiska och konventionella gårdar.

i ekologisk produktion och 45 procent i konventionell (se tabell 5). Den låga andelen vall på de konventionella köttgårdarna medför också ett lågt inflöde av kväve via fixering.

Produktionen mätt som kväve i försålda produkter på de ekologiska köttgårdarna var under hälften av den på de konventionella gårdarna, vilket speglar den betydligt lägre produktionsintensitet per ytenhet (tabell 14). Utnyttjandegraden av kväve var cirka 26 procent för ekologiska och 34 procent för konventionella köttgårdar. Tendensen även för denna produktionsgren var ett något lägre kväveöverskott på de ekologiska gårdarna i Skåne än i övriga län vilket orsakades

Tabell 14. In- (totalt samt via gödsel, foder och biologisk kvävefixering) och utförsel av kväve samt kvävebalans på ekologiska och konventionella köttgårdar (Greppa Näringen). (N = kväve, P = fosfor, K = kalium)

Köttgårdar	Antal gårdar	Inköp av gödsel-N, kg N/ha	Inköp av foder-N, N/ha	N-fixering, kg N/ha	N införsel totalt, kg N/ha	Utförsel av N i produkter, kg N/ha	N balans, kg N/ha
Alla eko. gårdar	93	14	8	45	88	22	63
Alla konv. gårdar	267	93	25	14	148	51	97
<i>p</i> -värde ¹		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Skåne eko	31	13	5	42	77	24	53
Halland eko	15	14	9	43	87	20	67
V. Götaland eko	23	11	11	49	91	22	69
<i>p</i> -värde ¹		es	es	es	es	es	es

¹ *p*-värdet anger signifikansnivån på skillnaden, t.ex. 0,05 anger skillnad på signifikansnivån 5 %, *p*-värde > 0,05 anges som ej signifikant (es)

Odlingssystemstudier

Växtnäringsbalanser

Vi redovisar här resultat från några odlingssystemstudier i Norden där ekologiska växtodlingssystem jämförs med konventionella. Dessa resultat jämför vi också med data från Greppa. I odlingssystemstudierna har markbalanser för kväve, fosfor och kalium beräknats och inte grind-balanser på gårdsnivå. Som vi tidigare påpekat ingår inte alla näringsflöden på gården vid markbalansberäkningar. Skillnader mellan gårdar vad gäller inköp av foder som påverkar djurtäthet och gödselmängder speglas till exempel inte i dessa odlingssystemförsök. Gårdsperspektivet där både djurhållning och växtodling ingår är viktigt för att se helhetsbilden vad gäller risk för övergödande kväve- och fosforförluster på djurgårdar.

Två liknande odlingssystemstudier har genomförts, dels på Mellby försöksstation i Halland med lätt jord (Torstensson m.fl., 2006) och dels på Lanna försöksstation i Västra Götaland med lerjord (Aronsson m.fl., 2007). Försöksplatserna belyser skillnader både vad gäller klimat och jordartsförhållanden. I studierna ingick konventionella växtodlingssystem, med och utan fånggrödor i Hallands-studien, vilka representerade växtodlingsgårdar medan de ekologiska odlingssystemen representerade dels en växtodlingsgård och dels en djurgård med 2-årig vall i växtföljden. Jämförelse mellan odlingssystem för ekologisk och konventionell djurhållning kan därför inte göras utifrån försöken. I de konventionella växtodlingssystemen odlades spannmål och potatis (endast Halland) och i de ekologiska växtodlingssystemen spannmål och gröngödslingsvall (2 år av 6) samt potatis (Halland) eller åkerböna (Västra Götaland). Även i det ekologiska djursystemet i Halland odlades potatis. De konventionella växtodlingssystemen gödslades med handelsgödsel och det ekologiska djursystemet fick nötflytgödsel.

Växtodlingsgårdar Markbalanser för kväve, fosfor och kalium för de olika odlingssystemen i ovan nämnda studier visas i tabell 15. Eftersom utlakningen uppmättes ingick inte denna förlustpost i överskottet. Räknas utlakningen (tabell 16) in i överskottet kan nivåerna i balanserna jämföras med Greppa-balanserna vad gäller växtodlingsgårdarna. Resultaten i Hallandsstudien med ett överskott (inklusive utlakning) i det ekologiska växtodlingssystemet på 62 kg kväve/hektar och cirka 40 kg kväve/hektar i de konventionella växtodlingssystemen, skiljde sig väsentligt från Greppas balanser där de ekologiska växtodlingsgårdarna hade ett lägre överskott av kväve än de konventionella växtodlingsgårdarna (se tabell 9). Detta kan delvis förklaras av att Greppas ekologiska växtodlingsgårdars produktionssystem hade väsentligt lägre andel

Tabell 15. Markbalanser för kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) i olika odlingssystem. Värdena är medeltal för de 6-åriga växtföljderna, omräknade efter Torstensson et al. (2006) och Aronsson m.fl., (2007)¹.

Odlingssystem	Balans, kg/ha					
	Halland			Västra Götaland		
	N	P	K	N	P	K
1 Konv växtodl	5	8	15	38	-0,4	-32
2 Konv växtodl, f.gr ²	15	7	13	-		
3 Eko växtodl	28	-6	-2	36	-7,0	-2
4 Eko mjölkprod ³	-14	-11	-36	45	-8,1	-63

¹I markbalanserna i Torstensson et al. (2006) ingår borttagen halm i enbart de konventionella systemen i beräkningarna, i vår redovisning har denna post tagits bort för att få mer jämförbara balanser, i ett kort perspektiv påverkas sannolikt inte systemens funktion av hanteringen av halmen, vilket även författarna påpekar. Atmosfäriskt nedfall av N, +15 kg N/ha (Halland), + 8 kg N/ha (Västra Götaland), har lagts till i balanserna.

²fånggröda varje år

³endast i försöket i Halland ingick mätning av ammoniakförluster vid spridning av stallgödsel i det ekologiska djursystemet, denna post har vi tagit bort från beräkningarna för att kunna jämföra balanserna både med försöket i Västra Götaland och med SCB:s och Greppa Närings balanser där ammoniakförlusterna utgör en del av kväveöverskottet

gröngödsling, 8 procent jämfört med 33 procent i odlingssystemförsöken, och näringsförsörjning både via gödselinköp och biologisk kvävefixering. Den höga andelen gröngödsling utan skördad gröda i försöken medförde en låg sammanlagd skörd för hela växtföljden. Utnyttjandet av kväve i nedbrukat gröngödsling var dessutom lågt i Hallandsförsöket, framförallt i en potatisgröda med mycket låg skörd som berodde på tidiga angrepp av bladmögel i den ekologiska potatisen.

Även en annan långliggande odlingssystemstudie på tre platser i Skåne (SJV, 2008e) visade högre kväveöverskott i ekologiska växtodlingssystem än i konventionella trots en lägre andel gröngödslingsvall, motsvarande 16 procent av totalarealen, än i ovanstående försök. Skördenivåerna av vissa av grödorna, höstsäd och potatis, var låga och ogrästrycket högt, vilket speglar de svårigheter som finns speciellt i ekologiska växtodlingsodlingssystem utan tillgång till stallgödsel och där vallandelen är låg. I en dansk odlingssystemstudie drog man slutsatsen att användning av stallgödsel (eller annan organisk gödsel) var en nyckelfaktor för att upprätthålla tillfredsställande skördar och låg ogräsförekomst på ekologiska växtodlingsgårdar, speciellt på lätta jordar (Olesen m.fl., 2007). I en omfattande norsk odlingssystemstudie, där skördenivåerna i ett ekologiskt växtodlingssystem i genomsnitt var 15 procent lägre än i det konventionella systemet, visade resultaten att det

ekologiska systemet hade ett signifikant högre utnyttjande av tillfört kväve än det konventionella (Korsaeth & Eltun, 2000). I detta försök ingick 25 procent grüngödslingsgrödor i det ekologiska växtodlingssystemet och några grödor gödslades med stallgödsel.

Balanserna för fosfor och kalium i odlingssystemstudierna som redovisas i tabell 15 visade underskott för ekologiska system vilket inte var fallet för de ekologiska växtodlingssystemen i Greppa. De ekologiska växtodlingssystemen gödslades i mycket liten grad i försöken medan det framgår i Greppas data och även i gödselmedelstatistiken (SCB, 2008a) att de ekologiska växtodlingssystemen köper in organisk gödsel, antingen stallgödsel eller specialgödselmedel. Flera rådgivare bekräftar att de allra flesta ekologiska gårdar som inte har djur idag köper in någon typ av gödsel eller får tillgång till gödsel genom samarbete med djurgårdar (Thorsten Pederson, Gösta Roempke, pers. komm.).

Mjölkgårdar Låga överskott respektive underskott av kväve, fosfor och kalium i ovan nämnda odlingssystemstudier för de ekologiska odlingssystemen för mjölkproduktion (tabell 15) orsakades framförallt av höga vallskördar i försöken och en stallgödseltillförsel som inte motsvarade bortförslens skörden. Greppas data visade tvärtom relativt höga överskott av kväve på ekologiska mjölkgårdar, 84 kg kväve/hektar, och än högre på de konventionella, 136 kg kväve/hektar, och även överskott i balanserna av både fosfor och kalium (se tabell 11). Den avgörande orsaken till de stora skillnaderna var att behov av inköpt foder vid en viss produktionsintensitet på en mjölkgård inte speglades i odlingssystemförsökens utformning, vilket påverkar mängd växtnäring i stallgödseln. Kväveförluster i form av ammoniak från stall samt vid lagring och spridning av stallgödsel ingår inte heller i markbalanserna. För att kunna jämföra olika produktionssystem med djur behöver man inkludera foder- och stallgödselhantering och växtnäring förluster knutna till dessa. Den mängd fosfor i stallgödsel som tillfördes i odlingssystemförsöket i Halland (Torstensson m.fl., 2006) motsvarade en djurtäthet på 0,5 mjölkkor per hektar (Steineck m.fl., 2000), vilket är betydligt lägre än för de ekologiska mjölkgårdarna i Greppa. Den låga stallgödseltillförseln är en orsak till underskottet av kväve, fosfor och kalium i markbalanserna (tabell 15). Generellt är också växtnäring utnyttjandet vid produktion av animalier betydligt lägre än vid produktion av vegetabilier, vilket inte synliggörs i studier av enbart odlingen av fodergrödorna. Detta framgår tydligt av att kväveöverskotten för Greppas mjölkgårdar var 84–136 kg kväve/hektar, medan kväveöverskotten på växtodlingssystemen var 39–47 kg kväve/hektar

(tabell 9 och 11).

Den norska odlingssystemstudien som nämnts tidigare visade också negativa balanser av fosfor och kalium, och även av kväve i ekologiska system, både i odlingssystem för en växtodlingssystemstudie och för en mjölkgård (Korsaeth & Eltun, 2000; Eltun m.fl., 2002). Orsaken var även här låg gödsling i förhållande till en genomgående hög skördenivå. Den höga skördenivån berodde sannolikt på försöksmarkens höga bördighet med hög mullhalt och kväveleverans, som medförde en negativ kvävebalans oberoende av odlingssystem i och med att mullhalten ännu inte nått ett jämviktsläge.

Utlakning

I studierna av Torstensson et al. (2006) och Aronsson et al. (2007) uppmättes utlakning av växtnäring. Utrustning för mätning av utlakning finns endast på några få platser och är viktiga för att komplettera balansberäkningar med kunskap om verkliga utlakningsförluster i olika växtföljder och hur utlakningen kan variera beroende på gröda, gödsling, odlingsåtgärder, markförhållanden och även belysa årsmånssvariationer.

Fånggrödor i det konventionella växtodlingssystemet medförde en kraftig minskning av utlakningen av kväve jämfört med övriga system i Halland (tabell 16). Även andra studier har visat att användningen av fånggrödor kan minska utlakningen med upp till 40 procent (Askegaard m.fl., 2005). Hur effektiv fånggrödan är beror bland annat på odlingsårens längd. I regioner med kort höst har fånggrödan mindre effekt på utlakningen (Lindén m.fl., 1999). Huvuddelen av det kväve som tagits upp av fånggrödan ger ett tillskott till markens kväveförråd på lång sikt (Aronsson, 2000). Ser man till utlakningen av kväve i olika grödor var den högst i potatis i alla odlingssystem i Hallandsförsöket (Torstensson m.fl., 2006). I det ekologiska växtodlingssystemet odlades potatis efter nedbrukning av en baljväxtrik

Tabell 16. Utlakning av kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) i olika odlingssystem. Värdena är medeltal för 6-åriga växtföljder (Torstensson et al. (2006); Aronsson et al. (2007)).

Odlingssystem	Utlakning, kg/ha					
	Halland			Västra Götaland		
	N	P	K	N	P	K
1 Konv växtodl	38	0,1	23	13	0,4	8
2 Konv växtodl, f.gr ¹	25	0,2	27	-	-	-
3 Eko växtodl	34	0,1	16	11	0,8	5
4 Eko mjölkprod	39	0,2	12	7	0,4	10

¹fånggröda varje år

gröngödslingsvall där betydande mängder kväve frigjordes efter nedbrukningen. En stor del av detta kväve kunde inte utnyttjas av potatisgrödan som hade en mycket låg skörd. En huvudorsak till den höga utlakningen i systemet för ekologisk mjölkproduktion i Halland var också den höga utlakningen i potatisen där gödslingen med flytgödsel var dimensionerad efter en mycket högre skörd än vad som erhöles. Den låga skörden av ekologisk potatis orsakades av tidiga bladmögelangrepp. Andelen potatis i försöket var 20 procent vilket inte är representativt. I Greppa var andelen potatis i ekologisk produktion mindre än 2 procent.

Eftersom utlakningsrisken är stor på en så lätt jord såsom den i Hallandsförsöket, är det där mycket viktigt att hantera gödslingen på rätt sätt vad gäller mängd, spridnings- och nedbrukningstidpunkt. Det gäller att mängden är väl avpassad till en väl uppskattad skördenivå och att spridnings- och nedbrukningstidpunkterna är väl anpassade i förhållande till grödans kvävebehov. Speciellt gäller detta spridning av stallgödsel och nedbrukning av växtmaterial och skörderester som är rika på kväve och fosfor.

Utlakningen var betydligt lägre på lerjord i Västra Götaland än på den lätta jorden i Hallandsförsöket. Lägst var kväveutlakningen i det ekologiska odlingssystemet med vall och stallgödsel i Västra Götaland (Aronsson m.fl., 2007). Även i den norska odlingssystemstudien var utlakningen från odlingssystemen med vall och stallgödsel i genomsnitt 25 procent lägre än i växtodlingssystemen, i genomsnitt för både ekologiska och konventionella system (Korsaeth & Eltun, 2000).

Stor risk för utlakning av kväve i samband med vallbrott och vid nedplöjning av gröngödsling har tidigare rapporterats, även på lerjord. I försöket i Västra Götaland var utlakningen vid dessa tillfällen av samma storlek som efter spannmålen i det konventionella systemet (Aronsson m.fl., 2007), vilket visar på en stor variation, beroende på nederbörd och temperatur olika år, samt den stora betydelsen av jordart. Danska ekologiska odlingssystemförsök på olika platser visade en stark koppling till jordart med över tre gånger så hög utlakning av kväve på en sandjord jämfört med en lerhaltig jord (Askegaard m.fl., 2005). På sandjorden var utlakningen framförallt kopplad till nedbrukning av en ettårig gröngödslingsvall medan denna koppling inte var lika tydlig på den tyngre jorden. Intressant var att utlakningen av kväve reducerades betydligt om fånggrödor inkluderas i ekologiska växtodlingssystem med gröngödsling till en utlakning på ungefär samma nivå som i en ekologisk växtföljd med enbart spannmål och en ärt/ spannmålgröda. I det norska ekologiska växtodlingssystemet med 25 procent gröngödsling var utlakningen av kväve 40

procent lägre än i det konventionella växtodlingssystemet med dominans av spannmålsgrödor (Korsaeth & Eltun, 2000). Den totala tillförseln av kväve via gödsel och kvävefixering var betydligt lägre i det ekologiska odlingssystemet och som nämnts ovan var utnyttjandet av kväve högt, vilket sammantaget resulterade i lågt läckage.

Utlakningen av kalium kan vara betydande på lätta jordar, vilket var en ytterligare förklaring (förutom låg gödsling) till negativa kaliumbalanser i de ekologiska leden i Hallandsförsöket (tabell 15). Underskott av kalium i markbalanser på lerjordar är vanligt och även långsiktigt acceptabelt eftersom markens leverans till stor del kan tillgodose grödornas behov av kalium (Salomon, 1999). Utlakningsförlusterna av fosfor var begränsade i odlingssystemstudierna. Den något högre förlusten i det konventionella fånggrödesystemet och det ekologiska djursystemet med vall och nötflytgödsel i Hallandsförsöket kan ha orsakats av utfrysning av fosfor från vall respektive fånggröda vid tidig frost och av förluster efter spridning av stallgödsel. Resultaten på lerjorden i Västra Götaland skiljde sig från Hallandsförsöket med störst förluster av fosfor i det ekologiska växtodlingssystemet. Författarna föreslår att en förklaring kan vara mineralisering av fosfor efter nedbrukning av gröngödslingen där mängden grönmassa var större än efter fodervallen i djursystemet.

Odlingssystemförsök i relation till data från verkliga gårdar

Utformning av odlingssystem och gödslingsstrategier i både konventionell och ekologisk produktion förändras över tiden vilket speglas i data från verkliga gårdar. I långliggande odlingssystemstudier bestäms systemens utformning från början för att få svar på de frågor man ställt. Även om skörden varierar i odlingssystemstudierna har man oftast fasta gödslingsstrategier för att kunna jämföra den relativa skillnaden mellan dessa. I verkligheten kan gödslingsstrategier förändras. Priset på produkten påverkar mängden tillförd växtnäring med handelsgödsel och användningen av organiska specialgödselmedel. Vidare ingår ekonomin som ett viktigt bivillkor vid utformningen av växtföljden på verkliga gårdar på ett helt annat sätt än i odlingssystemstudier. Det är troligen på grund av detta bivillkor som arealandelen gröngödslingsgrödor idag är betydligt lägre för de verkliga ekologiska gårdarna än i odlingssystemförsökens ekologiska växtföljder.

Ovanstående resonemang visar på svårigheten att utforma långliggande odlingssystemstudier som representerar genomsnittliga förhållanden på verkliga gårdar. Såsom tidigare nämnts speglar inte försökens markbalanser för systemen med vall och stallgödsel den verkliga situationen för djurgårdar i

Sverige där det generellt är ganska stora växtnäringsöverskott beroende på foderinköp och därmed högre djurtätheter/mer stallgödsel än i odlingssystemstudierna. Sammantaget visar de olika odlingssystemstudierna att resultaten skiljer sig kraftigt beroende på hur systemen är upplagda och på förutsättningarna på försöksplatsen. Resultaten från odlingssystemförsöken skiljer sig också från de verkliga ekologiska gårdarna i Greppa. Odlingssystemstudiernas resultat säger därför tämligen lite om hur dagens ekologiska produktion påverkar miljömålet ”Ingen övergödning”, jämfört med om samma areal vore konventionellt odlad. De framräknade gårdsbalanserna för de ekologiska gårdarna i Greppa säger betydligt mer om denna påverkan.

Odlingssystemstudierna ger dock värdefull kunskap för att hjälpa till att tolka, tyda och förstå data från de verkliga gårdarna. De ger även information om verklig utlakning i olika växtföljder och kunskap om riskfaktorer som påverkar förlusterna av växtnäring.

Mindre risk för övergödning i dagens ekologiska produktion

Vi har försökt göra en rättvisande bedömning av risken för övergödande utsläpp av kväve och fosfor i dagens ekologiska produktion. Utifrån uppgifter i litteraturen samt odlingssystemens utformning, gödslingsstrategier och växtnäringsbalanser på verkliga ekologiska gårdar i Greppa. Som nyckeltal för bedömningen har vi använt växtnäringsbalansernas över- eller underskott per hektar. Det är viktigt vilken produktion som bedrivs på en given yta för att bedöma näringsbelastningen på recipienten.

Materialet i Greppa är unikt eftersom det omfattar ett stort antal gårdar. Vi vill dock påpeka, som vi också redovisat i tabell 2, att gårdarna i Greppa utgör ett urval av ekologiska gårdar som inte är slumpmässigt och att gårdarna framförallt ligger i södra Sverige. Därmed utgör materialet inte ett genomsnitt för Sveriges totala ekologiska produktion. Vi har redovisat resultat för olika produktionsinriktningar och 48 procent av den totala arealen på gårdarna i Greppa fanns på mjölkgårdarna, 30 procent på växtodlingsgårdarna och 23 procent på köttgårdarna. Vi saknar uppgifter om denna fördelning stämmer för den ekologiska arealen för landet som helhet. Den produktionsinriktning som dock ökar mest just nu är den ekologiska mjölkproduktionen (Thorten Pedersen, pers. komm.).

Låga överskott av kväve i alla produktionsgrenar

Överskottet av kväve i Greppas balanser på ekologiska gårdar var lägre än på konventionella gårdar för samtliga produktionsinriktningar, växt- mjölk- och köttproduktion, vilket medför en generellt lägre risk för övergödande utsläpp av kväve. Orsaken var främst en lägre intensitet, uttryckt som införsel av kväve via foder, gödsel och biologisk kvävefixering, på ekologiska än på konventionella gårdar.

Skillnaderna i kväveöverskott var lägst för växtodlingsgårdarna, överskottet var 17 procent lägre på ekologiska jämfört med på konventionella växtodlingsgårdar i Greppa. För djurgårdarna, både mjölk- och köttgårdar, var överskotten 35–38 procent lägre i den ekologiska produktionen. Denna stora skillnad orsakades av en betydligt lägre införsel av kväve via foder och gödsel på ekologiska djurgårdar, samtidigt som utnyttjandegraden per kg infört kväve låg på samma nivå.

I odlingssystemstudierna varierar resultaten framförallt vad gäller ekologiska växtodlingsgårdar där några studier visar högre kväveöverskott per hektar i ekologiska växtodlingssystem än i konventionella. Orsakerna till högre överskott har bland annat varit en hög andel grön gödselingsgröda och en bristande synkronisering mellan frigörelse av kväve från nedbrukat grön gödsling i relation till upptag i efterföljande gröda, vilket orsakat förluster. En annan orsak har varit en misslyckad gröda där växtnäringsutnyttjandet varit lågt. Vissa grödor såsom exempelvis potatis och trindsäd har en relativt stor odlingsosäkerhet i ekologisk produktion beroende på angrepp av blad mögel respektive svag ogräskonkurrens. Dessa studier pekar på risksituationer för en dålig växtnäringshushållning på ekologiska växtodlingsgårdar, men speglar inte den genomsnittliga risken för övergödning i dagens ekologiska produktion. Exempelvis odlas mycket små arealer ekologisk potatis. Vi vill dock påpeka att beräkningar av kvävebalanser på de ekologiska växtodlingsgårdarna med grön gödsling är något osäkrare än för djurgårdar med fodervall. Detta beror på en större osäkerhet vid beräkningen av kvävefixeringen i en grön gödselingsgröda där grönmassan inte skördas. Det finns också få data för hur kvävefixeringen påverkas av att avslaget växtmaterial lämnas på markytan (Frankow-Lindberg, 2003). Uppskattning av kvävefixering är dock gjord med samma metodik i både Greppa och i de svenska odlingssystemförsöken som vi redovisat (Torstenson m.fl., 2006; Aronsson m.fl., 2007).

Det lägre växtnäringsutnyttjandet av kväve (utförsel i produkter/införsel till gården) på ekologiska växtodlings- och köttgårdar jämfört med konventionella växtodlings- köttgårdar innebär inte i sig en större risk för övergödning så

länge kväveöverskotten per hektar också är lägre. Samtidigt är ett lågt växtnäringsutnyttjande, en låg skörd i förhållande till tillfört kväve, naturligtvis negativt ur andra aspekter. En låg skörd t.ex. beroende på högt ogrästryck eller angrepp av skadegörare kan medföra att gödslingen inte anpassats till den erhållna skörden eller att frigjort kväve från nedbrukade skörderester inte utnyttjas. Detta medför ökad risk för förluster till omgivningen. Höga utlakningsförluster av kväve vid sådana risksituationer har erhållits i ett av odlingsystemförsöken vilket vi redovisat tidigare.

Låga fosforöverskott i mjölkproduktion – höga fosforöverskott i växtproduktion

Vad gäller fosfor var överskotten på gårdarna i Greppa betydligt lägre i ekologisk mjölk- och köttproduktion än i motsvarande konventionella system, 42 respektive 32 procent lägre, vilket speglar en långsiktigt lägre risk för upplagring av fosfor i marken och troligtvis även mindre risk för förluster till omgivningen. Den lägre intensiteten medför mindre mängder fosfor i gödseln på ekologiska djurgårdar, vilket också minskar risken för fosforförluster vid spridning av stallgödsel.

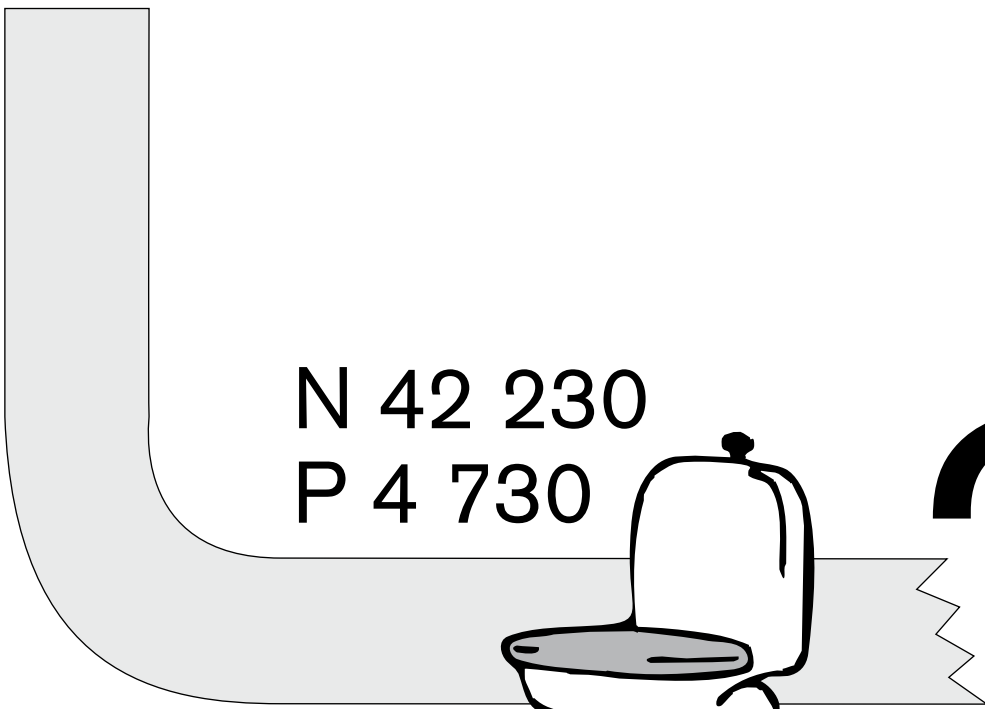
Fosforöverskotten per hektar var dock betydande för de ekologiska växtodlingsgårdarna i Greppa, vilket i enlighet med resonemanget ovan medför ökad risk för övergödning. Dessa överskott skulle kunna vara av tillfällig karaktär eftersom ekologiska växtodlingsgårdar tidigare ofta hade underskott av fosfor i balanserna, men att man under de senaste åren köpt in fosforrika gödselmedel för att återställa markens fosfornivåer. Samtidigt är en trolig delförklaring till fosforöverskotten att många organiska gödselmedel, inklusive stallgödsel, har en hög koncentration av fosfor i relation till gödselmedlets innehåll av kväve.

Mycket vall och lite grön gödsling

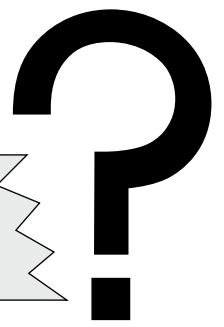
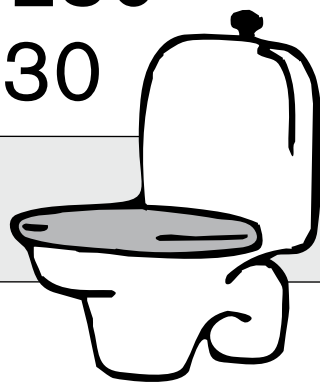
Vall utgjorde en stor andel av grödorna i växtföljden på alla typer av ekologiska gårdar i Greppa, vilket medverkar till låg risk för utlakning av kväve. Vallbrottet, speciellt av baljväxtrik vall eller grön gödsling, utgör dock ett riskmoment för förluster. Riskerna för utlakningsförluster är större i system med ettåriga grön gödslingsvallar än i system med fleråriga fodervallar, vilket medför större förlustrisker till vatten vid vallbrott på ekologiska växtodlingsgårdar med grön gödsling än på djurgårdar med fodervall. Andelen grön gödsling var dock relativt låg på de ekologiska växtodlingsgårdarna i Greppa, endast 8 procent av arealen, och dessutom odlas allt mindre arealer med grön gödslingsgrödor i södra Sverige. En

stor andel vårbearbetning noterades på de ekologiska gårdarna i Greppa, och dessutom odlades en större andel av arealen med vårsäd än med höstsäd. Vårbearbetning och vårsäd efter vallbrott ger en möjlighet till ett bättre utnyttjande av mineraliserat kväve än om höstsäd odlas efter vallbrott.

Risken för förluster av partikelbunden fosfor är störst på obevuxen mark, vilket medför att den höga andelen vall på de ekologiska gårdarna i Greppa är en positiv faktor. Även den vanligt förekommande vårbearbetningen på de ekologiska gårdarna är en gynnsam faktor. Å andra sidan kan risken för förluster av lösligt fosfor vara större i odlingsystem med hög andel vintergrön mark. Detta medför att det är svårt att sammantaget uttala sig om vallens effekt för förlustrisken av fosfor.



N 42 230
P 4 730



Förbättrad växtnäringshushållning i ekologisk produktion – möjligheter och lösningar

Kretsloppet mellan stad och land

Möjliga kretsloppsprodukter för jordbruket

En grov uppskattning av den totala växtnäringspotentialen hos de restprodukter som går ut från samhället visar att totalt cirka 58 000 ton kväve och 9 000 ton fosfor kan vara möjliga att återcirkulera till jordbruket (bilaga 1). Räknan man ifrån de mängder som idag cirkulerar som gödselmedel och till foder (se figur 4) blir den ännu inte utnyttjade potentialen cirka 50 000 ton kväve och 6 000 ton fosfor som skulle vara möjliga att använda i jordbruket (tabell 17). Potentialen för användning av godkänt avloppsslam räknar vi inte in i den totala potentialen för avloppsprodukter eftersom innehållet i slam delvis överlappar innehållet i urin och fekalier. Detta är betydande mängder växtnäring varav de absolut största mängderna, cirka 85 procent, utgörs av urin och fekalier, framförallt urin. Möjligheten för att cirkulera växtnäringen i urin och fekalier via avloppsslam är begränsad på grund av föroreningar och dessutom finns en stor del av kvävet inte

Tabell 17. Potential för några urbana restprodukter där en stor andel inte går tillbaka till jordbruket idag, ton kväve (N) och fosfor (P)/år. Fullständig tabell samt källhänvisningar finns i bilaga 1.

RESTPRODUKT	Total potential i samhället (ton/år)		Potential att cirkulera som inte används idag (ton/år)	
	N	P	N	P
Avloppsprodukter				
Urin	37 160	3 040	37 160	3 040
Fekalier	5 070	1 690	5 070	1 690
Summa	42 230	4 730	42 230	4 730
Godkänt avloppsslam ¹	4 350	2 790	3 040	1 950
Matavfall				
Köksavfall hushåll	6 520	1 110	6 110	1 040
Övrigt matavfall	1 250	310	1 130	280
Summa	7 770	1 420	7 240	1 320

¹ Den totala mängden näring i avloppsslam är dubbelt så stor som den i godkänt slam. Det godkända slammet är dock inte inkluderat i potentialen eftersom innehållet av näring delvis överlappar innehållet i urin och fekalier, vilka är medräknade.

ens kvar i slammet. Mängderna kväve och fosfor som skulle kunna återföras med avloppsslam, 4 400 ton kväve och 2 800 ton fosfor, är dock mer än tre gånger så stora jämfört med de mängder som återförs idag, 1 300 ton kväve och 800 ton fosfor. Samtliga dessa mängder är dock endast en mindre del av vad som totalt finns i humangödseln (tabell 17). En annan fraktion från vilken återförslin till jordbruket idag är mycket liten är matavfall. Urin, fekalier och matavfall illustrerar väl att det finns flera olika slags utmaningar som måste övervinnas innan växtnäringspotentialen i samhällets kretsloppsprodukter kan utnyttjas i jordbruket i stort och ännu fler innan den kan utnyttjas i det ekologiska jordbruket.

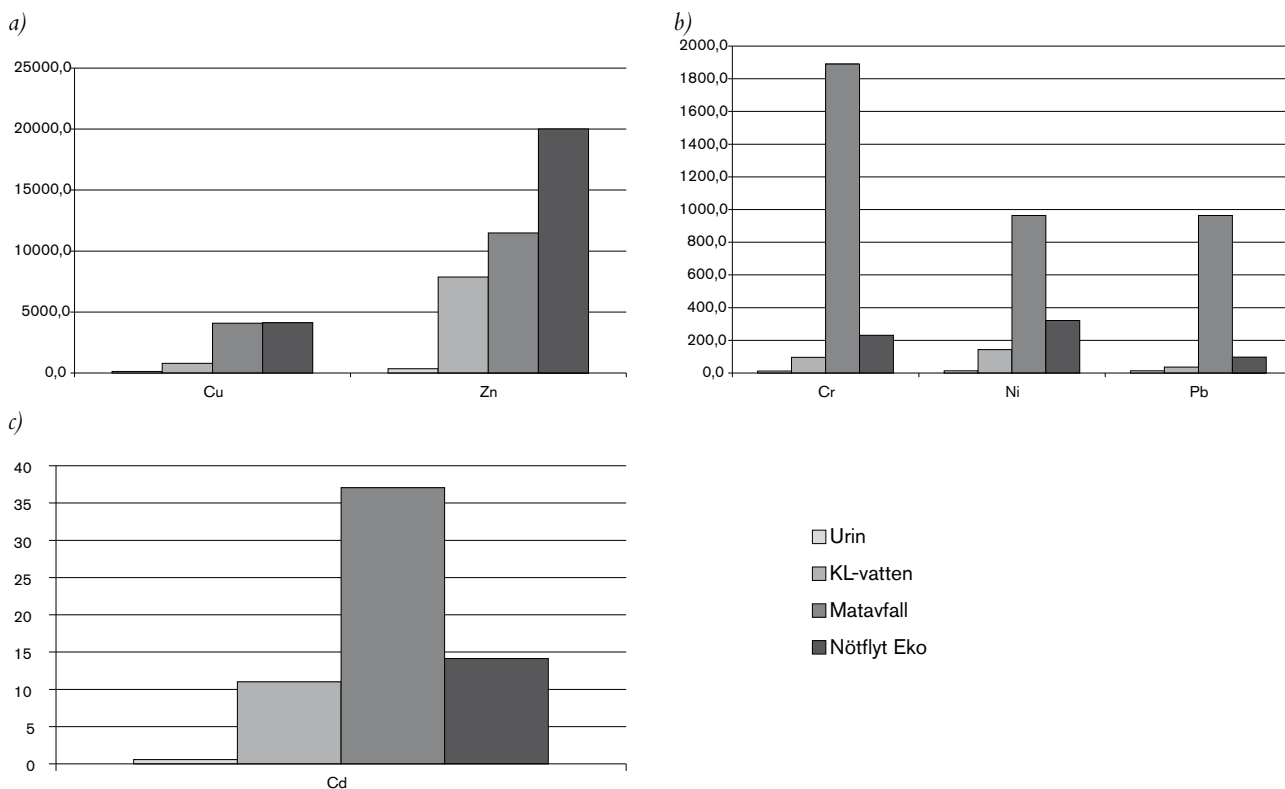
Potential hos de olika restprodukterna

Källsorterade avloppsprodukter – urin och fekalier

Potentialen att återföra källsorterade avloppsprodukter till ekologisk produktion är idag i det närmaste teoretisk. Varken källsorterad humanurin eller källsorterade fekalier är idag tillåtet inom ekologisk produktion i EU, då ingen av dem nämns som tillåtet gödselmedel i förordningen om ekologisk produktion (EG, 2008). I Sverige källsorteras dessutom endast en liten del av avloppsprodukterna, då det endast finns runt 135 000 urinsorteringar samt cirka 80 000 fastigheter med klosettvtvattensortering (Kvarnström m.fl., 2006; SNV, 2004) även om de källsorteringssystemen ökar med den uppstramning som görs av de enskilda avloppen i många kommuner. Enligt Miljöbalken (15 kap., 2 §) klassificeras dock urin och fekalier som hushållsavfall, vilket innebär att lagrad (fermenterad) urin och komposterade eller fermenterade fekalier borde kunna godkännas för användning i ekologisk produktion (i egenskap av hushållsavfall) efter prövning.

Växttillgängligheten av näringsämnen i urin är mycket hög (Kirchmann & Pettersson, 1995; Richert Stintzing m.fl., 2001). Urin, och framförallt klosettvtatten, är väl sammansatta fullgödselmedel, vars innehåll stämmer väl med gödselrekommandationerna för olika grödor.

Livsmedelskedjan är väl kontrollerad och skyddad mot föroreningar och detta är orsaken till att klosettvtatten, och framförallt urin, har lägre halter av förorenande tungmetaller



Figur 7 a-c. Halter av metallerna koppar (Cu), zink (Zn), krom (Cr), nickel (Ni), bly (Pb) och kadmium (Cd) i mg/kg fosfor för källsorterad urin, klosettvatten, matavfall från hushåll och flytgödsel i ekologisk produktion (Jönsson m.fl., 2005; Steineck m.fl., 1999).

än t.ex. gödsel från nötkreatur (figur 7 a-c) (Jönsson m.fl., 2005, Steineck m.fl., 1999). Humanurin och klosettvatten innehåller hormoner och läkemedelsrester och halterna beror, förutom på innehåll av naturliga hormoner, på användningen av läkemedel i befolkningen. Förskrivning och användning av läkemedel är väl reglerad, och betydligt bättre reglerad än användningen av läkemedelssubstanser inom veterinärmedicinen. Detta är en av orsakerna till att de halter av läkemedel som mätts upp i flytgödsel från gris och nöt är betydligt högre (100-10 000 gånger högre) än de halter som beräknas finnas i källsorterad humanurin i genomsnitt (Winkler m.fl., 2009). För det naturliga hormonet 17 β -östradiol, var halterna i humanurin, nöt- och svingödsel alla av samma storleksordning. Risken för smittoämnen i ren urin är mycket låg. Risken för smittämnen i fekalerna är dock stor, men de kan hygieniseras genom termisk behandling vid t.ex. rötning eller kompostering (WHO, 2006; SNV, 2002).

Avloppsslam

Avloppsslam med tillåtna halter av tungmetaller har en potential för större återförsel av fosfor än vad som sker idag (tabell 18). Enligt uppskattningar baserade på ett flertal od-

lingsförsök har fosfor i avloppsslam en lägre växttillgänglighet än handelsgödsel (Tidåker m.fl., 2006). Det innebär att avloppsslam med godkända metallhalter skulle kunna ersätta 1 500 - 2 000 ton handelsgödsel per år. För ekologisk produktion är detta, som vi nämnt tidigare, en högst teoretisk potential, eftersom det endast är avloppsprodukter som produceras på gården, som för närvarande är godkända att använda.

Användning av avloppsslam i odling bidrar till att uppfylla ett av delmålen i "God bebyggd miljö": "... senast år 2015 skall minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark". På kort sikt är detta en lösning för att förbättra kretsloppen mellan stad och land, men på lång sikt är det inte hållbart eftersom slammet innehåller endast cirka 20 procent av det kväve som spolas ned i vårt avloppssystem och för kalium är andelen ännu mindre. Halterna av tungmetaller och kemiska föroreningar i slammet är dessutom fortfarande för höga för att användning på åker långsiktigt skall vara hållbar (SNV, 2002). De flesta av de cirka 30 000 olika kemiska ämnen som används dagligen i industrisamhället återfinns, förr eller senare, i avloppsvattnet och de ansamlas i större eller mindre grad i slammet. Endast

en liten andel av dessa ämnen kommer från maten. Detta är en viktig orsak till att endast ca 50 procent av det avloppsslam som produceras är godkänt för återföring till åkermark (SCB, 2008b). Smittämnen koncentreras i slammet men trots detta krävs i Sverige ännu inte någon säker hygieniseringsprocess, utan 6 månaders lagring före spridning ger enligt REVAQ tillräcklig hygienisk säkerhet (REVAQ, 2008).

Avfall från livsmedelsindustri

Nästan hela (92–97 procent) potentialen av kväve och fosfor i organiskt avfall från livsmedelsindustrin återförs idag till lantbruket, huvudsakligen som foder, men också en mindre del som gödselmedel (främst slakteriavfall). Användningen av avfallet som foder är resursbevarande och den höga återförelsen innebär att den kvarvarande potentialen för ökad återförelse är liten.

Tillverkningen av de pelleterade och mjölformiga kött- och benmjölsprodukterna kräver energi för hygienisering och torkning. Näringskoncentration är dock hög, varför de tål att transporteras relativt långt. Det är tillåtet att använda kött- och benmjöl som gödselmedel i ekologisk produktion.

Källsorterat matavfall från hushåll, storkök och restaurang

Den totala näringspotentialen i matavfallet är relativt stort och avseende kväve i samma storleksordning som avfallet från livsmedelsindustrin (tabell 18, bilaga 1), men mycket lite recirkuleras till jordbruket. Knappt 10 procent går tillbaka som gödsel till åkermarken (Avfall Sverige, 2008a). Denna mängd går främst tillbaka i form av rötrest från biogasanläggningar. Idag källsorteras cirka 20 procent av matavfallet varav två tredjedelar komposteras, inklusive hemkompostering, och resten rötas i biogasanläggningar. Närapå all rötrest går tillbaka till jordbruket, men knappt något av komposten. Denna används istället i hemträdgårdar och för tillverkning av jordblandningar. Enligt Avfall Sverige finns indikationer på att kompostanläggningar går över till att bli biogasanläggningar (Avfall Sverige, 2008b). Idag görs bedömningen att en mångdubbling av rötning av matavfall i biogasanläggningar kan komma att ske inom de närmaste åren (Per-Johan Löf, pers. komm.), vilket skulle betyda att en betydligt större andel av matavfallet kan återföras till jordbruket i framtiden via rötrest. Användning av såväl komposterat som rötat hushålls-, restaurang- och storköksavfall är tillåten i ekologisk odling, under förutsättning att hanteringssystemet är godkänt.

Rötrest har hög vattenhalt och tål därför endast relativt korta transporter. Det finns dock metoder för att öka koncentrationen av växtnäring och därigenom få en

produkt som kan transporteras längre. Så länge konsistensen på rötresten är flytande och pumpbar kan rötresten spridas jämnt med bästa teknik, vilket innebär att man kan dosera efter grödans växtnäringsbehov och minimera risken för kväve- och fosforförluster. Genom fassparation kan man få en fast produkt med hög halt av fosfor. Dock är en fast produkt svårare att dosera rätt och sprida jämnt. Vattenlösliga växtnäringsämnen, t.ex. ammonium och kalium, återfinns i den flytande fasen, och kan även delvis recirkuleras i processen och därigenom minska dess behov av tillsatt vatten. Ett annat sätt att koncentrera fosfor är att tillsätta magnesium och fälla magnesiumammoniumfosfat (MAP eller struvit) ur rötresten. Metoden kan också användas för att koncentrera fosfor i urin och avloppsvatten.

Vid rötning omvandlas avfallet till ett användbart gödselmedel för jordbruket samtidigt som bioenergi produceras i form av biogas, som är en blandning av huvudsakligen metan och koldioxid. Biogasen kan användas för uppvärmning, kombinerad el- och värmeproduktion och för produktion av fordonsbränsle. Växtnäringsämnena finns i stor utsträckning i växttillgänglig form i rötresten och dess kväveeffekt är likartad den vid användning av svinflytgödsel (Baky m.fl., 2006). Ofta sker rötningen i form av samrötning av flera olika substrat, gödsel, matavfall, avfall från livsmedelsindustrin, biomassa från energigrödor etc. Vid rötning av avfall kan man ofta ta ut en behandlingsavgift, vilket kan ha stor betydelse för anläggningens ekonomi. Röttningsanläggningar är kapitalintensiva och ofta är stora anläggningar de ekonomiskt mest intressanta. För att undvika smittspridning via rötrest krävs att anläggningarna förses med ett hygieniseringssteg och hanteringen av den hygieniserade produkten skall vara väl genomtänkt.

För att rötresten från röttningsanläggningar som använder matavfall ska vara en reell potential för ekologisk produktion krävs att halterna av främmande ämnen hålls nere (se faktaruta 1) så att gränsvärden för tillåtna halter i certifierad ekologisk produktion inte överskrids. Innehållet av såväl växtnäring som föroreningar beror på sammansättningen på substratet som komposteras eller rötas. Man måste därför ha god kontroll på samtliga fraktioner som går in i processen.

Musselrester

Idag skördas 5 000 ton blåmussla per år i Sverige. Resterna från produktionen uppgår till 30–40 procent av den totala skörden. Växtnäringsinnehållet hos dessa musselrester är ca 12 kg kväve/ton, 0,8 kg fosfor/ton och 1 kg kalium/ton (Olrog m.fl., 2008), vilket innebär att den tillgängliga växtnäringen

från dagens produktion är cirka 20 ton kväve och 1,5 ton fosfor. Användningen av musslor för att rena Östersjöns och Västerhavets övergödda vatten är emellertid i sin linda, med en fullskalig anläggning vid Lysekil och planerade försöksanläggningar i bl.a. Kalmarsund. Slår metoden väl ut kan produktionen av blåmussla komma att mångdubblas i Sverige. Hushållnings-sällskapet i Väst har utfört växtodlingsförsök med musselrester, vilka fallit väl ut (Olrog m.fl., 2008) och resterna används idag som gödsel av ett tiotal lantbrukare. Tungmetallhalterna är låga och musselresterna är KRAV-godkända.

Park- och trädgårdsavfall

Den totala potentialen kväve och fosfor i park- och trädgårdsavfallet är relativt liten, knappt 1 000 ton kväve och 200 ton fosfor. Park- och trädgårdsavfall innehåller generellt mer svårnedbrytbart lignin och cellulosa än källsorterat matavfall, vilket gör det lämpligare att kompostera än att röta. Cirka 75 procent av det uppkomna park- och trädgårdsavfallet komposterades 2006 (Avfall Sverige, 2008b). Det park- och trädgårdsavfall som uppkommer i tätorten kan dock innehålla höga halter tungmetaller då det kontamineras av bland annat vägdam. Komposten bör därför hellre återanvändas inom parksektorn än inom livsmedelsproduktionen och utgör därför inte heller någon potential för kretslopp mellan stad och land i dagsläget.

Askåterföring

Hittills är växtnäringspotentialen i rena biobränsleskor från centrala förbränningsanläggningar mycket liten, då askan oftast är förorenad av skadliga ämnen från behandlat trä och annat avfall i bränslmixen. ENA Energi AB och Visby Energi AB är två fjärrvärmeverk i Sverige som använder miljövänliga rena biobränslen från skogindustrin samt energiskog till sin fjärrvärmeproduktion. Båda producerar bioaska, aska som är godkänd att använda på åker- och skogsmark. Det är bottenaskan som används då kadmium som finns i träet, hamnar i flygaskan. Idag arbetar man främst med att öka askåterföringen till skogsbruk där näringsuttaget skett men detta har inte kommit så långt på grund av att hanteringen är kostsam.

Askor från förbränning av trämaterial innehåller bland annat kalium, kalcium, magnesium och svårtillgänglig fosfor, men inget kväve. Aska från förbränning av biobränsle på den egna gården används troligen redan idag, men i takt med ökad användning av biobränslen kan denna hantering öka. Hanteringen och spridningen av askan är svår. En torr aska dammar vid hantering, vilket inte är bra ur arbetsmiljösynpunkt. Med

dagens spridningsteknik är det omöjligt att sprida aska i en dos som motsvarar grödans behov av växtnäring. Vid småskalig hantering är troligen inblandning i flyt- eller fastgödsel det vanligaste, medan man vid storskalig hantering ofta framställer en kornformig produkt genom härdning med vatten.

Minskade utsläpp av övergödande ämnen genom kretslopp mellan stad och land

En ökad användning av olika rest- och avfallsprodukter från samhället ger fördelar:

- 1) för det ekologiska jordbruket, som härigenom kan kompensera det stadiga utflödet av växtnäring till samhället som sker med olika livsmedelsprodukter med ett inflöde av växtnäring från ett befintligt växtnäringssflöde, vilket bör minimera tärandet på ändliga resurser.
- 2) för samhället och miljön eftersom risken för övergödande växtnäringssläckage från det urbana avfallet och avloppen minimeras och nyttan av växtnäringen maximeras, när den återförs i väl balanserade mängder och på ett bra sätt till åkermarken.

Källsorterade fraktioner av urin och fekalier utgör de klart största källorna av växtnäring i det urbana samhället. Vad gäller källsorterad urin är det också den renaste källan, betydligt renare vad gäller tungmetaller än t.ex. nöt- och svingödel. Genom trögheten i samhällets infrastruktur kan dock dessa källsorterade produkter endast bli tillgängliga på lång sikt. Om all urin och alla fekalier källsorterades och återfördes till odling skulle tillförseln av kväve och fosfor till reningsverken minska med 80–90 procent och även de stora utsläppen från reningsverken skulle kunna minska i upp till motsvarande grad (Jönsson, 2002; Wilsenach & van Loosdrecht, 2003). Genom att tillåta urin och fekalier i ekologisk produktion skulle således ekologiskt lantbruk kunna bidra till att starkt minska de övergödande utsläppen från samhället. Samtidigt skulle reningsverkens energianvändning också kunna minska kraftigt. Enligt en studie skulle reningsverken t.o.m. kunna producera mera energi i form av biogas än de förbrukar i form av elektricitet (Wilsenach & van Loosdrecht, 2003). Utifrån KRAV:s tolkning av EU-förordningen om ekologisk produktion (EG, 2008) får urin och fekalier användas från den egna gården och en lantbrukare har idag fått dispens från KRAV för att använda den källsorterade urinen från en mindre by (se avsnitt om Hultabygden nedan).

Den andra stora potentialen för ett ökat flöde av urban växtnäring tillbaka till jordbruket, och även till det ekologiska jordbruket eftersom det idag kan godkännas av certifierings-

organen, utgörs av källsorterat matavfall från hushåll, storkök, och restauranger. Mängden rötat matavfall ökar snabbt, men begränsas av att det hittills endast är en mindre del av matavfallet som källsorteras. Avgörande för potentialen för det ekologiska jordbruket är att samrötningen med matavfall sker med produkter som är godkända för användning i ekologisk produktion, t.ex. godkänd stallgödsel.

Vid en ökad tillgång på urban växtnäring, till exempel via rötrest, finns en potential till förbättring av växtnäringshushållningen framförallt på de ekologiska växtodlingsgårdar som inte har tillgång till stallgödsel. Man får tillgång till ett flytande gödselmedel (kan också vara fast) med stor andel tillgänglig växtnäring som kan doseras efter grödornas behov och som kan kompletteras leverans av kväve från kvävefixerande grödor. Behovet av rena grüngödslingsgrödor kan därmed minska. Det är också möjligt att växtmaterial från grüngödslingsvallar kan användas som en del av substratet i rötningen.

Goda exempel – kretslopp mellan stad och land

För att konkretisera kretsloppet mellan stad och land har vi valt att beskriva tre exempel på samarbeten av olika typ som möjliggjort ett kretslopp mellan stad och land, och där urban växtnäring återförts till åkermarken.

Hultabygden – exempel på kretslopp mellan hushåll och lantbrukare

Hultabygdens kretsloppsörening är en förening som funnits sedan 1994 och innefattar idag tre byar som ligger några mil söder om Linköping. Idén med föreningen är ett hållbart leverne i Hultabygden, som området heter, där produktion, konsumtion och återvinning är viktiga delar. Föreningen deltog år 2000 i ett lokalt investeringsprogram som medförde att bygden idag har 18 urinseparerande toaletter (SNV, 2008b). I centrum för föreningen står ett lantbrukarpar som har en ekologiskt certifierad produktion och som samlar in källsorterad urin som lagrats och hygieniserats i sex månader, innan det sedan sprids på en del av gårdens åkermark. Totalt täcker detta behovet av växtnäring för cirka två hektar åkermark (Johansson, pers. komm.). Att detta fungerar beror mycket på engagemanget hos lokalbefolkningen som har insikt om att det är viktigt att växtnäringen hålls fri från miljöstörande ämnen. Dialogen och den nära kontakten mellan lantbrukare och de boende är också av stor betydelse. Idag kan urin tillåtas i KRAV-certifierad produktion om insamlingssystemet beskrivs och om det finns en nära anknytning mellan ett fåtal hushåll och brukningsheten (KRAV, 2009).

Växtkraft i Västerås – växtnäringssirkulation mellan växtodlingsgårdar och samhället

Initiativet till Växtkraftprojektet i Västerås togs av lantbrukare med i huvudsak kreaturslös produktion (Svenska Biogasföreningen m.fl., 2008). Kring Biogasanläggningen Växtkraft i Västerås samverkar VAFAB (Västmanlands avfallsaktiebolag), Mälarenergi, LRF och 17 lantbrukare i området, varav några bedriver ekologisk produktion. På biogasanläggningen samrötas hushållsavfall och fettavskiljarslam från storkök (80 procent av substratet) med vallensilage (20 procent av substratet) som levereras av lantbrukarna. Inmatningen av ensilage förorsakade stora problem initialt (Gösta Roempke, per. komm.) och har tagit tid att utveckla. På anläggningen produceras biogas till fordonsbränsle och rötresterna används som gödselmedel av lantbrukarna. För närvarande är rötresten godkänd att användas i ekologisk produktion. Det som till stor del drivit projektet framåt är lantbrukarnas problem med en struktursvag lättlera där vallodling behövs för att öka mullhalten och stabilisera markstrukturen. En annan aspekt är att dessa gårdar har få eller inga djur och därmed ingen stallgödsel och att de haft önskemål om att kunna minska beroendet av inköpt handelsgödsel. För de ekologiska lantbrukarna har projektet inneburit en avsättningsmöjlighet för grüngödslingsvallen och dessutom tillgång till ett värdefullt gödselmedel. För samhället innebär biogasanläggningen en besparing av fossilt bränsle samt minskade mängder organiskt avfall till förbränning (Svenska Biogasföreningen m.fl., 2008). En svårighet med att använda ensilerad vallgröda som substrat i en storskalig anläggning är att ensilaget är relativt resurskrävande att producera och även att transportkostnaderna kan bli höga.

Hagaviks gård utanför Malmö – exempel på växtnäringssirkulation mellan en växtodlingsgård, djurgårdar (via hönsgödsel) och samhället
Hagaviks biogasanläggning är ett exempel på en gårdsbaserad biogasproduktion. Gården är en ekologisk växtodlingsgård där tillgänglig växtnäring är en begränsande faktor vilket varit en drivkraft för att investera i en biogasanläggning och på så sätt få tillgång till ett ”eget” gödselmedel. I biogasanläggningen rötades till en början hästgödsel, betblast och vallgröda, men för att underlätta arbetet samt få en bra konsistens på substratet samrötas idag bageriavfall från livsmedelsindustrin (87,5 procent av substratet) med hönsgödsel (12,5 procent av substratet) (Svenska Biogasföreningen m.fl., 2008). Denna förändring medförde att produktionen av biogas kunde ökas från 400 till drygt 1 000 kubikmeter per dygn. Biogasen utnyttjades till produktion av kraftvärme samt el till försäljning.

En näringsrik rötrest produceras med ett innehåll på cirka 8 kg totalkväve/ton som lagras i en stor gummisäck innan det sprids på åkrarna med hjälp av en släpslangspredare. Värmen från kraftvärmeproduktionen ersätter ungefär 20 m³ olja per år och den elektricitet som produceras levereras ut på stamnätet och täcker elbehovet för drygt 60 villor. Samtidigt ger rötresten växtnäring och mullråämnen till marken och är därmed ett viktigt bidrag till växtnäringens försörjningen i den ekologiska produktionen.

Möjligheter till bättre växtnäringshushållning på ekologiska gårdar

Växtodlingsgårdar

Odlingssystem

Odlingen av gröngödslingsvallar har uppmärksammats som ett av riskmomenten vad gäller övergödning på ekologiska växtodlingsgårdar. Odlingssystemförsök där utlakning utmärts och/eller markprovtagningar gjorts av växttillgängligt kväve visar också att betydande mängder kväve kan förloras vid nedbrukning av en ettårig gröngödslingsvall, speciellt på lätta jordar (Askegaard m.fl., 2005; Torstensson m.fl., 2006).

Eftersom omfattningen av gröngödslingsvallar i södra Sverige har visat sig vara begränsad utgör sannolikt inte gröngödslingsvallen något betydande hot för bidrag till övergödningen på dagens ekologiska växtodlingsgårdar. Gröngödslingsvallen ersätts i allt högre utsträckning av fodervall på växtodlingsgårdarna, vilket ger möjlighet till minskade förluster av kväve och även till viss del av fosfor (mindre mängder kväve och fosfor i växtmaterial brukas ner efter brytning av fodervall än efter gröngödslingsvall). Även vallbrottet av en baljväxtrik fodervall utgör dock ett riskmoment för förluster (Lindén & Wallgren, 1993; Torstensson, 2003), men förlustrisken är lägre än för gröngödslingsvall speciellt om vallarna övergår till att bli fleråriga även på växtodlingsgårdarna. Antalet vallbrott i en växtföljd blir då färre. Tvååriga vallar för foderproduktion även på växtodlingsgårdar via samarbete med djurgårdar skulle också öka förutsättningarna för bättre kontroll av ogräs och därmed ge möjligheter till bättre växtnäringens utnyttjande och högre skördar (SJV, 2007; SJV, 2008e).

En del av gröngödslingsvallen har idag också ersatts av klöverfrövall som bryts efter första vallåret och där huvuddelen av växtmaterialet lämnas kvar på marken. Denna gröda liknar därför ur växtnäringssynpunkt en gröngödslingsgröda som domineras av baljväxter. För att minska risken för kväveutlakning i samband med brytningen av frövall och

gröngödslingsvall är det viktigt att bruka ner vallen på våren på lätta jordar i södra Sverige. En förlängning av odlingssäsongen genom att odla fånggrödor efter den skördade grödan eller att odla en gröda med lång växtsäsong minskar också förlustrisken (Wivstad m.fl., 2005). De danska odlingssystemstudierna visade tydligt på betydelsen av odling av fånggrödor i växtföljder med gröngödslingsvall för att minska förlusterna av växtnäring (Askegaard m.fl., 2005).

Odlingen av fånggrödor skulle sannolikt kunna öka i ekologisk växtodling och på så sätt förbättra växtnäringshushållningen. Fånggrödorna är speciellt viktiga efter grödor som avslutar sitt växtnäringssupptag tidigt på säsongen såsom höstsäd och korn. Leveransen av kväve och andra växtnäringssämnen från vall och organiska gödselmedel pågår ofta under en längre tid än odlingssäsongen för stråsäd, vilket kan leda till förluster av kväve efter skörd om inte marken är täckt av en gröda. En stor andel vintergrön mark i växtföljden kan dock utgöra ett betydande problem för mekanisk ogräsreglering av framförallt kvickrot. Det är därför angeläget att utveckla strategier för ogräskontroll i växande gröda för att minska behovet av sen jordbearbetning. Under det senaste decenniet har en maskinutveckling skett av ogräsreglerande redskap men utvecklingsarbete återstår för att göra metoderna konkurrenskraftiga. Vår bedömning är att den viktigaste strategin för att minska risken för kväveutlakning samt minska behovet av kostsamma direkta bekämpningsåtgärder är utveckling av bra växtföljder, där fånggrödor kan ingå tillsammans med förebyggande åtgärder mot ogräs.

I försöken vi redovisat i tidigare avsnitt var kväveläckaget högt i potatis (Torstensson m.fl., 2006). För att uppnå förbättringar i ekologisk potatisproduktion är det avgörande att forskning och rådgivning fokuserar på hur gödslingstrategin ska anpassas efter den förväntade skördenivån och att bladmögelsresistenta sorter väljs för att undvika låga skördar. Nedplöjning av baljväxtrik gröngödslingsvall på lätta jordar före odling av potatis kan inte rekommenderas. En annan grödgrupp som kan vara problematisk vad gäller utlakning av kväve är trindsäden, ärt och bönor, i renbestånd (Aronsson m.fl., 2007). Trindsäd som odlas till mogen skörd lämnar i allmänhet mer växttillgängligt kväve kvar i jorden än exempelvis stråsäd. Trindsäd i renbestånd är också en gröda som lätt uppförkar ogräs (SJV, 2008e). Både högre total skörd, bättre ogräskonkurrens (Haugaard-Nielsen m.fl., 2001) och minskad risk för kväveläckage efter skörd (Haugaard-Nielsen m.fl., 2003) skulle kunna uppnås om trindsäden samodlades med stråsäd, såsom ärt/havre eller åkerböna/vårve. Samodling tillämpas idag på gårdar med

djur. Däremot, samodlas trindsäden i liten utsträckning på de ekologiska växtodlingsgårdarna, bland annat på grund av merarbete med sortering efter skörd av den samodlade grödan. Ett utökat samarbete mellan växtodlingsgårdar och djurgårdar skulle öppna möjligheter för växtodlingsgårdarna att odla trindsäd i samodling.

Även om vallandelen i genomsnitt var 30 procent på ekologiska växtodlingsgårdar i Greppa, finns gårdar där man har lägre andel vall (Thorsten Pedersen, Gösta Roempke, pers. komm.). På gårdar med låg andel vall ersätter man vallen med högre tillförsel av inköpta organiska gödselmedel. Lantbrukarens förhoppning är att detta ska leda till bättre ekonomi (gröngödslingsvall genererar ingen miljöersättning och inga skördeintäkter) och även till högre avkastning och växtnäringssutnyttjande. Problemet är att ogräskontrollen är svår i system med liten andel vall. Samtal med rådgivare i olika delar av landet visade att det är sannolikt att vallens betydelse (fodervall eller gröngödslingsvall) för att klara ogräsen på ekologiska växtodlingsgårdar är större längre norrut än i de södra länen. I Mälardalen har många ekologiska växtodlingsgårdar med låg vallandel upphört med sin ekologiska produktion på grund av ett ökande ogrästryck (Gösta Roempke, pers. komm.). I södra Sverige förefaller konkurrenssituationen mellan gröda och ogräs vara anorlunda så att grödorna i större utsträckning kan växa ifrån ogräset om växtnäringsförsörjningen är tillräcklig. Vallen har dock stor betydelse för att upprätthålla markens struktur och mullhalt och förutsättningar att på längre sikt ha en hög skördepotential. Därför gör vi bedömningen att det inte är långsiktigt hållbart med växtföljder utan vall, eller med mycket låg andel vall, i ekologisk produktion. Vi ser istället samarbeten mellan växtodlingsgårdar och djurgårdar i kombination med kretslopp av urban växtnäring som möjliga lösningar för att förbättra växtnäringssushållningen på ekologiska växtodlingsgårdar.

Gödslingsstrategier

Att komplettera kväveförsörjningen via kvävefixerande grödor med olika typer av inköpt stallgödsel eller andra organiska gödselmedel medför ökad flexibilitet och möjlighet att styra gödselmängderna till förväntad skördenivå. Valet av gödselmedel är också viktigt. Stråsåd, speciellt höstsäd och även korn, har sitt maximala växtnäringssupptag tidigt på säsongen. Det medför att organiskt kväve ofta inte hinner bli växttillgängligt i tillräckligt snabb takt på våren för att ge förutsättningar för en hög skörd av dessa spannmålsgrödor. Då finns också risk för dåligt växtnäringssutnyttjande. Pro-

duktionspotentialen för ekologisk stråsåd begränsas ofta av låg tillgång på kväve speciellt på våren, vilket har visats både i praktiskt lantbruk och i vetenskapliga studier (Berry m.fl., 2002). Nyligen utförda försök med bland annat Biofer, där kvävet är helt i organisk form, har visat att cirka 60 procent av totalkvävet mineraliserades inom en till två månader efter spridning (Delin & Engström, 2008). Denna typ av gödselmedel behöver spridas tidigt på säsongen för att matcha stråsådens kvävebehov. Årsmånsvariationen spelar också in eftersom väderfaktorer starkt påverkar frigörelsen av kväve från den organiska gödseln. Stråsådesgrödor med en något längre odlingsssäsong såsom vårveve samt grödor med lång odlingsssäsong såsom sockerbeter, har bra förutsättningar att utnyttja det kväve som frigörs senare på säsongen (Wivstad m.fl., 2005).

En ökad tillgång på flytande gödselmedel, som innehåller en större andel direkt växttillgängligt kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$ samt $\text{NO}_3\text{-N}$) och som kan spridas med större precision än fasta gödselmedel ökar förutsättningarna för bättre växtnäringssutnyttjande och höjda produktionsnivåer i ekologisk stråsåd (Salomon, 2008). Speciellt gäller detta för höstsäd som är svår att effektivt försörja med växtnäring med fasta organiska gödselmedel. Flytgödsel via samarbete med djurgårdar är en möjlighet. Rötrest från anläggningar som producerar biogas är ett annat möjligt gödselmedel inom ekologisk produktion men finns idag i mycket liten utsträckning. Humanurin eller svartvatten är en tredje möjlig växtnäringsskälla. Gemensamt för dessa flytande gödselmedel med högt innehåll av ammoniumkväve är att en bra spridningsteknik behöver tillämpas så att ammoniakförluster undviks, och att gödseln myllas direkt efter spridning. Det finns ett behov av tydligare gödslingsrekommendationer för användning av stallgödsel och organiska gödselmedel till olika grödor anpassat efter skördenivå, fruktseffekt och markens bördighet (Salomon, 2008).

Växtnäringssbalanser

I Greppa hade de ekologiska växtodlingsgårdarna generellt ett lägre kväveöverskott än de konventionella växtodlingsgårdarna. De konventionella växtodlingsgårdarna hade dock ett högre kväveutnyttjande än de ekologiska. De ekologiska växtodlingsgårdarna behöver därför framförallt förbättra kväveutnyttjandet och höja skördarna genom bättre ogräskontroll och bättre gödslingsstrategier, som diskuteras tidigare. Vi har i Greppa identifierat stora överskott av fosfor och kalium på de ekologiska växtodlingsgårdarna i motsats till flera odlingsystemstudier där negativa balanser av fosfor och kalium erhållits (Aronsson m.fl., 2007; Korsæth & Eltun,

2000). I dessa studier har de negativa balanserna medfört att man identifierat att det finns risk för utarmning av marken i ekologisk produktion, vilket inte motsvarar situationen på dagens ekologiska växtodlingsgårdar. Förrådsgödslingen av fosfor och kalium på växtodlingsgårdarna i Greppa kan ha gjorts på grund av att man under en lång följd av år tidigare inte gödslat åkermarken med fosfor och kalium och att man under 2000-talet fått tillgång till prisvärda gödselmedel.

Förrådsgödslingen med de stora engångsgivorna av fosforrika organiska gödselmedel som använts under de senaste åren utgör ett riskmoment för förluster av fosfor på de ekologiska växtodlingsgårdarna. Vid gödsling med inköpta organiska gödselmedel behöver givorna anpassas både efter fosfor- och kväveinnehåll och inte ensidigt utifrån behovet av kväve. För att uppnå en bättre hushållning med växtnäring behöver olika gödselmedel kombineras utifrån grödans behov. Gödslingen behöver också modifieras utifrån förväntade förfruktseffekter av tidigare gröda. De nya KRAV-reglerna som infördes år 2010 (se faktaruta 2) med krav på fosforbalanser och maximala fosforgivor visar att det finns en medvetenhet om problemet med hög fosforgödsling och att man nu utnyttjar regelverket för att förbättra växtnäringshushållningen.

Mjölkgårdar

Odlingssystem

Odlingssystemen på de ekologiska mjölkgårdarna med större andel vall jämfört med konventionella mjölkgårdar medför, som nämnts ovan, minskad risk för utlakningsförluster av kväve. Vallarna i ekologisk produktion har dock högre andel baljväxter än i konventionell produktion vilket medför en högre risk för kväveutlakning vid vallbrott än för gräsdominerade vallar (Lindén & Wallgren, 1993). En förbättrad hushållning skulle kunna uppnås om vallbrottstidpunkten förskjuts mot vårnedbrukning på lätta jordar, i regioner med hög nederbörd speciellt om vallen har en hög andel baljväxter. För att ytterligare minska risken för kväveläckage kan lantbrukaren ta en sen extra vallskörd på den vall som ska brytas (Torstensson, 1998).

Gödslingsstrategier

Trenden just nu är att vallandelen ökar på mjölkgårdar som nyligen lagts om till ekologisk produktion och att dessa gårdar köper in spannmål från ekologiska växtodlingsgårdar. Denna utveckling kan sammantaget, för bägge gårdstyperna, förbättra utnyttjandet av växtnäring i stallgödseln om samarbetet bygger på att gårdarna byter både foder och gödsel med varandra.

Mjölkgården behöver dock ändå sprida en stor andel av stallgödseln till vall, vilket inte är problemfritt. Denna spridning kan ge höga kväveförluster i form av ammoniak samt ökad risk för försämrad foder- och mjölk kvalitet. Särskilt på lätta kaliumfattiga jordar är det dock viktigt att gödsla vallen under dess liggetid. Vallen ger också lantbrukaren fler alternativa spridningstillfällen, vilket är bra både för lantbrukaren och miljön. Det går att minska nackdelarna med spridning av stallgödsel till vall genom val av spridningsstrategi och spridningsteknik.

Flytgödselhantering dominerar på ekologiska mjölkgårdar vilket är bra ur växtnärings synpunkt. Fleråriga försök med svinflytgödsel till spannmål (data saknas om nötflytgödsel) har visat höga kväveeffekter och högt utnyttjande av kväve om spridningen sker vid optimala tidpunkter (Salomon, 2008). Flytgödsel kan spridas med släpslang eller öppen ytmyllning. Tekniken kan placera flytgödseln på markytan i växande vall eller ytmylla flytgödseln samt dosera den efter grödans växtnäringsbehov för att undvika att ett överskott tillförs. Bandspridningsteknik minskar risken för ammoniakavgång och kväveutlakning i alla grödor samt minskar risken i vall för försämrad foder- och mjölk kvalitet. Forskning och teknikutveckling pågår med täckt ytmyllning för att förbättra och anpassa tekniken till vall på svenska lerjordar (Rodhe, 2003). Att minska ammoniakförlusterna vid hantering och spridning av stallgödsel är viktigt för att få ett kväverikare gödselmedel till grödan. Det är också viktigt då ammoniak är en gas som efter deposition kan verka både försurande och övergödande.

En blandvall med klöver och gräs utnyttjar tillfört kväve sämre än en ren gräsvall, oavsett om man använt handelsgödsel eller stallgödsel, då den biologiska kvävefixeringen tillgodoser grödans kvävebehov. Gödslingsrekommendationer till ekologisk vall bör därför utformas för att försörja grödan med kalium, fosfor och övriga växtnäringsämnen, vilket i praktiken skulle innebära en giva nötflytgödsel på cirka 20 ton/ha och cirka 22 kg fosfor/ha (Salomon, 2008). I praktiken sprids ofta större mängder stallgödsel och fosfor både på konventionella och ekologiska gårdar (SCB, 2008a). Vi rekommenderar därför fortsatt satsning på information om vikten av behovsanpassad gödsling med stallgödsel. En lägre mängd stallgödsel per hektar innebär också ett behov av större spridningsareal.

Växtnäringsbalanser

Risken för övergödande kväve- och fosforförluster på ekologiska mjölkgårdar beror inte i första hand på utformningen av odlingsystemet. Istället är det produktionsintensitet, mängd inköpt foder och djurtäthet som är de största riskfaktorerna på mjölkgårdarna. På en mjölkgård utgör förlusterna av kväve från åkermarken en mindre del, störst mängd kväve förloras som ammoniak från stallgödsel.

De ekologiska mjölkgårdarna i denna undersökning hade relativt hög djurtäthet (0,87 djurenheter) och ett kväve- samt fosforöverskott per hektar, som berodde på inköp av foder. Överskott samt djurtäthet var dock lägre än på de konventionella mjölkgårdarna. Ökad produktionsintensitet och djurtäthet på mjölkgårdar är möjlig med stigande fodereimport, vilket ökar problemen med att utnyttja den större mängden växtnäring i stallgödsel på ett resurseffektivt sätt. Högre djurtätheter ger högre kväve- och fosforöverskott/hektar (figur 5; SCB, 2007b) och större mängder kväve och fosfor i stallgödseln på gården. Det behövs ett fortsatt arbete för att uppnå en balanserad djurtäthet på de ekologiska mjölkgårdarna som främjar en god hushållning av växtnäring. Ett sätt är att samarbeta med ekologiska växtodlingsgårdar kring foder och gödsel som nämnts tidigare.

Ett annat sätt är att förbättra strategin för och hanteringen av interna växtnäringsflöden på gården för att öka utnyttjandet av växtnäring. Ett exempel är att öka säkerheten vad gäller bestämning av näringsvärdet på hemmaproducerat foder inklusive grovfoder för att bättre kunna bedöma behov av foderinköp, vilket också förbättrar kunskapen om innehållet av växtnäringen i stallgödseln. En annan utmaning är att förbättra hanteringen av stallgödsel hela vägen från stall och till åker (Watson m.fl., 2005, Gustafson m.fl., 2007).

En tredje utmaning är utveckling av betessystem på mjölkgården med ett effektivt växtnäringsutnyttjande. Att ha mjölkkor på bete behöver inte betyda större ammoniakförluster på gårdsnivå. Växtnäringsbalansberäkningar för stora mjölkgårdar visade att en teoretisk gård med mjölkkor på rastbete förlorade mer kväve i form av ammoniak än en gård som hade mjölkkor på produktionsbete under 18 timmar/dygn (Salomon m.fl., 2008). De tänkta mjölkkogårdarna hade i genomsnitt samma mjölkproduktion och djurtäthet. Konsekvensen vad gäller gödselhanteringen blev att på den teoretiska mjölkkogården med rastbete samlades större mängd flytgödsel upp i stallet. Stallgödselmängderna blev så stora att inte all stallgödsel kunde spridas till bästa gröda vid bästa tidpunkt.

Köttgårdar

Odlingsystem

De ekologiska köttgårdarna i Greppa hade lägre inköp av kväve med foder och en högre andel vall och baljväxter än de konventionella köttgårdarna. Detta speglar skillnader i växtföljd och odlingsystem, där ekologisk köttproduktion mer vilar på hemmaproducerat grovfoder. Faktorer såsom andel baljväxter och tid för vallbrott, som kan öka risken för kväveförluster i vall på mjölkgårdar gäller också för köttgårdar och således kan samma strategier för att förbättra kväveutnyttjandet som beskrivits ovan under mjölkgårdar även gälla för vall på köttgårdar.

Köttdjur används också ofta som betesdjur på naturbetesmarker där man inte får stödutfodra eller gödsla förutom den träck och urin som djuren själva tillför. Naturbetesmarkerna producerar inte stora mängder foder men betande djur bidrar till att upprätthålla den biologiska mångfalden. I Sverige får lantbrukare miljöersättning för att naturbetesmarkerna ska betas, vilket också gör systemet ekonomiskt intressant. Djurtätheten ska vara låg vilket gör tillförseln av kväve och fosfor via djurens träck och urin låg och därmed är också risken för kväve- och fosforförluster generellt liten. Dock kan punktbelastning av träck och urin på särskilt känsliga områden eller vid särskilt känsliga tidpunkter bidra till övergödning av vattendrag. Man kan dock minska risken för punktbelastning genom att stängsla av strandkanter vid särskilt känsliga vattenområden. Ett annat sätt är att ha genomtänkta rotationssystem mellan olika betesfallor för att sprida gödseln bättre. Ett tredje sätt är att ha djuren på åkerbete under blöta perioder på våren och hösten (Dahlin m.fl., 2005).

Gödslingstrategier för djupströgödsel

Greppa-resultaten tyder på att de ekologiska köttgårdarna hade djupströgödsel i stor utsträckning. Stall med djupströbädd ger djuren en bra miljö och goda möjligheter till ett naturligt beteende. Djupströbädd är också ett billigt och funktionellt inhysningssystem, men kan betraktas som svårhanterlig när det är dags för utgödsling. Spridning av djupströgödsel till åkermark kan ske direkt – med fårsök gödsel – eller efter en mellanlagring. Det finns för- och nackdelar med båda alternativen när det gäller hanterbarhet, ammoniakförluster och växtnäringseffekt som gödselmedel. Minst ammoniakförluster erhöles när icke mellanlagrad djupströgödsel spreds på lerjord i Uppsala sent på hösten och plöjdes ned direkt (Karlsso & Salomon, 2001). Djupströgödsel kan ses som ett långsamverkande gödselmedel då den har en hög kol/kväveknot. Detta innebär att kväve blir växttillgängligt långsamt

och kan frigöras vid en tid då ingen gröda finns som kan utnyttja kvävet. En bra strategi för att minska risken för kväveutlakning är att sprida en liten mängd djupströgödsel anpassad efter grödans fosforbehov, nämligen 22 kg fosfor/ha. För mellanlagrad djupströgödsel kan det innebära en så låg giva som 7–9 ton/ha (Karlsson & Salomon, 2001). Utmaningen för att kunna hantera djupströgödsel på ett resurseffektivt sätt är utveckling av fastgödelspridare som kan sönderdela kompakt och strårik gödsel, sprida en jämn och låg mängd samt bruka ned gödseln direkt efter spridning.

Växtnäringsbalanser

De ekologiska köttgårdarna hade ett lägre överskott av kväve, fosfor och kalium än de konventionella köttgårdarna. Vår bedömning är att detta inte berodde på djurtätheten, som var lika i ekologisk och konventionell köttproduktion, utan på skillnader i produktionsintensitet. De konventionella köttgårdarna köpte in betydligt mer kväve via foder och gödsel än de ekologiska, vilket för den konventionella köttgården innebar ett bättre kväveutnyttjande (34 procent) än för den ekologiska (24 procent). De ekologiska köttgårdarnas överskott signalerar dock att ökat fokus bör ligga på att utnyttja växtnäringen bättre för att minska risken för kväve- och fosforförluster. Som för den ekologiska mjölkgården behövs ökad säkerhet vad gäller näringsinnehållet i hemmaproducerat foder för att kunna optimera foderstaten bättre.

Samarbete mellan gårdar

Vi har vid flera tillfällen i rapporten nämnt samarbete mellan gårdar med olika produktionsinriktning som en möjlighet att förbättra växtnäringshushållningen och minska risken för utsläpp av övergödande ämnen inom det ekologiska lantbruket. Störst potential gäller framförallt för samarbete mellan mjölkgårdar och växtodlingsgårdar. Idag är inte ett nära samarbete mellan dessa gårdstyper vanligt men intresset är stort (Jan Hill, pers. komm.).

Mjölkgårdarna, framförallt de med relativt hög djurtäthet, kan genom samarbete med en växtodlingsgård få tillgång till en större spridningsareal för stallgödseln vilket möjliggör bättre möjligheter till spridning i rätt mängd och vid rätt tidpunkt och därmed ett effektivt utnyttjande av växtnäringen i gödseln. Dessutom kan de få en garanterad tillgång till bland annat ekologisk spannmål till sina djur. Tendensen i ekologisk mjölkproduktion idag är att man vid nyinvesteringar bygger för en högre djurtäthet än tidigare och från början planerar för ett samarbete med producenter av ekologisk spannmål, trindsäd och oljevaxter både för

inköp av foder och för spridning av stallgödsel (Thorsten Pedersen, pers. komm.).

Vi bedömer också att det finns en potential till förbättrad växtnäringshushållning på ekologiska växtodlingsgårdar om utökade samarbeten kommer tillstånd med djurgårdar. Fleråriga fodervallar kan bli möjliga att odla i större utsträckning även på växtodlingsgårdens areal istället för kortvariga gröngödslingsvallar och en säkrad tillgång på stallgödsel medför en ökad möjlighet att styra växtnäringsstillförseln till grödorna. Odlingsystem med flerårig vall och stallgödsel har även visat en högre avkastningspotential av exempelvis stråsäd än i odlingsystem med ettåriga gröngödslingsgrödor. En av de viktigaste orsakerna till detta är den fleråriga vallens förebyggande effekt mot ogräs.

Ett stort hinder för samarbete har varit (och är fortfarande i många delar av landet) långa avstånd mellan ekologiska mjölkgårdar och ekologiska växtodlingsgårdar. Under de senaste åren har dock den ekologiska mjölkproduktionen expanderat kraftigt, både i Skåne, Halland och Västra Götaland, vilket har ökat förutsättningarna för samarbete mellan växtodlingsgårdar och mjölkgårdar. I Skåne ligger inte de ekologiska växtodlingsgårdarna i den mest intensiva slättbygden utan mer i slättens utkanter vilket medför att avstånden till mjölkgårdar som ligger i Skånes mellanbygder inte är så stort (Thorsten Pedersen, pers. komm.). Dessutom har nyetableringen av ekologiska mjölkgårdar i Västra Götaland skett i områden som ligger närmare slättområden kring Trollhättan där många ekologiska växtodlingsgårdar ligger (Jan Hill, pers. komm.).



Slutsatser

Överskott av kväve och fosfor per hektar för en hel gård är ett bra nyckeltal för att bedöma risken för övergödande utsläpp. Nu finns sammanställda och statistiskt bearbetade växtnäringsbalanser från ett stort antal verkliga gårdar, vilket är ett nödvändigt underlag för att jämföra risker för övergödning från ekologisk produktion med den från konventionell produktion.

Växtnäringsbalanserna visade att de ekologiska gårdarna hade ett signifikant lägre överskott av kväve per hektar än de konventionella. Detta gällde för samtliga produktionsinriktningar. Kväveöverskottet var 17, 38 och 35 procent lägre för de ekologiska växtodlings-, mjölk- respektive köttgårdarna jämfört med de konventionella. Detta medför en generell lägre risk för övergödande kväveutsläpp.

Fosforöverskottet per hektar var signifikant lägre, 42 respektive 32 procent, för ekologiska mjölk- och köttgårdar, jämfört med motsvarande konventionella. Det var dock väsentligt högre för ekologiska jämfört med konventionella växtodlingsgårdar beroende på att gödslingen med organiska gödselmedel med hög fosforhalt ökat kraftigt de senaste åren. Denna ökning kan vara tillfällig.

Det fanns ett signifikant positivt samband mellan djurtäthet och kväveöverskott på både mjölk- och köttgårdar. Högre djurtäthet ger således större kväveöverskott. En annan viktig faktor var inköp av foder. Detta var speciellt tydligt på ekologiska och konventionella köttgårdar, som hade samma djurtäthet. De konventionella köttgårdarna köpte in tre gånger så mycket kväve via foder, vilket medförde ett större kväveöverskott per hektar på dessa gårdar.

Enskilda odlingsystemförsök kan inte representera situationen på verkliga gårdar. Växtföljder och gödsling skiljde sig i flera fall starkt mellan försökens ekologiska odlingsystem och systemen på de ekologiska gårdarna i Greppa näringen. Inte heller effekter av djurtäthet och foderinköp var inkluderade i försökens system med vall och stallgödsel. Odlingsystemförsök är ett viktigt komplement för att förstå riskerna för övergödning från olika komponenter på verkliga gårdar, men räcker inte för att bedöma risken för övergödning från den ekologiska produktionen i sin helhet.

Förbättrade gödslingsrekommendationer för organiska gödselmedel och restprodukter av olika kvalitet behövs för att uppnå ett högre växtnäringsutnyttjande, speciellt vad gäller fosfor, på ekologiska växtodlingsgårdar. Ökad kunskap behövs om växtnäringsinnehåll och frigörelse av växtnäring från gödseln. För att öka växtnäringsutnyttjandet behövs också en fortsatt satsning på ogräskontroll som minskar odlingsosäkerhet och risk för låga skördar i ekologisk produktion.

Det är viktigt att en god koppling mellan djurhållning och växtodling bibehålls i den ekologiska mjölkproduktionen för att växtnäringsöverskotten inte ska öka även när produktionsenheterna blir större. En förbättringspotential finns också i gödslingsstrategier för stallgödseln, framförallt till vall. I den ekologiska köttproduktionen behövs också strategier för att bättre utnyttja växtnäringen i gödseln, speciellt under betesperioden samt i djupströgödseln.

Ett utökat samarbete mellan främst växtodlingsgårdar och mjölkgårdar ger möjligheter till en förbättrad växtnäringshushållning för bägge gårdstyperna. Ett samarbete medför större spridningsarealer för mjölkgårdarnas gödsel och möjligheter till odling av fodervall på växtodlingsgårdarna. Fodervallen ger avsättning för vallskörden och en bra ogräskontroll. Tillgång till stallgödsel på växtodlingsgårdarna ger större möjligheter att styra växtnäringsstillförseln till grödorna.

Om man nyttiggör mer urban växtnäring i jordbruket minskar ackumuleringen av växtnäring i urbana områden vilket medför lägre risk för övergödande växtnäringsläckage från det urbana avfallet och avloppen.

Idag är kretsloppet mellan stad och land brutet och endast en liten del av mängden kväve och fosfor i den urbana växtnäringen återförs till jordbruket. Den absolut största potentialen till återförsel finns i avloppsprodukter. I urin och fekalier finns 42 000 ton kväve och 4 700 ton fosfor, vilket motsvarar 27 respektive 33 procent av mängderna i den handelsgödsel som används idag. Endast kväve och fosfor motsvarande 3 respektive 18 procent återförs via avloppsslam. Återförseln via slam begränsas dock av innehållet av föroreningar. Om all urin och alla fekalier källsorterades

och återfördes skulle jordbruket dels tillföras en stor mängd ren växtnäring och dessutom skulle utsläppen av kväve och fosfor från avlopp (från reningsverk och enskilda avlopp) minska kraftigt.

Matavfall utgör, med drygt 7 000 ton kväve och 1 300 ton fosfor, den andra stora potentialen för jordbruket. Av denna återförs idag endast cirka 7 procent. Den ökande rötningen av matavfall ökar återföringen. Avfall från livsmedelsindustrin innehåller växtnäring i samma storleksordning som matavfall, det återförs i stort sett helt till jordbruket, mest i form av foder.

Referenser

- Aronsson, H., 2000. Nitrogen Turnover and Leaching in Cropping Systems with Ryegrass Catch Crops. Doctoral Thesis. Agraria 214. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Aronsson, H., Torstensson, G. & Bergström, L. 2007. Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems in a clay soil. *Soil Use & Management* 23, 71-81.
- Askegaard, M., Olesen, J.E. & Kristensen, K. 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use & Management* 21, 181-188.
- Avfall Sverige, 2008a. Svensk Avfallshantering 2008.
- Avfall Sverige, 2008b. Den svenska biogaspotentialen från inhemska råvaror, Rapport 2008:02.
- Baky, A., Nordberg, Å., Palm, O., Rodhe, L. & Salomon, E. 2006. Rötrest från biogasanläggningar – användning i lantbruket. JTI-informerar nr 115, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Berry, P.M., Sylvester-Bradley, R., Philipps, L., Hatch, D.J., Cuttle, S.P., Reyns, F.W. & Gosling, P. 2002. Is the productivity of organic farms restricted by the supply of available nitrogen? *Soil Use and Management* 18, 248-255.
- Bleken, M.A., Steinshamn, H. & Hansen, S. 2005. High nitrogen costs of dairy production in Europe: Worsened by intensification. *Ambio* 34, 598-606.
- Carlsson, V. 2004. Kväveförluster och energianvändning på mjölkgårdar i västra Sverige. SIK-rapport Nr 714, Sik – institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Cederberg, C. & Mattsson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of clean production* 8, 49-60.
- Dahlin, A.S., Emanuelsson, U., McAdam, J.H., 2005. Nutrien management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* 21, 122-131.
- Delin, S. och L. Engström 2008. Kvävemineraliseringsförlopp efter gödsling med organiska gödselmedel vid olika tidpunkter, Precisionsodling 2008:1. SLU, Skara.
- Djurhuus, J. 1992. N-transformation and N-transport in a sandy loam and a coarse sandy soil cropped with spring barley, II. Nitrate leaching. *Tidsskrift för Planteavl* 96, 137-152.
- Edström, M., Malmén, L., Hansson, M., & Palm, O. Metoder för avfallshantering vid småskalig slakt. JTI-rapport 37, Kretslopp & avfall, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- EEG, 1986. Rådets direktiv 86/278/EEG, 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.
- EG, 2002. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1774/2002 av den 3 oktober 2002 om hälsobestämmelser för animaliska biprodukter som inte är avsedda att användas som livsmedel.
- EG, 2008. Kommissionens förordning (EG) nr 889/2008 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 834/2007 om ekologisk produktion och märkning av ekologiska produkter med avseende på ekologisk produktion, märkning och kontroll.
- Eltun, R., Korsaeath, A. & Nordheim, O. 2002. A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90, 155-168.
- Frankow-Lindberg, B. 2003. Kvantifiering av kvävefixering via baljväxter i fält. Rapport 5. Institutionen för växtproduktionslära, SLU.
- Gruber, N. & Galloway, J.N. 2008. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 45, 293-296.
- 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.
- Haugaard-Nielsen, H., Ambus, P. & Jensen, E.S. 2001. Interspecific competition, N use and interference with weeds in pea-barley intercropping. *Field Crops Research* 70, 101-109.
- Haugaard-Nielsen, H., Ambus, P. & Jensen, E.S. 2003. The comparison of nitrogen use and leaching in sole cropped versus intercropped pea and barley. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65, 289-300.
- Hållbarhet i svenskt jordbruk, 2007. SCB, Jordbruksverket, Naturvårdsverket och LRF. SCB-Tryck, Örebro.
- Jönsson, H. 2002. Urine separating sewage systems environmental effects and resource usage. *Water Science and Technology* 46, 333-340.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste - for utilisation in the URWARE model. Report 2005:6, Urban Water, Chalmers, Sweden. Download: www.urbanwater.org.
- Jordbruksstatistisk årsbok 2008. Sveriges officiella statistik. Jordbruksverket och Statistiska centralbyrån.
- Karlsson, S. & Salomon, E. 2001. Djupströgsödsel till vårsäd. Höst- respektive vårspridning av färsk och mellanlagrad djupströgsödsel. Lantbruk & Industri. JTI-rapport nr 288, JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Kirchman, H. & Pettersson, S. 1995. Human urine - Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research* 40, 149-154.
- Korsaeath, A. & Eltun, R. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 79, 199-214.
- KRAV, 2009. Regler för KRAV-certifierad produktion, KRAV ekonomisk förening, Utgåva januari 2009, Uppsala.
- Kvarnström, E., Emilsson, K., Richert Stintzing, A., Johansson, M., Jönsson, H., af Petersens, E., Schönning, C., Christensen, J., Hellström, D., Ovarnström, L., Ridderstolpe, P. och Drangert, J.-O. 2006. Urine diversion: one step towards sustainable sanitation, Rapport 2006-1, EcoSanRes.
- Lindén, B., Engström, L., Aronsson, H., Hessel Tjell, K., Gustafson, A., Stenberg, M. & Rydberg, T. 1999. Kvävemineralisering under olika årstider och utlakning på en mojord i Västergötland. Inverkan av jordbearbetningstidpunkter, flytgödseltillförsel och insädd fånggröda. *Ekohydrologi* 51, Inst för mark och miljö, Avd för vattenvård, SLU, Uppsala. (English abstract).
- Lindén, B. & Wallgren, B. 1993. Nitrogen mineralization after leys ploughed in early or late autumn. *Swedish Journal of Agricultural Research* 23, 77-89.
- Malgeryd, J. 2003. Spridning av gödsel i ekologisk odling (p. u. a. Jordbruksverket). JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Miljömålsrådet, 2007. Miljömålen I ett internationellt perspektiv. Utdrag ur Miljömålsrådets årsrapport Miljömålen I ett internationellt perspektiv, de Facto 2007.
- Myrbeck, Å., 1999. Växtnäringsflöden och –balanser på gårdar med olika driftsriktningar – En studie av 1 300 svenska gårdar. Meddelande från jordbearbetningeavdelningen Nr 30, Inst. för markvetenskap, SLU.

- Olesen, J., Hansen, E.M., Askegaard, M. & Rasmussen, I.A. 2007. The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. *Field Crops Research* 100, 168-178.
- Olrog, L. & Christensson, E. 2008. Användning av musslor och musselrester som gödselmedel i jordbruket, Rapport nr 1, Hushållningssällskapet Väst.
- Regeringen, 2005. Regeringens proposition 2004/05:150, Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag.
- REVAQ, 2008. Regler för certifieringssystemet REVAQ Återvunnen växtnäring Certifierat slam. Utgåva 1.1, 2008-04-25.
- Richert Stintzing, A., Rodhe L. & Åkerhielm H. 2001. Humanurin som gödselmedel -växtnäring, spridningsteknik och miljöeffekter. JTI-rapport nr 278, Lantbruk & Industri, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe, L. 2003. Ytmyllning av flytgödsel till vall – sparar kväve men kräver kraftigare traktor. JTI-informerar nr 103. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe, L., Richert Stintzing, A., Vestgöte, E., Salomon, E. & Karlsson, S., 2000. Kycklinggödsel – hantering, växtnäring och miljökonsekvenser. Teknik för lantbruket nr 87. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Salomon, E. 1999. Availability of potassium to clover and grass from soils with different potassium fertilization histories. Dissertation. Agraria 149. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Salomon, E. 2008. Stallgödselns kväveverkan på skörden – Litteraturgenomgång. JTI-rapport 367 Lantbruk & Industri. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Salomon, E., Malgeryd, J., Rogstrand, G., Bergström, J. & Tersmeden M. 2006. Halter av växtnäring och spårelement i lagrad gödsel från värphöns. JTI-rapport 349. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Salomon, E., Sundberg, M., Spörndyl E., Lindahl C., Lindgren K. & Gustavsson A. 2008. Flöden av kväve och fosfor på stora mjölkgårdar med olika betessystem - Litteraturgenomgång – Beräkningar – Riskbedömning. JTI-rapport 372, Lantbruk & Industri, JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- SCB, 2006. Gödselmedel i jordbruket 2004/05. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. MI 30 SM 0603. Statistiska centralbyrån.
- SCB, 2007a. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2005. MI 37 SM 0701. Statistiska meddelanden. Naturvårdsverket och Statistiska Centralbyrån.
- SCB, 2007b. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2005. MI 40 SM 0701, Jordbruksverket och Statistiska Centralbyrån.
- SCB, 2008a. Gödselmedel i jordbruket 2006/07. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden. MI 30 SM 0803, Statistiska centralbyrån.
- SCB, 2008b. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006. Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig industri. MI – Miljövärd.
- SFS 1998:899. Svensk författningssamling, Förordning (1998:899) om miljöhänsyn i jordbruket.
- SFS 1998:944. svensk författningssamling, Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.
- SJV, 2005a. Växtnäringsförsörjning inom ekologiska produktionsformer – rapport från projektet CAP:s miljöeffekter. Rapport 2005:13, Jordbruksverket, Jönköping, 98 sidor.
- SJV, 2005b. STANK in MIND. Manual, pdf på www.sjv.se, Växt, Miljö & Vatten, Växtnäring och gödsel, Dataprogrammet STANK in MIND, Beskrivningar och bakgrundsdata. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2007. Rotogräs. Råd i praktiken. Jordbruksinformation 2 – 2007. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2008a. 64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus. Rapport 2008:31, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2008b. Försäljning av mineralgödsel 2006/2007, Statistikrapport 2008:4. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2008c. Växtnäringsbalanser och kväveutlakning på gårdar i Greppa Näringen åren 2000-2006. Rapport 2008:25, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2008d. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2008. Rapport 2007:22. Växtnäringsenheten. Referens: Bertil Albertsson. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2008e. Uthålliga odlingsformer – försök med ekologisk och konventionell odling i 18 år. Jordbruksinformation 17 – 2008. Referens: Jonas Ivarsson. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJVFS 2004:62. Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring.
- SJVFS 2009:6. Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter (SJVFS 2006:84) om befattning med animaliska biprodukter och införsel av andra produkter, utom livsmedel, som kan sprida smittsamma sjukdomar till djur och människor.
- SJV, 2009. Gödselmedel för ekologisk odling 2009: Specialgödselmedel och stallgödsel. Jordbruksverket, Jönköping.
- SNFS 1994:2. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket, Naturvårdsverket, Stockholm.
- SNV, 1998. Fosforupplagring i svensk jordbruksmark. Rapport 4919, Naturvårdsverket Stockholm.
- SNV, 2002. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Rapport 5214, Naturvårdsverket, Stockholm.
- SNV, 2004. Kunskapsläget om enskilda avlopp i Sveriges kommuner, en enkätstudie. Rapport 5415, Naturvårdsverket, Stockholm.
- SNV, 2008a. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan. Rapport 5830. Delrapport, Naturvårdsverket, Stockholm.
- SNV, 2008b. Näring i kretslopp i Hulta by, Information fakta, Goda exempel, Vatten och avlopp, LIP – lokala investeringsprogram. Naturvårdsverket, Stockholm.
- SP, 2009a. Certifieringsregler för biogödsel, SPCR 120, Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- SP, 2009b. Certifieringsregler för kompost, SPCR 152, Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- Steineck, S., Gustafson, G., Andersson, A., Tersmeden, M. & Bergström, J. 1999. Stallgödselns innehåll av växtnäring och spårelement, Rapport 4974, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Steineck, S., Gustafson, A., Rickert-Stintzing, A., Salomon, E., Albiñ, A. & Sundberg, M. 2000. Växtnäring i kretslopp. SLU, Uppsala.
- Svenska Biogasföreningen (SBGF), Svenskt Gastekniskt Center AB (SGC) & Gasföreningen, 2008. Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter – goda svenska exempel, Rapport maj 2008.
- Svensson, L. & Lindén, B. 1998. Utnyttjande och förluster av kväve vid ytmyllning av flytgödsel. Teknik för lantbruket nr 65. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A. & Jönsson, H. 2006. Wastewater management integrated with farming - an environmental systems analysis of a Swedish country town. *Resources, Conservation & Recycling*, 47, 295-314.
- Torstensson, G., 1998. Doktorsavhandling. Agraria 98. Nitrogen Availability for Crop Uptake and Leaching. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G. 2003. Ekologisk odling – Utlakningsrisker och kväveomsättning. Ekologiska odlingsystem med respektive utan djurhållning på sandig grovmo i södra Halland. Resutat från perioden 1991-2002. *Ekohydrologi* 72, Inst. för markvetenskap, Avd för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Torstensson, G., Aronsson, H. & Bergström, L. 2006. Nutrient use efficiencies of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98, 603-615.
- Torstensson, G., Gustafson, A., Lindén, B. & Skyggesson, G. 1992. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord med handels- och stallgödselade odlingsystem i södra Halland. *Ekohydrologi* 28, Inst. för markvetenskap, Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala. (English abstract)

- Ulén, B., Aronsson, H., Torstensson, G. & Mattsson, L. 2005. Nutrient turnover and risk of waterborne phosphorus emissions in crop rotations on a clay soil in south-west Sweden. *Soil Use & Management* 21, 221-230.
- Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A-K., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J. & Stockdale, E.A. 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management* 18, 264-273.
- WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume 4, Excreta and greywater use in agriculture. <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg4/en/index.html> (2008-03-21)
- Wilsenach, J. & van Loosdrecht, M. 2003. Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 48, 103-110.
- Winkler, M., Vinnerås, B., Muskulus, A. & Clemens, J. 2009. Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology* 100: 4090–4096.
- Wivstad, M., Dahlin, A.S. & Grant, C. 2005. Perspectives on nutrient management in arable farming systems. *Soil use & management* 21, 113-121.
- Yara, 2009. Växtnärings Sortiment 2008/2009, <http://fert.yara.se/se/products/product_range/index.html> (2009-05-07).
- Öborn, I., Modin-Edman, A-K., Bengtsson, H., Gustafson, G.M., Salomon, E., Nilsson, S.I., Holmqvist, J., Jonsson, S. & Sverdrup, H. 2005. A systems approach to assess farm-scale nutrient and trace element dynamics: A case study at the Öjebyn dairy farm. *Ambio* 34, 301-310.

Personliga kommentarer

- Bengt Hansson, Envisys AB, 044-46 780
- Börje Johansson, Hultabygdens kretsloppsförening, 070-885 01 76
- Camilla Åhlund, ENA Energi AB, 0171-62 50 66
- Cecilia Linge, Greppa näringen, Jordbruksverket, 040 – 41 52 89
- Elisabeth Erichsen, Foderansvarig Agroetanol, 011-15 52 14
- Gösta Roempke, Hushållningssällskapet i Stockholms, Uppsala och Södermanlands län, 018 – 56 04 06
- Hanna Hellström, Biologisk avfallsbehandling, Avfall Sverige, 040-35 66 23
- Jan Hill, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 0501 – 60 58 24
- Olov Osmark, Miljöchef SCAN, 070-661 47 64
- Per-Johan Lööf, Vd Gyllebo Gödning, 0171-26 530
- Raynhardt Voigt, Kvalitetschef Kopparbergs bryggeri AB, 0580-88 353
- Stina Olofsson, Projektledare Greppa näringen, Jordbruksverket, 040 – 41 52 31
- Thorsten Pedersen, Jordbruksverket, 040 – 41 52 82
- Åsa Stenmarck, Avfallsbehandling, IVL, 08-598 56 366

Bilaga 1

Uppskattade potentialer för recirkulering av urban växtnäring till jordbruket hos olika urbana produkter samt hur stor del som idag återgår till jordbruket som gödselmedel och foder, räknat som ton kväve (N) och fosfor (P) per år.

RESTPRODUKT	Total potential i samhället (ton/år)		Idag till åkermark (ton/år)		Idag till foder (ton/år)		Potential som inte används idag att cirkulera (ton/år)	
	N	P	N	P	N	P	N	P
URBANA RESTPRODUKTER								
Avloppsprodukter								
Urin ¹	37 160	3 040	0	0	0	0	37 160	3 040
Fekalier ¹	5 070	1 690	0	0	0	0	5 070	1 690
Summa	42 230	4 730	0	0	0	0	42 230	4 730
Godkänt avloppsslam ²	4 350	2 790	1 310	840	0	0	3 040	1 950
– varav REVAQ-godkänt ³	800	510	640	410	0	0	160	100
Matavfall								
Köksavfall hushåll ⁴	6 520	1 110	410	70	0	0	6 110	1 040
Övrigt matavfall ⁵	1 250	310	120	30	0	0	1 130	280
Summa	7 770	1 420	530	100	0	0	7 240	1 320
Avfall livsmedelsindustri								
Slakteriavfall ⁶	1 820	1 220	1 250	660	420	540	150	20
Bryggeri ⁷	580	100	0	0	580	100	0	0
Mjölproduktion ⁸	930	210	0	0	930	210	0	0
Fruktsaft stärkelseindustri ⁹	100	10	0	0	100	10	0	0
Drank från brännerier ¹⁰	1 840	320	0	0	1 840	320	0	0
Sockerindustri ¹¹	2 200	990	220	400	1 980	590	0	0
Bageri ¹²	400	60	0	0	0	0	400	60
Förp livsmedelsavfall ¹³	240	60	70	20	130	30	40	15
Övrig livsmedelsindustri ¹⁴	290	40	80	10	150	20	70	10
Summa	8 400	3 010	1 620	1 090	6 130	1 820	660	105
TOTALT URBANA RESTPRODUKTER²	58 400	9 160	3 460	2 030	6 130	1 820	50 130	6 155
ÖVRIGA RESTPRODUKTER								
Agrodrank ¹⁵	8 580	980	510	90	8070	890	0	0
Musselrester ¹⁶	20 (200)	2 (20)	2	0,2	?	?	18 (198)	1,8 (20)
Park och trädg.avfall ⁹	950	190	0	0	0	0	950	190
Askåterföring ¹⁷	0	15	0	15	0	0	0	0
TOTALT	67 950	10 347	3 972	2 135	14 200	2 710	51 098	6 347

¹ Jönsson m.fl. 2005.

² SCB 2008b. Slam med godkända metallhalter, motsvarar 50 % av den totala mängden slam som innehåller 8 700 ton kväve och 5 600 ton fosfor. Om storskalig återförsel av urin och fekalier kommer till stånd kommer dock mängden fosfor i total mängd slam att minska i motsvarande mån. Slammet har inte inkluderats i potentialen eftersom innehållet av näring delvis överlappar innehållet i urin och fekalier, vilka är medräknade. Godkänt slam finns dock med i det som idag återförs.

³ Hansson pers.komm.; SCB 2008. Då ej exakt data om tillförseln till åkermarken finns, en del går idag till andra ändamål, så har detta beräknats utifrån att 80 % av totala mängden idag går till åkermark.

⁴ Avfall Sverige 2008b; Jönsson 2005; Hellström pers.komm.

⁵ Avfall Sverige 2008b; SNV 1996; Hellström pers.komm.

(fortsättning sid.61)

(fortsättning Bilaga 1.)

⁶ Avfall Sverige 2008b; Lööf pers. komm., Edström m.fl. 2006. Den totala näringspotentialen i slakteriavfallet är beräknad som summan av näringsinnehållet i de ca 12 000 ton slakteriavfall som idag blir köttbenmjöl (Lööf pers. komm.) och de resterande ca 33 500 ton kategori 3 avfall (klassificering enligt EG 2002) som uppkommer inom landet och som antagits ha en sammansättning enligt Edström m.fl. 2006. Varken avfall som idag blir kalciumfosfatmjöl för teknisk användning och/eller kategori 2-avfall, som det saknas behandlingsanläggning för i Sverige idag, är medräknat.

⁷ Avfall Sverige 2008b; Steineck 2000; Voigt pers.komm.

⁸ Avfall Sverige 2008b; Steineck 2000; NorFor 2009.

⁹ Avfall Sverige 2008b; SNV 1996.

¹⁰ Avfall Sverige 2008b; SBI Trading AB:s hemsida 2009.

¹¹ Jordbruksstatistisk årsbok 2008; SNV 1996.

¹² Avfall Sverige 2008b; Steineck 2000. Skal och avrens som i huvudsak går till förbränning.

¹³ Avfall Sverige 2008b; Hellström pers. komm.; NV 1996. Ungefär 50% av det förpackade livsmedelsavfallet är bageriprodukter.

¹⁴ Avfall Sverige 2008b; Hellström pers.komm; NV 1996. Från fiskindustri, kycklingslakteri, äggproduktion, övrig grönsaksindustri, m.m.

¹⁵ Erichsen pers. komm.; Lööf pers. komm. Överskott av Agrodrank går som gödselmedel. År 2009 beräknades ca 30 000 ton gå som gödselmedel. Dock är målsättningen att allt ska gå till foder.

¹⁶ Olrog m.fl. 2008. Siffrorna i parentes baseras på att forskare vid Kristinebergs Marina Forskningsstation har målsättningen att odlingen av blåmussla ska öka från dagens 5 000 till 50 000 ton per år.

¹⁷ Visby Energi AB 2009; ENA Energi AB 2009. Idag eldas i värmeverk biobränslen från åker och skog i huvudsak tillsammans i blandbränslemixar som ger mycket olika kvalitet på askan, varför den angivna potentialen är låg. Till denna kommer aska från egen användningen av ovanstående bränslen på gårdar som idag används på åker i varierande omfattning.

Centrum för uthålligt lantbruk – CUL – är ett samarbetsforum för forskare och andra med intresse för ekologiskt lantbruk och lantbrukets hållbarhetsfrågor. CUL arbetar med utveckling av tvärvetenskapliga metoder och samplanering av insatser för

- forskning
- utvecklingsarbete
- utbildning
- informations spridning



CUL
Box 7047
750 07 Uppsala
www.cul.slu.se