



Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Lars Bergström och  
Barbro Ulén

# Utredning om effekterna på kväveut- lakning vid övergång till ekologisk odling

Investigation of the effects of conversion to ecological (organic)  
agriculture on nitrogen leaching

---

Ekohydrologi 56

Uppsala 2000

Avdelningen för vattenvårdslära

Swedish University of Agricultural Sciences

ISRN SLU-VV-EKOHYD--56--SE

Division of Water Quality Management

ISSN 0347-9307

## Innehållsförteckning

Projektbeskrivning och sammanfattning	1
Resultat från en fältstudie	
Läckage av växtnäring med organiska gödselmedel och vid vallbrott i samband med omställning till ekologisk odling	7
Modellberäkningar	
Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne, (Delrapport 1)	13
Simulerad kväveutlakning i olika odlingssystem förlagda till Västra Götaland, (Delrapport 2)	31
Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Säby i Uppland, (Delrapport 3)	37
Inverkan av några olika faktorer på den beräknade utlakningen – känslighetsanalys, (Delrapport 4)	43
Sammanställning av internationell litteratur	
Är övergång till ekologisk odling ett sätt att minska utlakningen av kväve?	49
Summery	75

## Utredning om effekterna på kväveutlakning vid övergång till ekologisk odling

Investigation of the effects of conversion to ecological (organic) agriculture on nitrogen leaching

*Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Lars Bergström och Barbro Ulén  
Avdelningen för vattenvårdslära, SLU*

### Projektbeskrivning

Regeringen gav under hösten 1998 Statens jordbruksverk i uppdrag att lämna förslag till sektorsmål för jordbruket. Syftet med förslagen är att de ska bidra till att uppnå det sektorsövergripande miljö kvalitetsmålet "Ingen övergödning" liksom tillhörande delmål vilka innebär att de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven skall minska med 40 % jämfört med 1995 års nivå. I uppdraget ingår även att bl.a. utarbeta och lämna förslag till ett förstärkt åtgärdsprogram för minskade växtnäringsförluster från jordbruket i syfte att nå de alternativa förslag till sektorsmål som Jordbruksverket föreslår.

Jordbruksverket har även på uppdrag av regeringen lämnat förslag till ett nytt mål för ekologisk produktion. Jordbruksverket förelår en fördubbling av den ekologiskt odlade arealen och en ännu större ökning av den ekologiska djurhållningen fram till år 2005. I samband med detta uppdrag skulle också påverkan på andra miljömål och eventuella målkonflikter tas i beaktande.

Avdelningen för vattenvårdslära vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), fick i oktober 1999 i uppdrag av Jordbruksverket att utreda effekterna på kväveutlakningen vid övergång till ekologisk odling, och om ekologisk produktion kan ses som en åtgärd för att minska läckaget. Uppdraget bestod av tre delar:

1. Att som bakgrund göra en grov sammanställning av de fakta med avseende på kväveutlakning som finns om kvävetillförsel sker genom utnyttjande av baljväxter (såsom klöver/åkerböna/ foderärt och särskilt genom grön gödsling) respektive stallgödsel eller handelsgödsel.
2. Att utifrån nämnda delar utföra modellberäkningar med hjälp av SOIL-SOILN-modellerna på kväveutlakning i olika odlingsystem vid olika driftsinriktningar inom områden med olika klimatförhållanden och olika jordarter.
3. Att göra en bedömning av påverkan på kväveutlakningen på nationell nivå vid en ökning av ekologisk produktion i landet.

Av Jordbruksverket utvaldes tre områden i södra och mellersta Sverige som har olika förutsättningar för odling med avseende på klimat, nederbörd, jordart etc. Dessa områden var Skåne/Halland, Västra Götaland och Uppland.

## 1. Faktasammanställning

### *I. Internationellt publicerad litteratur*

Faktasammanställningen har utförts som en genomgång av den internationellt publicerade litteraturen rörande utlakning från odlingsystem som har relevans i detta sammanhang. Det måste understrykas att materialet är begränsat men att vissa huvudlinjer kan skönjas i utlakningsbilden från konventionella och ekologiska system. Rapporten är betitlad - "Är övergång till ekologisk odling ett sätt att minska utlakningen kväve från åkermark?" Eftersom slutsatserna i rapporten har sitt underlag i internationell litteratur så är det inte det explicit svenska som slår igenom utan mer generella egenskaper hos systemen. Materialet är också heterogent och det gäller framför allt olikheter i de experimentella betingelser (växtföljd, tidigare markanvändning, jordtyp, gödslingsintensitet etc.) som har en avgörande betydelse för utlakningens storlek. Detta i sin tur gör att en strikt jämförelse vad gäller utlakning vid ekologisk resp. konventionell odling är mycket svår att göra. Trots dessa svårigheter anser vi att man kan komma fram till följande slutsatser och sammanfattande synpunkter:

- En lägre kvävetillförsel i ekologiska odlingsystem jämfört med konventionella system, och därmed lägre skörd, leder oftast till lägre kväveutlakning i ekologiska system. Om man tar hänsyn till detta och jämför utlakning per tillförd 'kväveenhet', är det emellertid ingen skillnad i kväveutlakning mellan de båda odlingsystemen. Samma resonemang kan föras när det gäller utlakning per skördad enhet. Vid samma skörd blir kväveutlakningen i ekologiska system minst lika stor som i konventionella odlingsystem.
- Vilka grödor som ingår i växtföljden och hur mycket mark som är vinterbevuxen är två av de viktigaste faktorerna som bestämmer kväveutlakningens storlek, oberoende om odlingsystemet är ekologiskt eller konventionellt.
- Det finns starka indikationer som tyder på att den reducerande effekt som perenna vallar har på kväveutlakning i konventionella odlingsystem är betydligt mer begränsad i ekologiska system, sannolikt beroende på den höga baljväxtandel som är vanlig i ekologiskt odlade vallar.
- Eftersom grödan har en så stor betydelse för kväveutlakningens omfattning, oberoende av odlingsystem, måste vi bibehålla (och om möjligt förbättra) flexibiliteten i våra odlingsåtgärder och upplägg av växtföljder. Detta är betydligt svårare i ekologiska odlingsystem än i konventionella, p.g.a. att ekologisk odling är beroende av baljväxter för sin kväveförsörjning. Om man förlitar sig på baljväxtkväve finns det mycket små möjligheter att styra kvävetillförseln till grödan och därmed begränsa kväveutlakning.
- I odlingsystem med djur, och därmed tillförsel av stallgödsel som kvävekälla till åkermark, är kväveutlakningen oftast högre än i system utan djur. Detta beror huvudsakligen på att stora mängder av stallgödselkväve finns kvar i marken efter skörd och att man får dåligt samspel mellan kvävetillgång och grödans upptag av kväve.
- En minskning av kväveutlakning från åkermark är inte en fråga om ekologisk eller konventionell odling, utan snarare om användande av ändamålsenliga motåtgärder. Denna insikt behöver styra vårt tänkande i utveckling av miljömässigt uthålliga system. Den förmodligen viktigaste åtgärden för att uppnå långsiktigt uthålliga system, med minimerad

kväveutlakning, är dock att se till att kvävetillförseln är i balans med upptaget, vilket inte minst gäller tillförsel av stallgödsel. Detta kräver sannolikt att gödslingsnivån ligger något under vad som idag anses som ekonomiskt optimalt.

## *II. Vallbrott – fältstudie i samband med omställning (specifikt svenska förhållanden)*

Sammanställningen är betitlad "Läckage av växtnäring med organiska gödselmedel och vallbrott vid omställning till ekologisk odling". Förändrat kväveläckage i samband med omställning till ekologiskt jordbruk studerades på en mellansvensk lera. Kväveläckaget mättes under en nioårsperiod, fyra år med konventionell odling och fem år därefter med omställning. För att förstå faktorer som påverkar nitratläckaget simulerades också kväveflödena med hjälp av två kopplade simuleringsmodeller (SOIL och SOILN). Växtföljden på fältet var; korn med insådd 1985, fyra år med gräsklövervall 1986-1989, höstvetete 1990, havre med insådd 1991 och två år med gräsklövervall 1992-1993.

Nitratläckaget förhöjdes kraftigt under de första åren efter omställningen till följd av tidigt vallbrott och höstgödsling med stallgödsel före höstvetete. I stället för att plöjas tidigt borde vallen ha plöjts så sent som möjligt och följts av vårsäd. Simuleringen med modellerna visade att marken innehöll ungefär samma mängder kväve under tre jämförbara år före och efter omställningen. Utlakningsökningen får här betecknas som en miss i arbetet och skulle ha kunnat undvikas med utökad kunskap hos odlaren om de riskmoment för förhöjt läckage som föreligger i samband med vallbrott.

## **2. Modellberäkningar**

Resultaten från dessa beräkningar finns redovisade i Delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne"; Delrapport 2 - "Simulerad kväveutlakning i olika odlingssystem förlagda till Västra Götaland" samt Delrapport 3 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Säby i Uppland". I dessa beräkningar har de aktuella försökens odling, gödsling mm följts så exakt som möjligt, enligt de rapporter och annat beräkningsunderlag som har stått till förfogande. De modellberäknade utlakningsnivåerna överensstämmer väl med vad som uppmätts vid odling av motsvarande grödor i olika utlakningsförsök och skiftesundersökningar inom respektive region.

### *I. Odlingsystem i Skåne/Halland*

För det södra beräkningsområdet (Skåne/Halland) kan beräkningar sägas representera nuläget (=1990-talet) i både ekologiska och konventionella odlingssystem. Odlingen i alla odlingssystem uppfyller lagens bokstav vad gäller kraven på vintergrön mark men i de konventionella systemen har i övrigt inga egentliga åtgärder satts in för att minska kväveutlakningen. Kvävegödslingen till några grödor var också uppenbart överoptimal (+10-15%) i förhållande till den aktuella skördenivån i dessa system. I de ekologiska odlingssystemen odlades oftast insådda fånggrödor där så var möjligt. Data från två försöksplatser utnyttjades, Bollerup (lättilera) och Önnestad (sandjord). Beräkningarna omfattade fyra olika odlingssystem; konventionell odling, med resp. utan nötkreaturshållning samt ekologisk odling med resp. utan nötkreaturshållning.

Resultaten visar att kväveutlakningen per hektar, som genomsnitt för olika jordarter, i nuläget var 10-15% lägre i de studerade ekologiska odlingssystemen jämfört med de konven-

tionella odlingssystemen, men också att kväveutlakningen räknad per kilo skördat kväve i de ekologiska odlingssystemen var ca 35% högre i odlingssystem utan djurhållning och ca 12% högre i odlingssystem med djurhållning.

Den genomförda känslighetsanalysen (Delrapport 4) visade att bl.a. de förekommande överoptimala gödslingarna, svarade för en stor del av utlakningsskillnaden.

## *II. Odlingssystem i Västra Götaland*

Tyvär befanns det tillgängliga försöksunderlaget från Västra Götaland vara allför ofullständigt för att kunna användas för en oberoende modellberäkning. För att trots detta få en viss uppfattning om hur relationen mellan de tidigare studerade Sydsvenska odlingssystemen skulle påverkas i en något kallare klimatzon och på jordar med högre lerhalt har simulerade utlakningsresultat för Västra Götaland tagits fram med Bollerups-data som underlag. Alla skörde- och gödslingsnivåer bibehölls lika som i Bollerup. Däremot justerades tidpunkten för tillväxtens start på våren, avslutad tillväxt på hösten samt tidpunkten för "sen höstplöjning" som en konsekvens av den nordligare klimatzonen. Detta får bl.a. som konsekvens att kväveupptaget i höstväxande grödor blir mindre under hösten, men det kallare klimatet bidrar också till att mindre utlakningsbart kväve hinner frigöras under hösten.

Den relativa skillnaden i kväveutlakning mellan ekologiska och konventionella odlingssystem minskade något till följd av övergången till en kallare klimatzon. I absoluta tal blev den beräknade kväveutlakningen omkring 40% lägre i Västra Götaland än vid Bollerup. De totala kväveförlusterna var dock i samma storleksordning, eftersom de beräknade denitrifikationsförlusterna blev betydligt större på den styvare lerjorden i Västra Götaland.

## *III. Odlingssystem i Uppland*

Försöket, vars publicerade resultat utgjorde underlag för beräkningarna, genomfördes i slutet av 1980-talet och omfattade bara tre odlingssystem; konventionell odling utan djur, ekologisk odling utan djur samt ekologisk odling med djur (nötkreatur). Odlingssystemen kan med tanke på växtföljder och gödslingsintensitet ses som väl representativa för området ifråga och som en beskrivning av odlingen även i nuläget. Det enda frågetecknet är potatisodlingen i det ekologiska odlingssystemet utan djur, vilket troligen är tämligen ovanligt med tanke på den aktuella jordarten (lättilera - mellanlera). Ingen uppenbar överoptimal gödsling förkom i det konventionella odlingssystemet.

Kväveutlakningen i det konventionella odlingssystemet och det ekologiska med djur var lika stora. Däremot var utlakningen per hektar i det ekologiska odlingssystemet utan djur 25% högre än i motsvarande konventionella system, och räknat per kilo skördat kväve ca 55% högre. Även om man försöker räkna bort effekten av potatisgrödan, som i alla odlingssystem ger en förhållandevis hög utlakning, blir medelutlakningen ändå ca 20% högre per hektar och ca 45% högre per kilo skördat kväve. Den helt dominerande orsaken till den högre utlakningen i detta odlingssystem var att grüngödslingsvallen bröts (plöjdes ned) tidigt på hösten, före sådd av höstvet, vilket förorsakade en mycket hög utlakning under den efterföljande vintern.

Nedplöjning av en grüngödslingsvall innebär att stora mängder organiskt bundet kväve tillförs marken, ofta i storleksordningen 250-400 kg N/ha. Ungefär hälften av detta kväve finns i den gröna, ovanjordiska bladmassan. Om marktemperaturen är tillräckligt hög, som t.ex. i augusti-september, börjar framförallt den gröna växtmassan brytas ned nästan omedelbart efter plöjningen, varvid kvävet som den innehåller till stor del snabbt frigörs som

utlaknings- eller växtupptagbart kväve. Till detta kommer den frigörelse av kväve (30-50 kg N/ha) som alltid sker under hösten från markens äldre organiska kväveförråd. En nysådd höstgröda har ingen som helst möjlighet att ta tillvara mer än en bråkdel av de frigjorda kvävemängderna under hösten, återstoden av det frigjorda kvävet kommer till betydande del att förloras genom utlakning och denitrifikation. I de Sydsvenska försöken bröts grüngödslingsvallen sent på hösten (november) vilket gjorde att frigörelsen av utlakningsbart kväve bromsades upp kraftigt vid vinterns inträde. Känslighetsanalysen visade att om plöjningen i de Sydsvenska försöken hade tidigarelagts en månad skulle kväveutlakningen efter grüngödslingsvallen ökat med 25-50%.

### 3. Påverkan på kväveutlakningen vid en framtida ökning av ekologisk odling

För att göra en realistisk bedömning av vilken effekt en framtida utökad ekologisk odling kan få på kvävebelastningen måste man ta hänsyn till vilka kommande förändringar med betydelse för kväveutlakningen som kan förväntas i respektiva odlingssystem. I det förslag till förstärkt åtgärdsprogram för perioden fram till 2005 som Jordbruksverket lämnat till Jordbruksdepartementet behandlas de föreslagna åtgärderna i olika steg, från förändringar inom den befintliga jordbruksdriften till mer drastiska omläggningar av drift eller användning av åkermark. Det första steget, som avser alla jordbruksformer, inkluderar bl.a. enkla, och rätt självklara, åtgärder som behovsanpassad gödsling och ändrade regler eller rekommendationer för vallbrott och höstspridning av stallgödsel. Detta delsteg anses i huvudsak kunna klaras med ökade rådgivningsinsatser och i vissa fall justerade gödslingsrekommendationer, och utan några större kostnader för vare sig samhället eller jordbruket. Till de mera drastiska, och dyrare, förändringarna hör bl.a. minskat djurantal, införande av permanent träda och nyanläggning av våtmarker. Hit torde också ökad omläggning till ekologisk produktion kunna räknas.

Det förefaller därför rimligt att bedöma effekterna av en utökad ekologisk odling utifrån de utlakningsnivåer i respektive odlingssystem som kan förväntas efter att man genomfört åtminstone en del av det första steget, förändringarna inom den befintliga jordbruksdriften. I den känslighetsanalys som genomförts beräknades utlakningen från de konventionella odlingssystemen då flertalet uppenbart överoptimala gödslingar med handelsgödsel justerats ned till i närheten av grödans aktuella behov (Delrapport 4). Några motsvarande beräkningar i de ekologiska systemen har av förklarliga skäl inte kunnat göras. Den närmast jämförbara åtgärden i något av de ekologiska odlingssystemen vore att senarelägga den tidiga plöjningen av grüngödslingsvallen i det uppländska försöket. Det skulle dock kräva att den efterföljande höstvetegrödan ersattes med en fiktiv vårsådd gröda. Resultatet av en sådan beräkning skulle bli alltför beroende av vilka antagna skördar etc. som denna påhittade gröda åsattes.

#### *Beräknad påverkan på kväveutlakningen*

Då det mesta av den överoptimala gödslingen i Skåne/Halland och Västra Götaland tagits bort blev kväveutlakning per hektar i genomsnitt ca 3-4% lägre i de ekologiska odlingssystemen jämfört med de konventionella. Uttryckt i absoluta tal motsvarar det en skillnaden på mellan 0,5 och 1 kg N/ha o. år.

Det måste dock betonas att denna skillnad är synnerligen instabil. Insättning av ytterligare någon motåtgärd mot kväveutlakningen i de konventionella odlingssystemen, utöver den justerade kvävegödslingen, som t.ex. senarelagd höstplöjning efter stråsäd eller en insådd fånggröda i någon av grödorna skulle med all sannolikhet kasta om skillnaden till de konven-

tionella odlingssystemens fördel. En annan förutsättning är att grüngödslingsvallarna i de ekologiska systemen alltid plöjs lika sent på hösten som i de aktuella försöken, en månads genomsnittlig tidigareläggning av denna plöjning kan vara tillräckligt för att spolia skillnaden.

För att medelutlakningen i det ekologiska odlingssystemet utan djur i det uppländska försöket (med effekten av potatisgrödan borträknad) ska komma ner i nivå med det konventionella systemet krävs att utlakningen efter grüngödslingsvallen sänks med minst 60%. Det borde vara möjligt genom att plöja vallen sent på hösten (oktober), men medför samtidigt en risk för ökad utlakning efterföljande vinter.

## Sammanfattning

I ekologisk odling är kväveintensiteten generellt lägre vilket verkar i riktning mot minskad utlakning. Samtidigt är odlingen helt beroende av organiskt kväve i form av stallgödsel och kvävefixerande grödor vilket leder till ökad risk för utlakning eftersom det är svårare att styra frigörelsen av kväve från det organiska materialet. Kväveutlakningens storlek beror därför i huvudsak på andra åtgärder som t.ex.: den enskilda växtodlingens utformning, bearbetningsstrategier, hur stallgödseln används och inte minst på den enskilde odlarens kunskap, intresse och noggrannhet. Om den externa kvävetillförseln sker med baljväxter eller på annat sätt i ett väl utformat odlingssystem, har mindre betydelse.

Den sammanfattande slutsatsen utifrån denna litteratur- och modellstudie måste bli att:

- Det har inte gått att påvisa att en utökad ekologisk odling skulle bidra med någon säkerställd minskning av kväveutlakningen utöver vad som kan åstadkommas med relativt små förändringar inom den konventionella odlingen.
- Uttryckt som kilo utlakat kväve per hektar blev den genomsnittliga beräknade kväveutlakningen i flertalet fall något lägre i de ekologiska odlingssystemen, men skillnaden är osäker. Små förändringar av odlingsåtgärderna i endera odlingssystemet kan kasta om förhållandet.
- Den beräknade utlakningen uttryckt per kilo skördat kväve (per producerad enhet) var högre i de ekologiska odlingssystemen än i de konventionella.
- På lätta jordar klarar inget av de studerade odlingssystemen att uppfylla EU-haltmålet på 10 mg N/l i avrinnande vatten.

I de studerade ekologiska odlingssystemen utnyttjades redan flera av de nu kända motåtgärderna mot kväveutlakning, men trots det var de genomsnittliga kvävehalterna i avrinnande vatten för höga. Den stora utmaningen för det framtida forsknings- och utvecklingsarbetet blir därför att försöka utveckla de ekologiska odlingssystemen ytterligare. I de konventionella systemen finns en betydande, ännu ej utnyttjad, potential att närma sig haltmålet med hjälp av t.ex. insådda fånggrödor och senarelagd bearbetning, men även i dessa odlingssystem krävs fortsatta forskningsinsatser.



# Läckage av växtnäring med organiska gödselmedel och vid vallbrott i samband med omställning till ekologisk odling

*Barbro Ulén, avd vattenvårdslära, SLU*

## INLEDNING

Ekologisk odling baseras på en växtnäringsbalans med tillförsel av stallgödsel eller annat organiskt gödsel. Organiskt material kan öka risken för näringsläckage genom jorden. Organisk beläggning kan minska mineralpartiklarnas förmåga att binda fosfor och därmed öka läckaget (House *et al.*, 1998). Vattenlösliga organiska syror som bildas vid nedbrytningen kan frigöra fosfater genom anjonbyte så att fosforläckaget ökar. Fosfor finns också inkaplat i det organiska materialet vilket kan läcka ut och senare frigöra fosfor. Organiskt kväve har också associerats med stora kväveförluster (Kemppainen, 1995). När kvävegödsel tillförs i form av stallgödsel kan det bli svårt att synkronisera kvävetillgången så att mineraliseringen sker lagom till att grödan kan ta upp kvävet. Ekologisk odling inbegriper ofta vårsådd spannmål som fått stora mängder stallgödsel föregående höst och detta innebär ett potentiellt nitratläckage (Hansen & Svendsen, 1994). I det långa loppet kan mineraliseringsförmågan förändras om mängderna av organiskt kväve och organiskt kol i marken blir annorlunda (van Faassen & Lebbink, 1994).

Ekologisk odling har ofta en växtföljd med mycket tvååriga klövervallar eftersom de kan tillföra mycket kväve genom fixering. Sådana vallar kan vanligen fixera 300-500 kg N ha<sup>-1</sup> (Høgh Jensen & Kristensen, 1995; Peoples *et al.*, 1995). Från ekologiska vallar, liksom från konventionella vallar, är kväveläckaget litet under själva odlingsperioden, men det kan ske en avsevärd mineralisering efter vallbrottet. Den i ekologisk odling vanliga metoden att bryta vallen tidigt och så in höstveten efteråt kan därför betyda allvarligt risk för läckage (Heard, 1965; Stokes *et al.*, 1992; Shepherd *et al.*, 1996). Om stallgödsling på hösten kombineras med vallbrott kan risken för kväveläckage bli än mer allvarligt.

## GÖDSLING MED ORGANISKA GÖDSELMEDEL - LYSIMETERFÖRSÖK - FOSFOR

Läckage och balans av fosfor studerades i ostörda lysimetrar (Ulén, 1999a) med fyra olika jordar (lerjord, mullrik lerjord, sandjord och uppgödslad sandjord). De tre förstnämnda gödslades med stallgödsel av nöt eller oorganiskt handelsgödsel. En sjuårig växtföljd odlades som i huvudsak bestod av: två inledande år med vall, tre år med vårsäd och insådd fånggröda då den mesta av den organisk gödseln eller handelsgödseln tillfördes, följt av två avslutande år med vall. Mängden tillsatt stallgödsel motsvarade maximal djurtäthet (1,6 djurenheter ha<sup>-1</sup>). Till den uppgödslade sandjorden sattes gröngödselkompost eller handelsgödsel. Nästan samma mängder av fosfor och kväve tillsattes i form av handelsgödsel, stallgödsel eller gröngödsel i samtliga lysimetrar.

Flödesvägda medelkoncentrationer av fosfor från lysimetrar gödslade med stall-gödsel/gröngödselkompost resp handelsgödsel (Tabell 1) visade vid upprepad variansanalys att det inte var någon signifikant påverkan från organiska gödselgivar. Eftersom inga signifikanta skillnader uppmättes i fosforläckaget indikerades att i ett kortare tidsperspektiv, i samband med en omställning till ekologisk odling, borde gödsling med organiskt gödsel inte innebära ökande fosforförluster. I motsats till gödseltypen hade däremot jordtypen en mycket stor betydelse för fosforhalten i vattnet. Den mycket höga fosfatkoncentrationen i läckage-vatten från två sandjordar (0,48 och 3,54 mg l<sup>-1</sup>) pekade på en allvarlig risk för att förorena grundvatten-

kvaliteten under dessa jordar. Denna studie visade också att ungefär samma mängder fosfor fördes bort med skörden som tillfördes med gödslingen så att odlingen baserad på stallgödsel var lika välbalanserad som odling baserad på handelsgödsel.

**Tabell 1.** Årlig flödesvägda medelkoncentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) av totalfosfor i läckagevatten från fyra jordar beroende på typen av gödsling

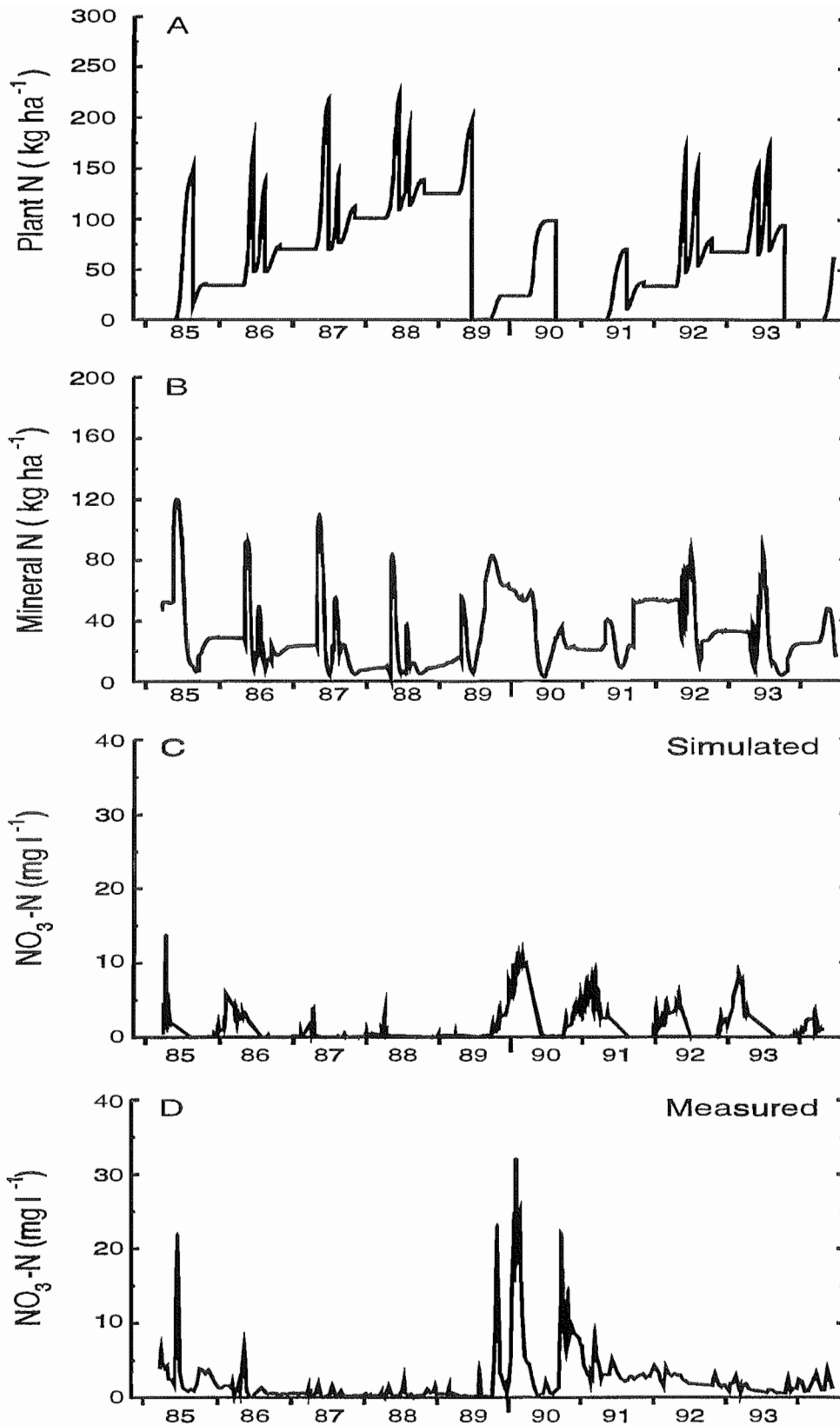
	Totalfosfor	
	Handelsgödsel	Stallgödsel / grön gödselkompost
1991/92	0,56	0,44
1992/93	0,79	0,93
1993/94	0,77	0,70
1994/95	1,43	1,50
1995/96	0,92	1,50
1996/97	1,33	1,62
1997/98	1,58	1,62

## VALLBROTT - FÄLTSTUDIE - KVÄVE

Förändrat kväveläckage under perioden som följde i samband med omställning till ekologisk jordbruk studerades på en mellansvensk lera (Ulén, 1999b). Kväveläckaget mättes under en nioårsperiod, fyra år med konventionell odling och fem år därefter med omställning. För att förstå faktorer som påverkar nitratläckaget simulerades också kväveflödena med hjälp av två kopplade simuleringsmodeller (SOIL and SOILN; Jansson 1991, Johnsson *et al.*, 1987). Den förra är en vatten- och värmemodell, medan den senare beskriver kväveomvandlingar och kvävetransporter i marken. Växtföljden på fältet var; korn med insådd 1985, fyra år med gräsklövervall 1986-1989, höstvetete 1990, havre med insådd 1991 och två år med gräsklövervall 1992-1993. Omställningen till ekologisk odling började 1989 när fyraårvallen bröts tidigt på säsongen. Den stubbearbetades två gånger, 14 juli och 4 augusti, och plöjdes ner helt den andra september tillsammans med en stallgödselgiva, varefter man sådde höstvetete. Efter en havregröda med insådd bröts 60 % av vallarealen sent i oktober 1993. I genomsnitt tillfördes 106 kg handelsgödselkväve och 12 kg stallgödselkväve  $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$  under den konventionella odlingsperioden och 51 kg stallgödselkväve  $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$  efter omställningen.

På grund av större skördar vid konventionell odling simulerades större växtupptag under den konventionella period än under den ekologiska (Figur 1A). En successiv uppbyggnad av växtmaterial beräknades ske. I simuleringen kvarstod totalt 110 kg  $\text{ha}^{-1}$  växtmaterialkväve efter det att vallen skördats 1989 och detta var därför tillgängligt för mineralisering tillsammans med det organiska kvävet i den tillsatta stallgödseln. Höga halter mineralkväve ( $90 \text{ kg ha}^{-1}$ ) simulerades under höst och vinter omedelbart efter omställningen (Figur 1B). Kväveupptaget av höstvetetet under hösten 1989 var litet jämfört med detta mineralkväve-innehåll i jorden.

Vid simulering med modellen beräknas vanligen ett mindre kväveläckage än vad som uppmätts eftersom modelleringen inte inbegriper den snabba transport som kan ske från matjorden via makroporflöde. Under den tidiga fasen av ekologisk odling var nitratläckaget ovanligt stort för regionen. Den simulerade mängden kväve var  $14 \text{ kg ha}^{-1}$ , medan den uppmätta var  $22 \text{ kg ha}^{-1}$  under 1989/90. Om man emellertid antar att man istället inte tillsatte något stallgödsel och plöjde upp vallen sent (26 november) simulerades nitratläckaget att bara vara  $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$  under 1989/90. Under de två år som följde det tidiga vallbrottet var nitratläckaget dubbelt så stort som under de andra sju åren tillsammans. Under denna period var nitratläckaget litet, i medeltal  $2,7$  (simulerat) och  $3,5$  (uppmätt)  $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ .



Figur 1. A) Simulerat kväveupptag hos grödan, B) simulerat mineralkväve i marken C) simulerat nitratkväve i dräneringsvattnet och D) uppmätt nitratkväve i dräneringsvattnet.

Vid simulering beräknades att mycket av växtkvävet var tillgängligt för mineralisering redan efter två år med ekologisk vall. Dessa vallar bör därför plöjas så sent på säsongen som möjligt och följas av vårgröda. Man bör också välja en gröda med djupt rotsystem efter vallen för att minska läckagerisken.

Markens kvävebudget under ett år med vårsäd följt av två år med vall jämfördes före och efter omställningen (Tabell 2) Nederbörden var likartad under dessa perioder (1787 respektive 1732 mm). Under båda perioderna karaktäriserades båda systemen av ungefärlig balans av till- och bortförsel med bara en mindre nettotillförsel av organiskt kväve till marken (26 respektive 14 kg ha<sup>-1</sup>). Under den konventionella perioden beräknades grödan ta upp mycket av markens mineralkväve, men efter omställningen beräknades kvävefixering från luften stå för en större andel. Under perioden efter omställningen beräknades mer organiskt kväve ackumuleras i jorden efter vallbrott. Den organiska poolen i marken beräknades inte att öka efter omställningen, men variationen i storleken av den organiska poolen i marken simulerades att vara större under den ekologiska perioden än under den konventionella perioden (2,5 respektive 1,5 %).

## SAMMANFATTNING

I en sjuårig lysimeterstudie var den ekologiska odlingen lika välbalanserad med avseende på fosfor som odling baserad på handelsgödsel och det fanns inga skillnader i fosforläckage. Ur ett kort tidsperspektiv borde därför inte ekologisk odling innebära ökade risker för fosfor-läckage.

Ett tidigt vallbrott följt av stallgödning och höstvetegröda på ett fält innebar däremot att nitratläckaget förhöjdes mycket kraftigt under de första åren efter omställning. I stället för att plöjas tidigt borde vallen plöjas så sent som möjligt. Simulering med en kvävemodell visade att marken innehöll ungefär samma mängder kväve under tre jämförbara år före och efter omställningen.

**Tabell 2.** Simulerat kväveflöde under två treårsperioder: 20/3 1985-19/3 1988 (korn med insädd och två år med vall) 20/3 1991-19/3 1994 (havre med insädd och två år med vall)

	Konventionell	Efter omställning
	(kg ha <sup>-1</sup> )	
Flöden till eller från marken	85/88	91/94
<b>Tillförsel av N</b>		
Handelsgödsel	332	0
NH <sub>4</sub> -N stallgödsel (inklusive gasförluster)	5 (10)	14 (24)
N fixering (uppskattat)	80	340
Organisk del i stallgödseln	54	88
Deposition från luften	21	21
<b>Summa tillförsel</b>	492	463
<b>Bortförsel av N</b>		
Skörd	414	394
Läckage (uppmätt)	8 (12)	14 (16)
Denitrifikation	44	41
<b>Summa bortförsel</b>	466	449
<b>Tillförsel – bortförsel</b>	+ 26	+ 14

## REFERENSER

- van Faassen, G. H. & Lebbink, G. 1994. Organic matter and nitrogen dynamics in conventional versus integrated arable farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **51**, 209-226.
- Heard, A. J. 1965. The effect of the nitrogen content of residues from leys on amounts of available soil nitrogen and on yields of wheat. *Journal of Agriculture Sciences*, **64**, 329-334.
- House, W. A., Jickells, T. D., Edwards, A. C. Praska, K. E. & Dension, F. H. 1998. Reactions of phosphorus with sediments in fresh and marine waters. *Soil Use and Management* **14**, 139-146.
- Høgh Jensen, H. & Kristensen, E. S. 1995. Estimation of Biological N<sub>2</sub> fixation in a clover-grass system by the <sup>15</sup>N dilution method and the total-N difference method. In *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture* (L. Kristensen, Stopes C., P. Kølster, A. Granstedt, & D. Hodge, eds.) pp 203-219. AB Academic Publishers; Bicester, U.K.
- Jansson, P-E. 1991. Simulation model for soil water and heath conditions. Description of the SOIL model. Report 165, Department of Soil Sciences, Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences; Uppsala Sweden.
- Johnsson, H., Bergström, L. Jansson, P-E. & Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **18**, 333-356.
- Kemppainen, E. 1995. Leaching and uptake of nitrogen and phosphorus from cow slurry and fox manure in a lysimeter trial. *Agricultural Science in Finland* **4**, 363-375.
- Peoples, M. B., Herridge, D. F. & Ladha, J. K. 1995. Biological nitrogen fixation; An efficient source of nitrogen for sustainable agriculture production? *Plant & Soil*, **174**, 3-28.
- Shepherd, M. A., Stockdale, E. A., Powlson, D. S. & Jarvis, S. C. 1996. The influence of organic nitrogen mineralization on the management of agricultural systems in the UK. *Soil Use and Management*, **12**, 76-85.
- Sheperd, M. A. & Webb, J. 1996. The effect of crop cover on aquifer recharge. *From Bericht über die Lysimeter im dienst des grundwasserschutzes* 16-17 April 1996. Bunndesanstalt fur alpenländische landwirtschaft, Gumpenstein, Österreich
- Stokes, D. T., Scott, R. K., Tilston, C. H., Cowie, G., Sylvester-Bradley, R. 1992. The effect of time of soil disturbance on nitrate mineralization. *Aspects of Applied Biology*, **30**, 279-282.
- Ulén, B. 1999a. Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. *Soil Use and Management* **15**, 56-61.
- Ulén, B. 1999b. Simulation of nitrate leaching before and after conversion to ecological farming. *Biol. Agric. And Hort.* **17**; 59-75.



Delrapport 1:

## **Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne.**

*Gunnar Torstensson, avd. för vattenvårdslära, SLU*

### **INLEDNING**

På uppdrag av Jordbruksverket har avdelningen för vattenvårdslära vid SLU utfört beräkningar av kväveutlakningen med hjälp av SOIL-SOILN-modellen på försöksdata från "Försök med olika odlingsformer, miljöprojekt inom Kristianstad läns landsting". Materialet har välvilligt ställts till förfogande av Anita Gunnarsson på Hushållningssällskapet i Kristianstad län, som också har varit ansvarig för försöken.

Huvudsyftet med uppdraget var att försöka belysa effekterna på kväveutlakningen vid övergång från konventionell till ekologisk odling. Detta har gjorts genom att jämföra den modellberäknade utlakningen från fyra olika odlingssystem med sexåriga växtföljder som ingår i ovannämnda försök; konventionell odling, med resp. utan nötkreaturshållning samt ekologisk odling med resp. utan nötkreaturshållning. Data från två försöksplatser har utnyttjats, Bollerup (lättilera) och Önnestad (sandjord).

### **BERÄKNINGSUNDERLAG**

Beräkningarna omfattar växtföljdsperioden 1993-1998. Underlaget har utgjorts av vad som framgått av fyra årsrapporter (Gunnarsson, 1995; 1996; 1998; 1999), en rapport från den tidigare växtföljdsperioden med en något utförligare beskrivning av försökens allmänna uppläggning (Gunnarsson *et al.*, 1994) samt en omfattande datafil med mät- och analysdata för perioden 1994-98. Anita Gunnarsson har också muntligt bidragit med en rad värdefulla upplysningar och klarlägganden. Odlingssystemens utformning och växtföljder framgår av tabellerna 1 och 2. På resp. försöksplats omfattar varje odlingssystem 6 rutor om minst 180 m<sup>2</sup> vardera, alla grödor har följaktligen odlats varje år.

Sett som helhet bedöms det tillgängliga underlaget varit tillfyllest för en trovärdig modellberäkning av detta slag, och datainsamlingen har i dessa försök i många avseenden varit väl över genomsnittet för vad som oftast är brukligt i dylika försök. Det finns dock ett antal punkter där vissa brister eller oklarheter föreligger och som kan ha inverkan på de framkomna resultaten.

**Som underlag för utlakningsberäkningarna har i huvudsak använts:** årsvisa uppgifter om gödsling, kväveskördar (och utifrån kväveskörderna beräknat totalt kväveupptag) och tillgängliga uppgifter om jordbearbetning. Tillgång till mer detaljerade tidpunktsuppgifter avseende odlingsåtgärder, gödslingar mm, liksom gödselgivornas sammansättning och fördelning i tiden, har under arbetets utförande bara förelegat för åren 1995, 1997 och 1998, varför genomsnittsuppgifter med dessa år som utgångspunkt har använts för alla ingående år. Exakta uppgifter om t.ex. bearbetningstidpunkter för varje år kunde ha förbättrat precisionen enskilda år men skulle sannolikt inte påverka relationen mellan odlingssystemen.

**Uppmätt mineralkväveinnehåll i markprofilen, (0-90 cm),** från jordprov tagna i november månad åren 1995-98, har använts som verifikation på den simulerade mineralkvävenivån i markprofilen (tabell 1 o. 2; figur 2 o. 3). För åren före 1995 har de grödvisa medeltalen för perioden 1995-98 fått utgöra riktpunkter.

**Tabell 1.** Odlingssystemen utformning vid Bollerup, och uppmätta mineralkväveinnehåll (NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N) i marken i november månad under perioden 1995-1998.

<b>Konventionell odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)					
Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn, tidig höstplöjn.	75	19	85	23	51
Höstraps, tidig höstplöjn.	52	35	87	30	51
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	43	45	37	27	38
Socketbetor	49	17	22	16	26
Ärter, tidig höstplöjn.	75	56	56	38	56
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	39	44	35	18	34

<b>Ekologisk odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)					
Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Åkerböna+gräsinsådd, sen höstplöjn.	28	29	36	13	27
Vårkorn+vallinsådd	23	9	24	17	18
Gröngödsling, sen stubb.+ höstplöjn.	30	23	33	20	27
Socketbetor	24	17	19	15	19
Ärter, tidig höstplöjn.	45	53	53	26	44
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	37	28	26	22	28

<b>Konventionell odling med djur</b> (Stråsädeshalmen och betblast bortföres)					
Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn+vallinsådd	20	15	18	8	15
Vall I	8	7	7	10	8
Vall II, tidig höstplöjn.	53	54	78	-	62
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	70	52	53	43	55
Socketbetor	21	29	35	16	25
Ärter, höstsådd fångg. sen höstplöjn.	37	65	59	42	51

<b>Ekologisk odling med djur</b> (Stråsädeshalmen och betblast bortföres)					
OBS! Blandprov, se text					
Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn+vallinsådd	29	21	21	14	21
Vall I	8	7	12	17	11
Vall II, tidig höstplöjn.	42	26	56	-	41
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	62	27	48	34	43
Socketbetor	22	19	22	18	20
Ärter/Havre+klöverins. sen höstplöjn.	36	23	21	20	25

**Skördebestämning** av den huvudsakliga skördeprodukten har i allmänhet utförts på två deltytor om vardera 25 m<sup>2</sup>. I odlingssystemen med djur har också de bortförda skörderesterna (stråsädeshalm och betblast) mätts och analyserats med avseende på råprotein eller total-N. I odlingssystemen utan djur saknas dessa uppgifter och har därför fått skattats utifrån de förstnämnda systemen eller från andra källor. Det framgår inte av underlaget med vilken



**Tabell 2.** Odlingssystemen utformning vid Önnestad, och uppmätta mineralkväveinnehåll (NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N) i marken i november månad under perioden 1995-1998.

**Konventionell odling utan djur**  
(Skörderester nedbrukas)

Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn, tidig höstplöjn.	11	17	67	54	37
Höstraps, tidig höstplöjn.	39	42	125	44	63
Höstråg, tidig stubb. vårplöjn.	112	45	79	65	75
Potatis	76	104	108	122	103
Ärter, tidig höstplöjn.	60	59	110	73	76
Höstråg+gräsin., sen stubb. vårplöjn.	10	8	11	33	16

**Ekologisk odling utan djur**  
(Skörderester nedbrukas)

Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Åkerböna+klöverinsådd, vårplöjn.	41	54	114	57	67
Vårkorn+vallinsådd	13	22	26	61	31
Gröngödsling, sen stubb. vårplöjn.	11	34	50	25	30
Potatis	74	75	145	110	101
Ärter, tidig höstplöjn.	80	51	47	69	62
Råg+klöverinsådd, vårplöjn.	19	28	12	18	19

**Konventionell odling med djur**  
(Stråsädeshalmen och betblast bortföres)

Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha)				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn+vallinsådd	13	14	20	15	16
Vall I	8	7	7	19	10
Vall II, tidig plöjn.	75	67	60	-	67
Höstråg, tidig stubb. vårplöjn.	101	113	103	70	97
Potatis	70	145	194	84	123
Ärter, höstsådd fångg. vårplöjn.	67	36	81	119	76

**Ekologisk odling med djur**  
(Stråsädeshalmen och betblast bortföres)

Gröda, växtföljd	Uppmätt mineralkväve, 0-90 cm (kg/ha) <sup>1</sup>				Medeltal
	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn+vallinsådd	28	53	20	33	34
Vall I	13	13	23	21	18
Vall II, tidig plöjn.	59	70	61	-	63
Höstråg, tidig stubb. vårplöjn.	114	92	86	45	84
Potatis	77	60	130	80	87
Ärter/Havre+klöverins. vårplöjn.	50	36	60	55	50

<sup>1)</sup> Blandprov, se text.

stubbhöjd provdragen resp. rutan som helhet tröskades. Här har antagits att samma stubbhöjd användes på hela rutan, ca 10 cm för korn, 15 cm för vete och ca 15-20 cm råg, vilket har betydelse för skattning av kväveinnehållet i kvarvarande stubb+rot, speciellt då insådd har förekommit. De i beräkningsunderlaget uppgivna betblastskördarna inkluderar nackarna. Blastkväveskördarna kan därför vara överskattade jämfört med verkliga odlingsförhållanden

där blasten troligen skördas före upptagningen. Uppgifter om kvantitet och kväveinnehåll i ärthalm saknas i alla odlingssystem, totalinnehållet av kväve i ärtgrödorna har därför fått skattats utifrån litteraturuppgifter om proteininnehållet i baljväxtgrönfoder. C/N-kvoter på skörderester och övrigt växtmaterial som nedbrukas har skattats utifrån tillgängliga eller antagna kvävehalter och ett antagande att kolhalten i materialet har varit ca 43%.

**Gröngödslingsvallarnas** tillväxt har i försöken enbart skattats genom klippning av 4-6 st. 0,25 m<sup>2</sup> stora provytor i samband med att vallen har putsats. Även här råder osäkerhet om stubbhöjd i provyta resp. rutan som helhet, vilket påverkar hur stor den verkliga mängden avslaget material har varit. Tveksamhet råder också i några fall om vid vilken tidpunkt putsning resp. provtagning är gjord. Gröngödslingsvallarna slogs normalt av (putsades) två gånger, den första gången i maj varvid ingen provtagning gjordes, och i juni-juli då tillväxten provtogs. En andra provtagning gjordes på senhösten, före nedbrukning. Enbart klöverinslaget i proven skickades till analys av kväveinnehåll och ts-halt, allt enligt ett PM från 1994. Uppgifter om ts- och kvävehalt i övrigt växtmaterial (gräs och ogräs) saknas. Den uppgivna "ts-skörden" ska dock avse den totala "skörden". Uppgiften klöverandel, baserad på färskvikt, varierar mellan 20 och 95%. Inga ansatser har gjorts att försöka korrigera för detta eftersom alltför många viktiga uppgifter saknas. I beräkningarna har tillgängliga uppgifter antagits avse den totala skörden vid provtagningstillfället. Det måste dock betonas att här finns en stor osäkerhet som kan ha betydelse för resultatet. Det vore önskvärt att den huvudsakliga tillförseln av "lättillgängligt" kväve till de ekologiska odlingssystemen utan djur dokumenteras bättre i framtiden.

Sammantaget medför de ovan nämnda punkterna inte obetydliga osäkerheter, både vad gäller grödornas totala N-upptag, men också fördelningen mellan "bortfört" resp. nedbrukat kväve i skörderester och gröngödslingsvallar. Mängden kväve (och C/N-kvot) i nedbrukade skörderester kan i hög grad påverka såväl beräknad kväveutlakning under den efterföljande vintern som efterföljande grödas kväveförsörjning.

**Mineralkväveprofilerna** har tagits med skiktindelningen 0-60 och 60-90 cm och har analyserats vid Agrolab i Kristianstad. Skiktet 0-60 cm har provtagets med ett sammanhängande borrstick. Ett sådant förfarande ställer nästan omöjligt stora krav på att man lyckas ta ut ett 60 cm långt jordprov med perfekt djuprepresentativ sammansättning, samt att jorden från matjords- resp. alvhorisonten blandas minutiöst noggrant för att ett korrekt analysresultat skall erhållas. Speciellt när provtagningen görs på nyligen bearbetad (lös och växtrestbemängd) jord är risken stor att provet blir mindre väl representativt. Separata matjordsprov ökar säkerheten avsevärt. Kravet på en mycket noggrann blandning, helst redan i fält, accentueras ytterligare om det laboratorium som utför analysen, som i det här fallet, gör extraktionen på endast 30-40 g våt jord (1-2 msk). Ett eventuellt provfel av detta slag kan ge såväl för lågt som för högt resultat, men risken för stor felvisning ökar markant vid situationer där fördelningen av mineralkväve och vattenhalt inom 0-60-området inte är homogen. Det visade sig också att vid ett antal tillfällen, där proven är tagna under dylika förhållanden, att avvikelserna mellan mätta och på ett rimligt sätt simulerade mineralkväveinnehåll i marken blev tämligen stora.

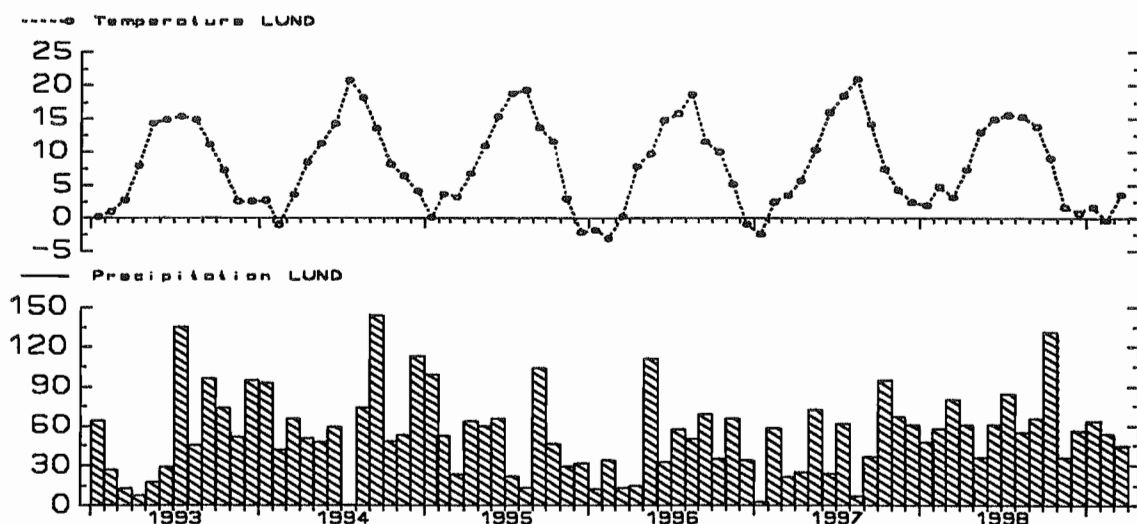
Ett annat viktigt påpekande som måste göras är att mineralkvävevärdena som använts för de ekologiska odlingssystemen med djur inte härrör explicit från det odlingssystem som beräkningarna avser, utan har bestått av blandprov från det aktuella odlingssystemet och ett snarlikt odlingssystem med biodynamiska inslag. Odlingssystemet tycks, enligt vad som kunnat utrönas av beskrivningarna, den största skillnaden varit att motsvarande mängder färsk stallgödsel har tillförts i komposterad form, vilket i praktiken har inneburit en i genomsnitt ca 40% lägre totalkvävetillförsel i form av fast stallgödsel i det biodynamiska odlingssystemet. En jämförelse av skörderesultaten från de båda odlingssystemen antyder också att skörde-

nivån för flertalet grödor har varit något lägre i detta odlingssystem. Det finns därför viss anledning att tro att de använda mineralkvävenivåerna oftast, och därmed också de beräknade kväveutlakningarna, snarare är under- än överskattade i de ekologiska odlingssystemen med djur.

## MODELLANPASSNING

För utförliga tekniska beskrivningar av modellerna hänvisas till litteraturlistan (Jansson, 1991; Johnsson *et al.*, 1987). Endast ett urval av de viktigaste punkterna i anpassnings- och simuleringsprocessen kommer att behandlas här, ytterligare information kan fås i refererad litteratur. En del av beskrivningarna är av mera modell- och simuleringssteknisk natur och är medtagna mera för dokumentationens skull än för att de är nödvändiga för förståelsen. En SOIL-SOILN-simulering, av exempelvis ett växtföljdsomlopp, består i två separata delsteg. Först genomförs en vatten- och värmebalans-simulering med SOIL-modellen. Dagnsvisa utdata från SOIL-modellen i form av bl.a. skiktvisa marktemperaturer och vattenhalter, samt vattenflöden mellan markskikten och till dräneringsledningarna (ev. även till grundvatten) används sedan i nästa steg som drivdata (indata) till SOILN-modellen där bl.a. mineralisering, upptag och utlakning av kväve simuleras. Inför varje simulering styrs och anpassas modellernas beteende genom att sätta in aktuella värden på ett tämligen stort antal parametrar. Värdena på parametrarna ska tillsammans ge en beskrivning av det simulerade systemets viktigaste egenskaper i ett eller flera avseenden, men även hur dessa fortlöpande förändras över tiden. I praktiken innebär det oftast att en komplett parameteruppsättning per år behöver anges. Målet är att modellen så långt som möjligt ska kunna återge den verklighet som låter sig beskrivas av den uppsättning mätdata som finns från den aktuella försökslokalen (rutan).

Vid modellberäkningarna har i stort samma grundinställningar och parametersättningsprinciper som vid tidigare simuleringar vid Mellby använts (Torstensson & Johnsson, 1996; Aronsson & Torstensson, 1997). Eftersom inga för simuleringsändamål användbara markprofilbeskrivningar har funnits att tillgå för någon av platserna, har samma förenklade markbeskrivningar för lättlera resp. sandjord som användes av Johnsson & Hoffman (1996) utnyttjats. Det medför att de beräknade utlakningsnivåerna i absoluta tal vid de båda platserna inte får tolkas helt bokstavligt (uppskattningsvis  $\pm 2-5$  kg beroende på jordart), men påverkar inte på något sätt jämförelsen mellan odlingssystemen.



Figur 1. Månadsmedeltemperaturer och nederbörd under beräkningsperioden, 1993-04-01 till 1999-03-31.

Klimatdata (fig. 1) från Lund (SMHI), till viss del kompletterad med data från Lönnstorp (egen klimatstation), användes för både Bollerup och Önnestad, eftersom det var den närmaste och mest representativa station där all nödvändig data kunde erhållas för hela tidsperioden.

Denna typ av parameterbaserade simuleringsmodeller medför en mycket stor flexibilitet där man, med kunskap om modellen och det aktuella systemet, i stor utsträckning kan förändra och anpassa simuleringsförloppet till helt nya situationer utan att behöva förändra modellens programkod. Flexibiliteten innebär givetvis också en risk att modellen styrs på ett mindre verklighetsanknutet sätt, vilket kan leda till felaktiga resultat.

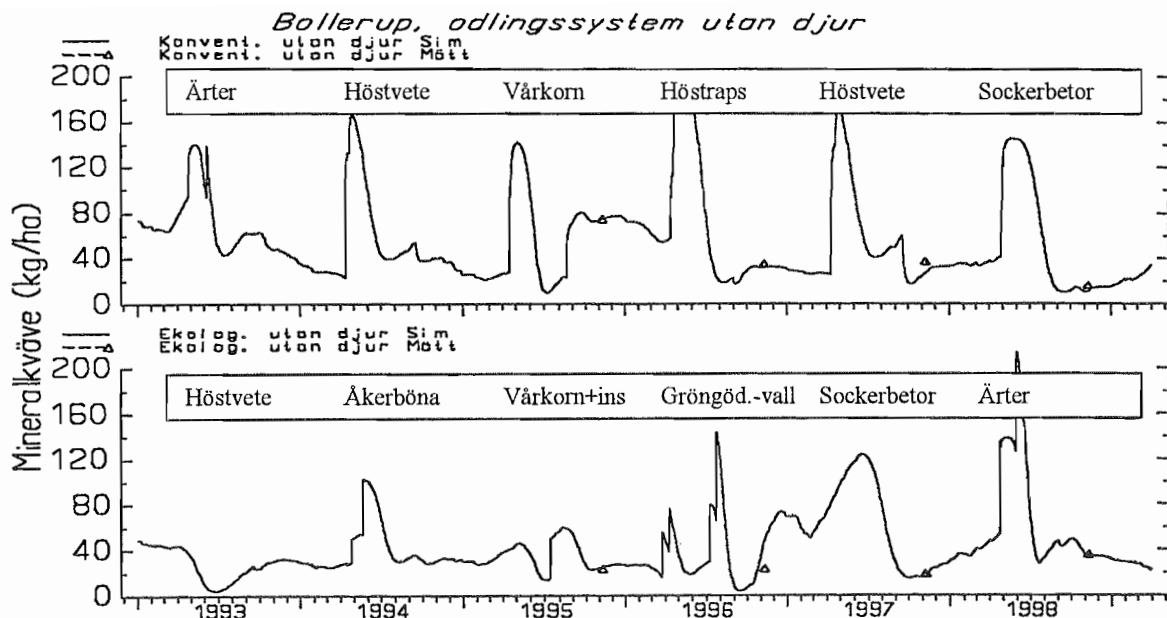
För SOIL-modellens del, som till stor del är baserad på olika fysikaliska och hydrologiska funktioner och som har använts i en mängd olika tillämpningar, finns väl utprovade anvisningar och stor erfarenhet över hur den grundläggande parametersättningen skall göras. För simulering av marktemperatur och evaporation användes den s.k. energibalansoptionen i SOIL-modellen, vilken har funnits ge en mera korrekt marktemperatursimulering än den enklare (men mindre tidskrävande) ansats som ofta har använts. Markprofilen indelades i vatten- och värmesimuleringen i totalt 11 skikt med tjocklekarna, från markytan räknat; 5, 10, 15, 10, 10, 10, 10, 10, 40 och 170 cm. Det totala markprofildjupet i vattensimuleringen var följaktligen 3 meter, vilket speciellt på lerjorden var nödvändigt för att ge realistiska vattenhalter inom rotzonen under vegetationsperioderna.

Skiktindelningen valdes så att den även skulle passa in i förekommande bearbetningsdjup, nedmyllning av gödselmedel etc. samt tillåta en tillräcklig flexibilitet i det aktiva rotdjupen. Samma skiktindelning bibehölls i kvävesimuleringen med den skillnaden att det nedersta skiktet utslöts. Eftersom odlingssystemens olika grödor hade vitt skilda tillväxtrytmer och vattenbehov under olika årstider, vilket också i hög grad påverkas av det enskilda årets klimat och nederbördsfördelning, fick vatten- och värmesimuleringen lov att göras separat för varje enskilt växtföljdsomlopp, totalt 24 stycken per plats (Bollerup resp. Önnestad).

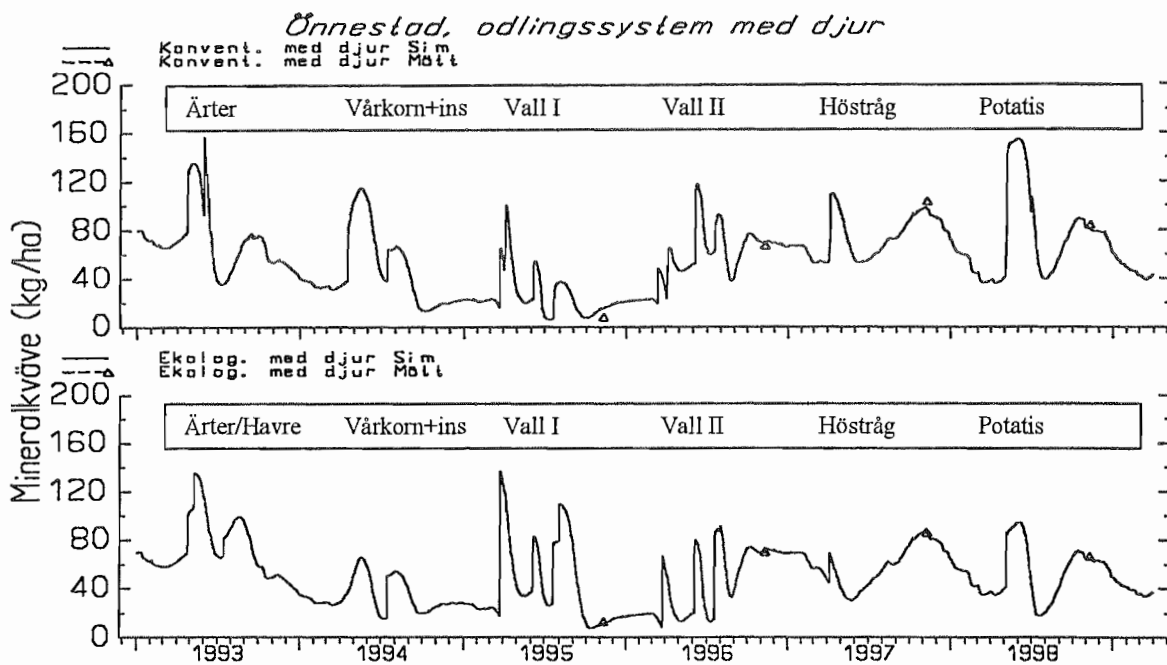
Även för SOILN-modellen finns en beprövad erfarenhet från simulering av en rad olika typer av fältförsök, men modellen har tills nu inte i någon större utsträckning använts för att simulera fullt så varierande växtföljder som i detta fall. Metoder för att parametersätta olika situationer där erfarenhet saknats har fått utvecklas efter hand. När en metod för parametersättning har fått lov att modifieras, har samma ändring införts och testats i alla odlingssystem och växtföljdsomlopp där den varit relevant. När en parametersättning, eller metod för parametersättning, har befunnits skäligt "allmängiltig" har kväveutlakningen från alla berörda växtföljdsomlopp och odlingssystem beräknats på nytt för att säkerställa att alla växtföljdsomlopp och odlingssystem har behandlats lika. I vissa fall har ett enskilt års utlakning märkbart påverkats, men förändringen av gröd- eller systemmedeltalen har oftast varit marginella.

**Initialvärden** för markprofilens mineralkväveinnehåll för varje enskild ruta vid periodens start fanns inte att tillgå. Som initialvärden för mineralkväveinnehållet i markprofilen användes därför systemvisa medelvärden från tidigare linjeprovtagningar inom resp. odlingssystem. Samma initialinnehåll användes för alla rutor (växtföljdsomlopp) inom resp. odlingssystem och plats. Beräknad årlig utlakning avser perioden 1 april till 31 mars efterföljande år, men alla simuleringar startades 1 januari 1993 för att minska initialvärdenas direkta effekter på utlakningen.

Som initialvärde för kväveinnehållet i "humus" användes ett standardvärde på ca 720 g N/m<sup>2</sup> på båda platserna och i alla odlingssystem. Vid inkalibreringen av humusmineraliseringen antogs att resp. odlingssystem befann sig i balans, varför det eftersträvades att i stort bibehålla denna ingångsnivå vid växtföljdsomloppets slut i alla odlingssystem. Det innebär att varken tillåta en påtaglig uppbyggnad eller tärande på humuskapitalet. Samma värde på nedbrytningskonstanten för humus (HUMK) användes i alla odlingssystem på resp.



**Figur 2.** Exempel på simulerat och uppmätt mineralkväveinnehåll ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) i marken (0-90 cm), i odlingsystem utan djur vid Bollerup.



**Figur 3.** Exempel på simulerat och uppmätt mineralkväveinnehåll ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) i marken (0-90 cm), i odlingsystem med djur vid Önnestad.

plats, den fick dock lov att sättas till ett något högre värde vid Önnestad ( $7,5 \times 10^{-5}$ ) jämfört med Bollerup ( $6,5 \times 10^{-5}$ ). Detta indikerar att humusen vid Önnestad kan ha en högre mineraliseringspotential, vilket också en tidigare genomförd N-mineraliserings-studie på de båda försöksplatserna visade (Hansson, 1993). En, av flera, möjlig orsak kan vara en annan åldersfördelning på det organiska materialet i marken, med högre andel "ung" humus vid Önnestad än vid Bollerup.

**Markens initiala innehåll av färska skörderester** (relativt nyligen tillförda), vad som i modellen kallas för "litter", anpassades individuellt vid starten (1993-01-01) av varje simulerat växtföljdsomlopp. Den kvävemängd som dessa skörderester representerar varierar mycket kraftigt inom de aktuella växtföljderna, från kanske 1 till 200 kg N/ha, som en följd av förgående gröda, odlingssystem och aktuell jordbearbetning under den föregående hösten. Även skörderesterna "kvalite", här uttryckt som deras C/N-kvot, kan variera kraftigt. Dessa nyligen nedbrukade skörderester har i många fall en avgörande inverkan på det aktuella nettomineraliseringsförloppet under de kommande 6-12 månaderna. Anpassningen av littermängden gjordes genom att en preliminär parameteranpassning och simulering med ett standardvärde för initialinnehållet av litter först genomfördes. Vid denna simulering lades något mindre vikt vid anpassningen av det första simuleringsåret, men stor vikt lades vid att få de 2-3 sista åren så korrekt beskrivna som möjligt. Eftersom simuleringsperioden i princip omfattade exakt en växtföljdsperiod (6 år) kunde den individuella anpassningen göras genom att den erhållna aktuella "litterstatusen" (litter-N och litter-C) från slutet på växtföljdsperioden i den preliminära simuleringen överfördes till periodens start. Därefter genomfördes den slutliga parameteranpassningen och simuleringen av den aktuella växtföljdsperioden. Förfarandet bygger på att litterstatusen efter den avslutande grödan vid växtföljdsperiodens slut också kan anses som representativ för vad samma gröda lämnade efter sig vid utgången av den föregående växtföljdsperioden. Detta är i verkligheten givetvis ett förenklat antagande, men syftet har framför allt varit att återspegla de mest betydelsefulla skillnaderna i litterpoolens status efter olika grödor och bearbetningsstrategier. Samma förfarande användes för den organiska delen av stallgödseln i odlingssystemen med djur. Värdena på nedbrytningskonstanten för litter resp. organiskt material i stallgödsel var den samma i alla odlingssystem och på båda platserna (0,10 resp. 0,02).

**Totalt kväueupptag i vallar och kvävefixering.** Uppgifter om vallskördarnas storlek och kväveinnehåll samt vissa uppgifter om gröngödslingsvallarnas utveckling vid 1-2 tidpunkter under vallåret, hämtades från beräkningsunderlaget. Inga uppgifter om vallarnas tillväxt under insåningsåret fanns. Vallarnas totala kväueupptag innefattar dock även en ansenlig uppbyggnad av rot- och förnaväxtmassa, vars innehåll av kväve efter vallbrottet kommer att frigöras relativt snabbt och utgör en betydelsefull kvävekälla för såväl potentiell utlakning som efterföljande grödas kväveförsörjning. Rötternas totala kväveinnehåll uppskattades med ledning av litteraturdata (Hansson, 1987) och resultat från rotprovtagningar i ekologiska vallar vid Mellby (Torstensson *et al.*, 1993) till minst 100 kg N/ha i de ekologiska vallarna och något lägre i de konventionellt gödslade vallarna med lägre baljväxtandel i skördarna. Till detta kommer en ansamling av kväve i ovanjordiska stubb- och förnarester, som med ledning av provtagningar vid Mellbyförsöken har uppskattats till ca 20 kg N/ha. Det antogs, också det med ledning av resultaten från Mellbyförsöken, att kväveinnehållet i rot och förna byggdes upp successivt under hösten insåningsåret och under det första vallåret, för att sedan hålla sig tämligen konstant under andra vallåret. Rotmassan (eller förnan) är dock inte helt permanent, utan en viss omsättning (t.ex. rotdöd resp. nybildning) sker fortlöpande. Denna omsättning har fått representeras av att 10% av totala N-innehållet vid (före) resp. skörd eller avputsning överfördes till litterpoolen, för att sedan på nytt ersättas under den efterföljande tillväxtperioden.

Av kvävet i det avslagna materialet på gröngödslingsvallarna antogs, med ledning av bl.a. uppgifter från Maria Wivstad, SLU, 40 % förloras i form av ammoniakförluster. Merparten av det återstående kvävet i avslaget material antogs ha återförts till markens litterpool genom lakning av vattenlösliga kol- och kväveföreningar. En nästan total "förlust" av kväveinnehållet i det avslagna materialet stöds av resultaten från provtagningar på sådant material vid både Lanna och Mellby (pågående försök), det är också väl känt vad som händer med näringsinnehållet i slagtorkat hö som utsatts för regn. I verkligheten är sannolikt variationen



stor vad gäller gas- och lakningsförluster, främst beroende på väderleken närmsta tiden efter putsningen. Den använda siffran för gasförlust anses ligga nära den maximala. Högre eller lägre lakningsförluster påverkar i huvudsak kvävefixeringsbehovet till återväxten (mer eller mindre kväve "återanvänds"). En lägre total förlust från det avslagna materialet (= större mängd nedbrukat kväve) skulle i första hand givit högre kväveutlakning under den efterföljande vintern men även i viss mån ökat bidraget till den efterföljande grödans kväveförsörjning.

SOILN-modellen saknar funktion för att simulera kvävefixering. Kvävefixeringen fick i stället "simuleras" genom att kväve efter behov tillfördes till marken som "stallgödsel-ammoniumkväve" vid upprepade tillfällen under växtperioden. I och med att kvävet dels tillfördes som ammoniumkväve och i småportioner vartefter grödan behövde det, är risken försumbar att denna kvävetillförsel har haft någon direkt påverkan på kväveutlakningen. Samma princip användes för åkerböna och ärter. De "simulerade" kvävefixeringarna finns redovisade i tabellerna 3 och 4. Metoden kan i korthet beskrivas på följande sätt: I modellen ansätts ett för den aktuella tillväxtperioden totalt kväveupptagsbehov. Detta kvävebehov inkluderar förutom den kommande kväveskörden även kvävebehovet för uppbyggnad och vidmakthållande av rot- och förnabiomassan. Behovet fylls i första hand med det befintliga mineralkväveförrådet i marken plus den nettomineralisering som sker under tillväxtperioden och kvävetillförsel genom normal gödsling med mineralkväve (handelsgödsel, ammonium-N i urin etc.). Vid utnyttjande av mineralkväveförråden i marken måste dock hänsyn tas till att uppmätta och simulerade mineralkväveförråd vid slutet på perioden ska överensstämma. Då dessa källor inte har räckt till vid odling av kvävefixerande grödor har återstoden upp till det beräknade behovet täckts med vad som här kallas "simulerad" kvävefixering. De på detta sätt framtagna fixeringsvärdena kan skilja sig från de som beräknas med andra kvävefixeringsmodeller. För vallar och gröngödslingsgrödor är skillnaderna i allmänhet inte särskilt stora jämfört med vad som beräknats med t.ex. STANK-modellen. Det kan dock noteras att de här presenterade värdena för ärter och åkerböna är högre än vad STANK-modellen ger.

**Vallbrotten och nedplöjning av gröngödslingsvall** vållade till att börja med vissa problem. Problemet bestod huvudsakligen i att hitta ett sätt att få den simulerade kväve mineraliseringen från det nedbrukade växtmaterialet rätt fördelat över tiden för att: dels återge uppmätta mineralkväveinnehåll i marken under samma höst, dels uppfylla den efterföljande grödans kvävebehov (utifrån uppmätt skörd) samt att återge ett ibland relativt högt mineralkväveinnehåll i marken efterföljande höst. Det som krävdes var både en snabb och en fördröjd frigörelse av kväve. Här förtjänar det att påpekas vikten av att ha tillgång till någon form av checkpunkter för simuleringen, t.ex. som här i form av uppmätta mineralkväveinnehåll i marken. Utan dessa hade fel i mineraliseringsfördelningen troligen inte upptäckts, vilket påtagligt hade påverkat beräknad utlakning efter såväl vallbrottet som efter den efterföljande grödan.

Problemställningen var inte helt ny, vi har tidigare sett "spår" av, och löst, liknande problem vid simulering av t.ex. sena höst- eller vårplöjningar efter stråsäd, men eftersom det vid vallbrott handlar om avsevärt större kvävemängder kom det att få högst påtagliga följder. Det gick inte heller att lösa problemet på samma sätt som tidigare eftersom det mest kväverika materialet nu fanns ovan jord och måste "placeras" på rätt plats, dvs. i matjorden. Mest uttalat blev problemet för gröngödslingsvallen i det ekologiska odlingsystemet utan djur vid Önnestad, där vallen bröts genom stubbearbetning sent på hösten följt av vårplöjning. Ingen av tidpunkterna fungerade ens hjälpligt med "traditionell" plöjningshantering i modellen.

Den lösning på problemet som har använts bygger på hypotesen att olika växtdelar inte börjar att brytas ned med full hastighet omedelbart efter en jordbearbetning. Det förefaller rimligt att nedmyllade gröna växtdelar börjar brytas ned snabbare än t.ex. levande vallrötter, som kanske endast i begränsad omfattning störs eller skadas direkt av jordbearbetningen.

Efter en tid, utan förbindelse med fungerande ovanjordiska växtdelar, och kanske efter att ha utsatts för frost eller andra ytterligare påfrestningar börjar även rötterna brytas ned i större omfattning.

Detta gick att lösa vid SOILN-simuleringen genom att med en högst "otraditionell" parametersättning (och utnyttjande av vad som tidigare ansetts vara en, i normala fall betydelselös, "bug" i programmet) fördröja överförandet av "rotkvävet" till litterpoolen, helt eller delvis, till ett senare tillfälle. T.ex. löstes problemet med grüngödslingsvallen vid Önnestad genom att överföra ovanjordiskt växtmaterial till litterpoolen vid stubbearbetningen på hösten, en mindre del av "rötterna" under vintern (mitten av december) och återstoden i samband med plöjningen på våren. Fördelningarna fick modifieras något mellan åren beroende på vallens utveckling. Motsvarande problem efter de tidiga vallbrotten i odlings-systemen med djur, liksom efter den sena grüngödslingsplöjningen vid Bollerup behandlades på liknande sätt. Resultatet blev i samtliga fall en fördelning av simulerad nettomineralisering som väl överensstämde med de uppmätta effekterna av vallbrotten. Det kan tilläggas att de uppmätta vallbrottseffekterna och beräkningsresultaten också har god samstämmighet med vad som uppmäts i de pågående utlakningsförsöken vid Mellby och Lanna.

Modell användare utan ingående kännedom om modellens och parametrarnas funktion (på programnivå) bör nog vara försiktiga med denna form av tekniska lösningar. Lösningen är modell- och simuleringsmässig helt korrekt, men inför framtiden måste modellen kompletteras med inbyggda funktioner för att hantera olika typer av materialflöden till litterpoolen på ett kanske mera lättförståligt sätt.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

En sammanfattning av beräknad utlakning, skördar, gödsling och "simulerad" kvävefixering redovisas i tabellerna 3 och 4. I tabellerna 5 och 6 redovisas årsvisa utlakningsresultat och simulerad avrinning i de olika odlingsystemen. De beräknade utlakningsnivåerna överensstämmer väl med vad som uppmäts på resp. jordart och med liknande växtodling på olika platser inom regionen (Torstensson, et al., 1993; Hessel, et al., 1998; Hessel Tjell, et al., 1999). Skillnaderna mellan odlingsystemen är inte anmärkningsvärt stora, vilket också stöds av resultaten från pågående försök vid Lanna och Mellby. Medeltalen för hela växtföljden, uttryckt som kg N/ha, är något lägre i de ekologiska odlingsystemen jämför med motsvarande konventionella odlingsystem (tabell 3 och 4). Skillnaden mellan odlingsystemen utan djur bör dock tolkas med viss försiktighet eftersom skillnaderna i växtföljdens sammansättning är stora sett ur utlakningssynpunkt. En jämförelse på grödnivå visar inte samma entydiga bild, de ekologiska vallinsådderna och vallarna ger i allmänhet en högre medelutlakning än de konventionella, och ekologisk potatisodling kan ge såväl högre som lägre utlakning per hektar räknat. Kväveutlakningen per producerat ton potatis (ej redovisad här men kan lätt beräknas utifrån tabell 3 och 4) blir dock genomgående lägre i de konventionella odlingsystemen jämfört med de ekologiska, samma sak gäller även för sockerbetor och spannmål.

Vallbrotten, inkl. nedplöjningen av grüngödslingsvallarna, i de studerade odlingsystemen uppvisar tämligen måttliga effekter på kväveutlakningen. En bidragande orsak är att vallbrotten i odlingsystemen med djur enligt tillgängliga rapporter har inletts omedelbart efter den sista vallskörden. Det medför att mängden kväverikt ovanjordiskt material var minimal vid bearbetningstillfället. Ett tidsmellanrum på några veckor mellan skörd och bearbetning, som tillåtit återväxten av baljväxter att börja, skulle ha kunnat förändrat bilden.

Grüngödslingsvallarna bröts sent på hösten, i mitten eller slutet av oktober, och har då enligt vad som kunnat utrönas av de tidsuppgifter som funnits, inte varit avslagna senare än i



juli månad. Kvävehalterna i det provtagna och analyserade ovanjordiska materialet var då måttligt höga, vilket också har bidragit till en måttlig frigörelse av utlakningsbart kväve under senhösten. Man bör dock, när man bedömer resultaten, ha tidigare behandlade osäkerheter i åtanke och även ställa sig frågan om så "perfekta" vallbrottshanteringar som i de aktuella försöken alltid kan påräknas ute i praktiken.

### **Odlingssystem utan djur**

Den beräknade kväveutlakningen i de konventionella odlingssystemen var högre än i de ekologiska. Som tidigare påpekats bidrar växtföljdernas helt olika sammansättning, men också olika bearbetningsstrategier till skillnaderna i beräknad utlakning. I de konventionella odlingssystemen görs till exempel fler tidiga stubbearbetningar än i de ekologiska (tabell 5 och 6). Insådda fånggrödor i fler av höstsädesgrödorna i de konventionella odlingssystemen skulle dels göra växtföljderna mer jämbördiga och reducera skillnaden i utlakning märkbart.

Det större inslaget av höstsådda grödor, framför allt höstrapsodlingen, med tillhörande tidiga höstbearbetningar, samt en åtminstone inledningsvis överdoserad gödsling i de konventionella odlingssystemen är de huvudsakliga orsakerna till skillnaderna i kväveutlakning. De ekologiska systemen är, med något enstaka undantag, så perfekt trimmade som det med nuvarande kunskapsläge rimligen går utan att äventyra grödornas kväveförsörjning och utan att införa ändringar i växtföljden.

En ordentlig reduktion av höstgödslingen till rapsen, några ytterligare mindre gödslingsjusteringar utöver de redan genomförda, och senarelagda höstbearbetningar efter höstsädesgrödorna i de konventionella systemen skulle kraftigt reducera den skillnad som nu finns. Komplettering med insådd fånggröda i ytterligare en eller två av de konventionella höstsädesgrödorna skulle troligen eliminera skillnaderna i beräknad kväveutlakning mellan konventionell och ekologisk odling utan djur i de studerade odlingssystemen.

### **Odlingssystem med djur**

I dessa odlingssystem är växtföljderna nästan identiska vad gäller huvudgrödorna, enda undantaget är att ärterna odlas i renbestånd i de konventionella odlingssystemen, medan de samodlas med havre i de ekologiska. Den beräknade kväveutlakningen i de konventionella odlingssystemen var något högre än i de ekologiska. Skillnaderna var dock små, och ligger nära vad som måste betraktas som en rimlig felmargin. De viktigaste orsakerna till de skillnader som finns är den höstsådda, resp. insådda fånggrödan efter ärterna, och att handelsgödselgivorna (kompletteringar till stallgödsel resp. urin) till potatis, sockerbetor och höstråg i de konventionella odlingssystemen har varit lite för väl tilltagna. I det ekologiska odlingssystemet vid Önnestad är det dock lite tveksamt vilken nytta klöverinsådden i höstrågen som föregår åkerböerna gör totalt sett. Åkerböerna har knappast något behov av ett extra kvävetillskott men den vårnedplöjda klöverinsådden kan bidra till en ökad utlakning efterföljande vinter. Gödslingen till sockerbetorna i de konventionella systemen är åtgärdad under senare år, men även gödslingen till höstrågen (fr.o.m. 1995) vid Önnestad borde kunna reduceras något. I det senare fallet kan man ha missbedömt effekten av vallbrottet plus urinspridningen tidigt på våren (se fig. 2). Den högre, och i det konventionella odlingssystemet mera frekventa, stallgödselgivan i samband med vallbrottet vid Bollerup bidrar också i viss mån, men denna höstgödsling tycks generellt sett inte bidra i någon högre utsträckning till utlakningen efter vallbrottet, beroende på att ammoniakförlusterna har bedömts vara tämligen stora. Vad som också bidrar till den höga utlakningen efter potatisen är

**Tabell 3.** System- och grödvis medelutlakning i de fyra odlingssystemen vid **Bollerup** (lättlera). Medeltal för produkt- och kväveskörda (min och max för kväveskörd), "simulerad" kvävefixering, gödsling med stall- och handelsgödsel-N samt modellberäknad kvävemängd som nedbrukades med grüngödslingen. "Skörden" på grüngödslingssvallen, inom parentes, bortfördes ej.

<b>Konventionell odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)
			Medel	Min	Max		
Vårkorn	37	57	87	78	93		110+52*
Höstraps	33	32	88	33	126		150/130**
Höstvete	30	70	124	101	148		160
Sockerbetor	23	457	71	63	82		130/100**
Ärter	36	37	134	103	163	127	0
Höstvete	25	72	127	112	147		160
Årsmedeltal	31		105			21	123
Utlakat N per kg skördat N	0,29						

\* 52 kg N/ha före sådd av raps.  
\*\* Fr.o.m. 1996

---

<b>Ekologisk odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Nedbrukad grüngödsel (kg N/ha)
			Medel	Min	Max		
Åkerböna + gräsinsädd	21	29	112	29	168	157	
Vårkorn + insädd	16	33	38	31	50	30	
Grüngödslingssvall	22	(77)	(214)	(93)	(356)	180	231 (140-356)
Sockerbetor	24	339	50	37	66		
Ärter	33	32	113	42	153	147	
Höstvete	22	40	58	41	85		
Årsmedeltal	23		62			86	
Utlakat N per kg skördat N	0,37						

---

<b>Konventionell odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)									
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)	Stallgödsel (brutto)	
			Medel	Min	Max			Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Vårkorn + insädd	15	59	89	78	120	29	56		
Vall I	7	100	182	150	266	22	130/85*		41/84*
Vall II	28	112	195	128	271	17	175/125*	124/55**	41/84*
Höstvete	32	70	151	131	195		160/150**		
Sockerbetor	24	451	161	151	176		100/72***	191/48	
Ärter + höstsädd fänggröda	35	40	146	107	169	182	0		
Årsmedeltal	24		154			42	90	46/14	23
Utlakat N per kg skördat N	0,16								

\* Fr.o.m. 1995  
\*\* Stallg. före sådd av höstvete fr.o.m. 1995  
\*\*\* Fr.o.m. 1996

---

<b>Ekologisk odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)								
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Stallgödsel	
			Medel	Min	Max		Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Vårkorn + insädd	19	47	69	60	92	31		46*
Vall I	11	47	99	37	164	103		
Vall II	26	91	185	94	262	134	73/31**	34*
Höstvete	32	44	76	58	98			44
Sockerbetor	19	420	128	107	137		191/48	
Ärter/Havre + klöverinsädd	18	41	99	69	138	115+11		
Årsmedeltal	21		109			66	40/10	16
Utlakat N per kg skördat N	0,19							

\* Fr.o.m. 1995  
\*\*Före sådd av höstvete (1995 och 1997)

**Tabell 4.** System- och grödvis medelutlakning i de fyra odlingssystemen vid Önnestad (sandjord). Medeltal för uppmätta produkt- och kväveskördar (min och max för kväveskörd), "simulerad" kvävefixering, gödsling med stall- och handelsgödsel-N samt modellberäknad kvävemängd som nedbrukades med gröngödslingen. "Skörden" på gröngödslingssvallen, inom parantes, bortfördes ej.

<b>Konventionell odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)
			Medel	Min	Max		
Vårkorn	47	55	81	53	124		95+50*
Höstraps	45	33	94	64	125		156/108**
Höstråg	61	61	84	73	98		84
Potatis	81	447	146	116	173		130
Ärter	72	42	144	130	154	212	0
Höstråg + gräsinsädd	21	56	72	60	81		70
Årsmedeltal	54		104			35	94
Utlakat N per kg skördat N	0,53						

\* Vid sådd av rapsen  
\*\* Fr.o.m. 1996, (stor variation)

<b>Ekologisk odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Nedbrukad gröngödsel (kg N/ha)
			Medel	Min	Max		
Åkerböna + klöverinsädd	56	21	71	0	110	92+32	
Vårkorn + insädd	35	38	53	36	81	28	
Gröngödslingssvall	32	(53)	(171)	(51)	(360)	196	188 (86-264)
Potatis	87	300	92	59	114		
Ärter	61	35	126	79	166	197	
Höstråg + klöverinsädd	21	35	46	29	60	20	
Årsmedeltal	49		65			94	
Utlakat N per kg skördat N	0,75						

<b>Konventionell odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)									
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)	Stallgödsel (brutto)	
			Medel	Min	Max			Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Vårkorn + insädd	25	58	107	70	137	35	56		
Vall I	11	95	185	143	226	28	125/98*		25/76*
Vall II	50	99	231	164	334	50	160/119*		25/76*
Höstråg	76	59	102	66	114		59/28*		40*
Potatis	93	452	146	108	188		84	203/40	
Ärter + höstsädd fänggröda	69	38	136	92	173	193	0		
Årsmedeltal	54		151			51	70	34/7	24
Utlakat N per kg skördat N	0,36								

\* Fr.o.m. 1995  
(1996 gödslades rågen med 56 kg h-g.-N)

<b>Ekologisk odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)								
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Stallgödsel	
			Medel	Min	Max		Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Vårkorn + insädd	37	40	77	58	111	24		35
Vall I	18	71	170	130	221	201		25*
Vall II	46	97	257	200	323	249		36*
Höstråg	66	40	75	59	99			42**
Potatis	78	315	91	58	117		170/33	
Ärter/Havre + klöverinsädd	57	40	114	41	141	145+25		
Årsmedeltal	50		131			107	28/6	18
Utlakat N per kg skördat N	0,39							

\* Fr.o.m. 1995  
\*\* Fr.o.m. 1994

**Tabell 5.** Beräknade (simulerade) årsvisa kväveutlakningar och simulerad avrinning vid Bollerup (lättlera).

Konventionell odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn, tidig höstplöjning	37	37	53	34	13	58	25	340
Höstraps, tidig höstplöjning	33	33	43	26	11	53	30	252
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	30	38	46	20	17	18	37	292
Socketbetor	23	30	24	24	18	22	20	341
Ärter, tidig höstplöjning	36	43	49	34	19	36	36	344
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	25	33	38	18	18	21	21	298
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	31	36	42	26	16	35	28	
Årsviss medelavrinning (mm)		341	389	214	178	298	447	311
Ekologisk odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Åkerböna + gränsådd, sen höstplöjning	21	24	26	23	12	24	16	319
Vårkorn + vallinsådd	16	13	22	17	7	17	22	311
Gröngödsling, sen stubbearbet.+ höstplöjning	22	15	23	22	27	22	23	257
Socketbetor	24	37	22	22	11	17	37	336
Ärter, tidig höstplöjning	33	42	46	24	19	35	34	345
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	22	21	29	21	13	20	27	293
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	23	26	28	21	15	22	27	
Årsviss medelavrinning (mm)		346	382	221	163	298	451	310
Konventionell odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsådd	15	15	17	17	9	17	16	324
Vall I	7	9	5	9	6	5	8	236
Vall II, tidig höstplöjning	28	27	32	22	16	44	26	271
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	32	25	45	30	18	33	42	289
Socketbetor	24	31	24	23	19	23	26	343
Ärter, höstsådd fånggröda sen höstplöjning	35	42	46	17	21	43	39	357
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	24	25	28	20	15	27	26	
Årsviss medelavrinning (mm)		346	376	211	166	289	433	303
Ekologisk odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsådd	19	24	23	22	10	16	16	324
Vall I	11	9	18	11	6	7	17	236
Vall II, tidig höstplöjning	26	26	34	20	14	33	31	271
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	32	33	45	29	17	34	32	289
Socketbetor	19	17	16	22	15	17	24	343
Ärter/Havre + klöverinsådd sen höstplöjning	18	20	21	25	10	15	20	347
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	21	21	26	21	12	21	24	
Årsviss medelavrinning mm		344	373	210	165	287	430	302

att stallgödselns organiska del levererar relativt mycket utlakningsbart kväve under hösten när grödan inte har något behov av kväve (blastdöningen utfördes i slutet av augusti). Ett alternativ vore därför att omfördela en del av stallgödseln till vårkorn med vallinsådd. En mera likartad jordbearbetning efter ärtorna skulle vid Bollerup sannolikt eliminera den skillnad som nu finns, och tillsammans med en bättre total anpassning av kvävet till potatis och höstråg också vid Önnestad. En relativt enkel åtgärd, som inte har utnyttjats i något av odlingssystemen vid Önnestad, är att lägga in en höstsådd fång- eller höstgröda efter potatisen, vilket bör kunna reducera medelutlakningen efter potatis med något tiotal kilo.

Tabell 6. Beräknade (simulerade) årsvisa kväveutlakningar och simulerad avrinning vid Önnestad (sandjord).

Konventionell odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn, tidig höstplöjning	47	65	66	14	16	58	62	358
Höstråps, tidig höstplöjning	45	57	60	13	25	61	53	284
Höstråg, tidig stubb. vårplöjning	61	75	86	24	39	69	76	332
Potatis	81	105	96	32	83	85	82	396
Årter, tidig höstplöjning	72	78	74	24	67	94	94	364
Höstråg + gräsinsådd, sen stubb. vårplöjning	21	29	21	7	19	10	42	293
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	54	68	67	19	41	63	68	
Årvis medelavrinning (mm)		374	420	175	269	339	451	338

Ekologisk odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Åkerböna + klöverinsådd, vårplöjning	56	65	59	15	33	97	64	310
Vårkorn + vallinsådd	35	43	29	10	28	30	73	319
Gröngödsling, sen stubbearbet, vårplöjning	32	35	51	6	15	51	33	283
Potatis	87	112	90	34	61	105	120	390
Årter, tidig höstplöjning	61	74	70	24	58	60	81	360
Råg + klöverinsådd, vårplöjning	21	22	24	8	25	17	29	288
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	49	59	54	16	37	60	67	
Årvis medelavrinning (mm)		362	406	162	253	328	439	325

Konventionell odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsådd	25	32	27	13	34	22	21	342
Vall I	11	14	14	5	4	10	22	257
Vall II, tidig plöjning	50	79	62	14	33	50	62	298
Höstråg, tidig stubbearbetning, vårplöjning	76	82	100	30	80	84	81	336
Potatis	93	105	85	32	100	140	96	406
Årter, höstsådd fånggröda, vårplöjning	69	72	79	29	51	84	102	369
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	54	64	61	20	50	65	64	
Årvis medelavrinning (mm)		373	419	171	261	336	448	335

Ekologisk odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsådd	37	62	32	14	47	22	45	342
Vall I	18	18	22	5	7	26	28	257
Vall II, tidig plöjning	46	56	69	11	32	54	55	298
Höstråg, tidig stubbearbetning, vårplöjning	66	69	86	29	64	81	67	336
Potatis	78	97	82	35	70	105	79	406
Årter/Havre + klöverinsådd, vårplöjning	57	64	62	21	47	65	82	349
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	50	61	59	19	44	59	59	
Årvis medelavrinning (mm)		369	416	168	258	332	445	331

Kväveeffekten av urinspridning på vallar under sommaren tycks ha varit mycket låg. Sett ur kväveutnyttjandesynpunkt borde en omfördelning, med en större nedbrukad giva till vårkorn med vallinsådd eller tidigt på våren till höstsådd kunna förbättra avkastningen i de ekologiska systemen och minska det totala behovet av handelsgödselkväve i de konventionella. Eventuellt kan en sådan åtgärd bidra till en något reducerad utlakning i de ekologiska odlingssystemen till följd av en bättre grödetablering. I sammanhanget måste det dock betonas att det i simuleringarna har varit omöjligt att med säkerhet skilja på kväveeffekt av urintillförsel och "simulerad" kvävefixering i vallarna när båda har förekommit under samma tillväxtperiod.

## Orsaksanalys

Syftet med den genomförda studien är att försöka klargöra vilka effekter en övergång till ekologisk odling har på kväveutlakning från åkermark i hela södra Sverige. Innan man kan skala upp resultaten från en studie baserad på ett fåtal typväxtföljder, till en sådan generell bedömning är det nödvändigt analysera orsakerna till skillnaderna. Det man måste utröna är om det finns några "systemskillnader" som med viss säkerhet kan tänkas vara bestående oavsett om detaljutformningen av odlingssystemen på enskilda brukningsenheter skiljer sig ifrån de som ingick i studien.

När man försöker analysera bakgrunden till skillnaderna i medelutlakning per hektar i de studerade odlingssystemen finner man att skillnaderna huvudsakligen beror på två faktorer:

1. Kvävegödslingen i de konventionella systemen är i flera fall väl höga i förhållande till den aktuella skördenivån. Kvävegödslingen till bl.a. raps och sockerbetor var upp till 30% lägre under den senare delen av beräkningsperioden än under periodens inledning. För rapsens del var huvudorsaken att höstrapsen utvintrats och ersatts med vårraps, medan sänkningen till sockerbetor kan förknippas med övergång till radmyllning av flytande gödselmedel. I ytterligare något fall kunde handelsgödselgivan i kombination med stallgödsel eller urin ha anpassats bättre, t.ex. till höstråg vid Önnestad. Beräknade effekter på kväveutlakningen av bl.a. en något reducerad gödsling till rapsen redovisas i en senare delrapport. Hur mycket lägre medelutlakningen skulle ha varit om den lägre givan till sockerbetor tillämpats hela tiden är osäkert eftersom denna gröda tycks kunna ta till vara tillgängligt kväve mycket bra. Ingen simuleringsansats för att analysera detta har gjorts, men sannolikt skulle den lägre gödslingen till sockerbetorna under de första åren inte påverkat växtföljdsmedeltalen nämnvärt.

Överdoserings av mängden växttillgängligt kväve i förhållande till grödans aktuella behov är något som kan förekomma även i ekologiska odlingssystem. Med en något mindre väl optimerad brytningsstrategi för t.ex. grüngödslingvallar, (tidig höstplöjning etc.), kan förekomsten av faktiska överdoseringar i de ekologiska odlingssystemen lätt öka. Mera frekvent överdosering av kväve skulle dock kunna kallas för en systemskillnad till de konventionella odlingssystemens nackdel, men hur säkert bestående är den i de enskilda fallen? Gödselmedelsundersökningar visar att underdoserade kvävegivor i verkligheten är ungefär lika vanliga som överdoserade i konventionella odlingssystem. I slutänden blir det därför en fråga om vilka av de konventionella odlarna som man i första hand tror lägger om till ekologisk odling, de som tidigare har dragit på och överdoserat, eller de som tidigare varit lite försiktigare.

2. De studerade ekologiska odlingssystemen har ett större inslag av olika slags insådder, jämfört med de konventionella. Insådderna, även de med klöverinslag, fungerar under höstarna i de flesta fall som goda fänggrödor. Höstsådderna (inkl. höstsådda fänggrödor) i de konventionella odlingssystemen har inte alls samma utlakningsbegränsande effekt beroende på behovet av tidig höstbearbetning och ett lägre kväveupptag under hösten, vilket också har visats i utlakningsförsök i sydvästra Skåne (Hessel *et al.*, 1998).

I odlingssystemen utan djur utgör det större inslaget av insådder en positiv systemskillnad för de ekologiska systemen. Det större inslaget av insådder är dock delvis betingad av nödvändigheten att ha minst en grüngödslingvall i växtföljden. Det medför att den positiva skillnaden helt eller delvis kan förloras om brytningen av grüngödslingvallen inte görs på det mest optimala sättet. I odlingssystemen med djur är skillnaden i detta avseende mindre. Enligt uppgifter från flera olika rådgivare, bl.a. Anita Gunnarsson, finns idag en strävan i båda ekologiska och konventionella odlingssystem att flytta höstsådderna från vallbrotten för att kunna bryta vallen senare på hösten. Syftet är att därigenom bättre ta tillvara förfruktsverkan efter vallen och att minska utlakningsförlusterna. I de aktuella växtföljderna skulle den naturliga platsen för höstsådd bli efter

ärterna, vilket skulle likställa odlingssystemen med djur. Den högre utlakningen från de ekologiska vallarna, vilken är väl dokumenterad i de pågående försöken, måste också ses som en systemskillnad, men till de ekologiska systemens nackdel.

### *Slutsats*

Den sammanfattande slutsatsen utifrån denna studie av olika odlingssystem i Sydsverige måste bli att några säkra, bestående "systemskillnader" i endera riktningen vad gäller kväveutlakningen, uttryckt i kilo per hektar, inte kan påvisas. Kväveutlakningen från ett odlingssystem beror mera på den enskilda växtodlingens utformning, bearbetningsstrategier, hur stallgödseln används och inte minst på den enskilde odlarens kunskap, intresse och noggrannhet. Om den externa kväve tillförseln sker med baljväxter eller på annat sätt i ett väl utformat odlingssystem, tycks spela mindre roll.

## REFERENSER

- Aronsson, H. och Torstensson, G. 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use and Management* 14, 6-13.
- Gunnarsson, A., Nilsson, H., Stenberg, B., Nilsson, C. Pettersson, P. och Sönne, B. 1994. Försök med olika odlingsformer, Miljöprojekt inom Kristianstads län landsting, Rapport för åren 1987-1992. Medelanden från södra jordbruksförsöksdistriktet Nr 41, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Gunnarsson, A. 1995. Försök med olika odlingsformer, Miljöprojekt inom Kristianstads län landsting, Rapport för åren 1993 och 1994, Kristianstads läns Hushållningssällskap.
- Gunnarsson, A. 1996. Försök med olika odlingsformer, Miljöprojekt inom Kristianstads län landsting, Rapport för 1995 inkl. resultat från tidigare försöksår, Kristianstads läns Hushållningssällskap.
- Gunnarsson, A. 1998. Försök med olika odlingsformer, Miljöprojekt inom Kristianstads län landsting, Rapport för 1997 inkl. resultat från tidigare försöksår, Kristianstads läns Hushållningssällskap.
- Gunnarsson, A. 1999. Försök med olika odlingsformer, Miljöprojekt inom Kristianstads län landsting, Rapport för 1998 inkl. resultat från tidigare försöksår. Preliminär rapport, Kristianstads läns Hushållningssällskap.
- Hansson, A.-C. 1987. Roots of Arable Crops: Production, Growth dynamics and Nitrogen content. Dissertation. Rapport 28, Institutionen för ekologi och miljövärd, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Hansson, G. 1993. Konventionella och alternativa odlingssystemens inverkan på kväve mineralisering och kväveutnyttjande – studie i höstsäd år 6 i försök med olika odlingsformer. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för markvetenskap. Ex. arb. nr 81.
- Hessel, K., Aronsson, H., Lindén, B., Stenberg, M., Rydberg, T. och Gustafson, A. 1998. Höstgrödor – Fånggrödor – Utlakning, Kvävedynamik och kväveutlakning på en moränlättna i Skåne. *Ekohydrologi* nr 46, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Hessel Tjell, K., Aronsson, H., Torstensson, G., Gustafson, A., Lindén, B., Stenberg, M. och Rydberg, T. 1999. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning i handels- och stallgödslade odlingssystem med och utan fånggrödor. *Ekohydrologi* nr 50, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Jansson, P.-E. 1991. Simulation Model for Soil Water and Heat Conditions. Description of the SOIL model. Department of Soil Sciences, Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, S-750 07 Uppsala, Sweden.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered Agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18, 333-356.
- Johnsson, H. och Hoffman, M. 1996. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. *Ekohydrologi* nr 39. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G., Gustafson, A., Aronsson, H. och Granstedt, A. 1993. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. *Ekohydrologi* nr 34. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G. & Johnsson, H. 1996. Simulation of water and nitrogen dynamics in a five year leaching experiment with varying fertilisation and manure treatments. Reports and Dissertations nr 29, Department of Soil Sciences, SLU, Uppsala.



Delrapport 2:

## **Simulerad kväveutlakning i olika odlingssystem förlagda till Västra Götaland**

*Gunnar Torstensson, avd. för vattenvårdslära, SLU*

### **INLEDNING**

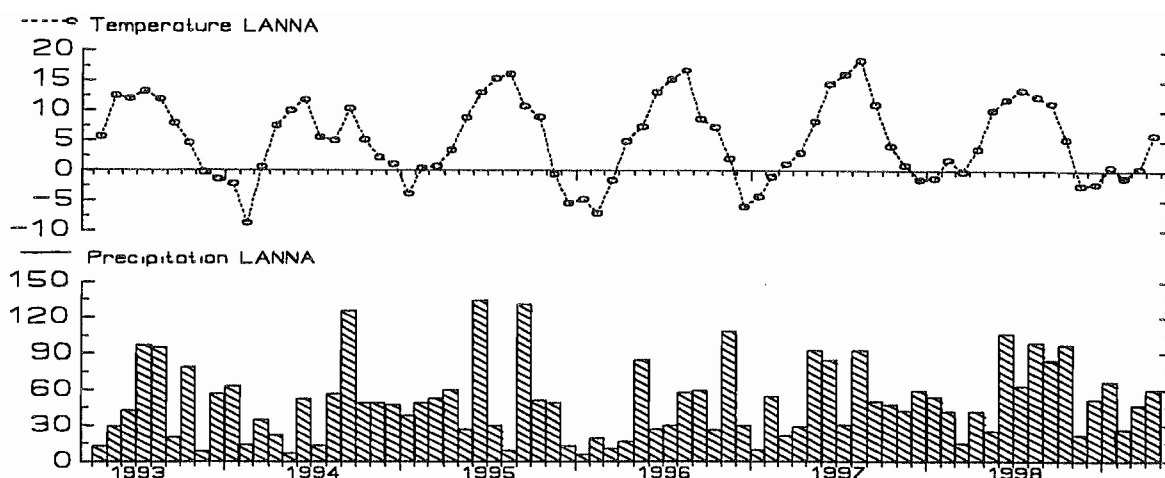
På uppdrag av Jordbruksverket har avdelningen för vattenvårdslära vid SLU utfört beräkningar av kväveutlakningen med hjälp av SOIL-SOILN-modellen på försöksdata från "Försök med olika odlingsformer, miljöprojekt inom Kristianstad läns landsting". Syftet med uppdraget var att försöka belysa effekterna på kväveutlakningen vid övergång från konventionell till ekologisk odling. Resultaten från dessa beräkningar har redovisats i Delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne". I uppdraget ingick även att om möjligt göra motsvarande beräkningar på försöksunderlag från Västra Götaland och Östra Svealand. Tyvärr befanns det tillgängliga underlaget från Västra Götaland vara allför ofullständigt för att kunna användas för en oberoende modellberäkning.

Med syfte att trots detta få en viss uppfattning om hur relationen mellan de tidigare studerade Sydsvenska odlingssystemen skulle påverkas i en något kallare klimatzon och på jordar med högre lerhalt har simulerade utlakningsresultat för Västra Götaland tagits fram med Bollerups-data som underlag.

### **BERÄKNINGSUNDERLAG**

Försöksunderlaget vid Bollerup innefattar fyra olika odlingssystem med sexåriga växtföljder; konventionell odling, med resp. utan nötkreaturshållning samt ekologisk odling med resp. utan nötkreaturshållning. Jordarten är lättlera. Beräkningarna omfattar växtföljdsperioden 1993-1998. Beräkningsunderlaget liksom modellenpassningen finns detaljerat beskrivet i Delrapport 1.

Vid simuleringen av utlakningen har i princip Bollerupförsöket flyttats till Västra Götaland. Klimatdata är hämtad från Lanna, som ligger några mil sydväst om Skara, och som jordart valdes en mellanlera med ca 35% ler. Alla grödor, med undantag för sockerbetor, odlas regelbundet även i Västra Götaland. Sockerbetorna kan få representera en långväxande gröda av något slag, t.ex. någon grönsak som t.ex. sen vitkål. Alla skörde- och gödslingsnivåer har bibehållits lika som i Bollerup. Däremot har, som en konsekvens av den nordligare klimatzonen, tidpunkterna för tillväxtens start på våren, tidpunkten för avslutad tillväxt på hösten samt tidpunkten för "sen höstplöjning" justerats i såväl SOIL- som SOILN-simuleringen. Detta får bl.a. som konsekvens att kväveupptaget i höstväxande grödor blir mindre under hösten. Övergången till kortare vegetationsperiod och en jord med högre lerhalt föranledde viss höjning av nedbrytningskonstanten för humus resp. potentiell denitrifikation för att bibehålla en rimlig balans på det organiska kväveförrådet i marken. Utöver dessa justeringar har inga ändringar gjorts jämfört med Bollerup.



Figur 1. Månadsmedeltemperaturer och nederbörd under beräkningsperioden, 1993-04-01 till 1999-03-31.

## MODELLANPASSNING

För utförliga tekniska beskrivningar av modellerna hänvisas till litteraturlistan (Jansson, 1991; Johnsson *et al.*, 1987). Modellanpassningsproceduren som använts är den samma som vid beräkningarna på de skånska försöken som redovisats i delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne", ytterligare information kan fås i refererad litteratur. En SOIL-SOILN-simulering, av exempelvis ett växtföljdsomlopp, består av två separata delsteg. Först genomförs en vatten- och värmebalans-simulering med SOIL-modellen. Dygnsvis utdata från SOIL-modellen i form av bl.a. skiktvisa marktemperaturer och vattenhalter, samt vattenflöden mellan markskikten och till dräneringsledningarna (ev. även till grundvatten) används sedan i nästa steg som drivdata (indata) till SOILN-modellen där bl.a. mineralisering, upptag och utlakning av kväve simuleras. Inför varje simulering styrs och anpassas modellernas beteende genom att sätta in aktuella värden på ett tämligen stort antal parametrar. Värdena på parametrarna ska tillsammans ge en beskrivning av det simulerade systemets viktigaste egenskaper i ett eller flera avseenden, men även hur dessa fortlöpande förändras över tiden. I praktiken innebär det oftast att en komplett parameteruppsättning per år behöver anges. Målet är att modellen så långt som möjligt ska kunna återge den verklighet som låter sig beskrivas av den uppsättning mätdata som finns från den aktuella försökslokalen (rutan).

## RESULTAT

En sammanfattning av simulerad utlakning, skördar, gödsling och "simulerad" kvävefixering redovisas i tabell 1. I tabell 2 redovisas årsvisa utlakningsresultat och simulerad avrinning i de olika odlingssystemen. De beräknade utlakningsnivåerna överensstämmer väl med vad som uppmätts inom regionen (Johansson, *et al.*, 1999; Lindén, *et al.*, 1999). Medeltalen för hela växtföljden, uttryckt som kg N/ha, är något lägre i de ekologiska odlingssystemen jämför med motsvarande konventionella odlingssystem (tabell 1). Skillnaderna mellan odlingssystemen är dock något mindre än vid Bollerup, vilket också stöds av resultaten från pågående försök vid Lanna. Vallbrotten liksom den sena plöjningen av gröngödslingsvallen uppvisar lägre

**Tabell 1.** System- och grödvis medelutlakning i de fyra odlingsystemen vid Lanna (mellanlera). Medeltal för produkt- och kväveskördar (min och max för kväveskörd), "simulerad" kvävefixering, gödsling med stall- och handelsgödsel-N samt modellberäknad kvävemängd som nedbrukades med grön gödslingen. "Skörden" på grön gödslingsvallen, inom parantes, bortfördes ej

<b>Konventionell odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)
			Medel	Min	Max		
Värnkorn	24	57	87	78	93		110+52*
Höstraps	19	32	88	33	126		150/130**
Höstvete	18	70	124	101	148		160
Socketbetor	14	457	71	63	82		130/100**
Ärter	19	37	134	103	163	127	0
Höstvete	15	72	127	112	147		160
Årsmedeltal	18		105			21	123
Utlakat N per kg skördat N	0,17						

\* 52 kg N/ha före sådd av raps.  
\*\* Fr.o.m. 1996

---

<b>Ekologisk odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Nedbrukad grön gödsel (kg N/ha)
			Medel	Min	Max		
Åkerböna + gräsinsädd	15	29	112	29	168	157	
Värnkorn + insädd	14	33	38	31	50	30	
Grön gödslingsvall	12	(77)	(214)	(93)	(356)	180	231 (140-356)
Socketbetor	13	339	50	37	66		
Ärter	18	32	113	42	153	147	
Höstvete	15	40	58	41	85		
Årsmedeltal	14		62			86	
Utlakat N per kg skördat N	0,19						

---

<b>Konventionell odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)									
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)	Stallgödsel (brutto)	
			Medel	Min	Max			Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Värnkorn + insädd	15	59	89	78	120	29	56		
Vall I	5	100	182	150	266	22	130/85*		41/84*
Vall II	14	112	195	128	271	17	175/125*	124/55**	41/84*
Höstvete	19	70	151	131	195		160/150**		
Socketbetor	14	451	161	151	176		100/72***	191/48	
Ärter + höstsädd fånggröda	21	40	146	107	169	182	0		
Årsmedeltal	15		154			42	90	46/14	23
Utlakat N per kg skördat N	0,10								

\* Fr.o.m. 1995  
\*\* Stallg. före sådd av höstvete fr.o.m. 1995  
\*\*\* Fr.o.m. 1996

---

<b>Ekologisk odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)								
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Stallgödsel	
			Medel	Min	Max		Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Värnkorn + insädd	13	47	69	60	92	31		46*
Vall I	5	47	99	37	164	103		
Vall II	13	91	185	94	262	134	73/31**	34*
Höstvete	19	44	76	58	98			44
Socketbetor	13	420	128	107	137		191/48	
Ärter/Havre + klöverinsädd	15	41	99	69	138	115+11		
Årsmedeltal	13		109			66	40/10	16
Utlakat N per kg skördat N	0,13							

\* Fr.o.m. 1995  
\*\*Före sådd av höstvete (1995 och 1997)

**Tabell 2.** Beräknade (simulerade) årsvisa kväveutlakningar och simulerad avrinning vid Lanna (mellanlera).

Konventionell odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn, tidig höstplöjning	24	30	22	35	7	22	27	245
Höstraps, tidig höstplöjning	19	14	20	27	13	17	23	183
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	18	8	17	30	15	7	29	227
Socketbetor	14	13	8	22	7	18	14	244
Ärter, tidig höstplöjning	19	21	23	28	9	14	20	253
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	15	6	17	26	14	11	13	230
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	18	15	18	28	11	15	21	
Årsvis medelavrinning (mm)		230	247	315	127	180	283	230
Ekologisk odling utan djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Åkerböna + gräsinsädd, sen höstplöjning	15	18	10	22	8	14	16	224
Vårkorn + vallinsädd	14	12	13	17	9	18	12	215
Gröngödsling, sen stubbearbet.+ höstplöjning	12	14	10	13	8	11	13	180
Socketbetor	13	16	7	19	5	13	19	238
Ärter, tidig höstplöjning	18	22	25	19	9	12	20	253
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	15	13	14	28	10	10	15	226
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	14	16	13	20	8	13	16	
Årsvis medelavrinning (mm)		222	250	312	116	166	268	222
Konventionell odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsädd	15	15	7	21	9	19	17	246
Vall I	5	8	3	4	5	3	7	150
Vall II, tidig höstplöjning	14	23	11	15	8	13	15	192
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	19	8	19	36	12	15	27	229
Socketbetor	14	13	6	21	7	13	22	244
Ärter, höstsädd fänggröda sen höstplöjning	21	19	24	27	12	22	20	280
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	15	14	12	21	9	14	18	
Årsvis medelavrinning (mm)		230	242	302	119	168	280	224
Ekologisk odling med djur								Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsvis utlakning (kg N/ha)						
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Vårkorn + vallinsädd	13	12	5	18	10	16	16	247
Vall I	5	9	4	4	5	3	4	149
Vall II, tidig höstplöjning	13	24	10	13	7	9	16	191
Höstvete, tidig stubbearbet. sen höstplöjning	19	14	19	34	13	15	20	231
Socketbetor	13	13	7	20	5	15	19	244
Ärter/Havre + klöverinsädd sen höstplöjning	15	15	11	27	7	16	13	271
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	13	15	9	19	8	12	15	
Årsvis medelavrinning mm		228	242	301	118	167	278	222

inverkan på kväveutlakningen jämfört med resultaten från Bollerup. Den främsta orsaken är troligen att betydelsen av höstväxande grödor och "tidig" höstbearbetning blir relativt sett mindre i och med en kortare period med tillväxt och hög mineraliseringsaktivitet under hösten. Det bör också påpekas att en starkt bidragande orsak till de allmänt lägre utlakningsnivåerna i Västra Götaland är en betydligt större denitrifikation jämfört med vad som är fallet på lättare jordar. Den simulerade årliga denitrifikationen är i det här fallet ungefär lika stor som, eller till och med något större än, den beräknade utlakningen.

## LITTERATUR

- Jansson, P.-E. 1991. Simulation Model for Soil Water and Heat Conditions. Description of the SOIL model. Department of Soil Sciences, Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, S-750 07 Uppsala, Sweden.
- Johansson, G., Kyllmar, K. och Johnsson, H. 1999. Observationsfält på åkermark – Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 1995/96 samt en långtidsöversikt. Ekohydrologi nr 49. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered Agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18, 333-356.
- Johnsson, H. och Hoffman, M. 1996. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. Ekohydrologi nr 39. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindén, B., Engström, L., Aronsson, H., Hessel Tjell, K., Gustafson, A., Stenberg, M. och Rydberg, T. 1999. Kvävemineralisering under olika årstider och utlakning på en grovmjord i Västergötland – Inverkan av jordbearbetningstidpunkter, flytgödseltillförsel och insådd fånggröda. Ekohydrologi nr 51, Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G., Gustafson, A., Aronsson, H. och Granstedt, A. 1993. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. Ekohydrologi nr 34. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G. & Johnsson, H. 1996. Simulation of water and nitrogen dynamics in a five year leaching experiment with varying fertilisation and manure treatments. Reports and Dissertations nr 29, Department of Soil Sciences, SLU, Uppsala.



Delrapport 3:

## **Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Säby i Uppland**

*Gunnar Torstensson, avd. för vattenvårdslära, SLU*

### **INLEDNING**

På uppdrag av Jordbruksverket har avdelningen för vattenvårdslära vid SLU utfört beräkningar av kväveutlakningen med hjälp av SOIL-SOILN-modellen på försöksdata från ett försök med ett konventionellt och två ekologiska odlingssystem som genomfördes under perioden 1984 till 1989 vid Säby, utanför Uppsala. Syftet med uppdraget har varit att försöka belysa effekterna på kväveutlakningen vid övergång från konventionell till ekologisk odling. I uppdraget ingick även att göra motsvarande beräkningar på försöksunderlag Skåne och Västra Götaland. Resultaten från dessa beräkningar har redovisats i Delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne" och Delrapport 2- "Simulerad avrinning i olika odlingssystem förlagda till Västra Götaland".

### **BERÄKNINGSUNDERLAG**

Beräkningarna omfattar växtföljdsperioden 1985-1989, (1985-05-01 – 1990-04-30). Underlaget har utgjorts av vad som framgått av rapporten "Övergång från konventionell till alternativ odling", Växtodling nr 27 (Nilsson, Granstedt & Rydberg, 1991). Odlingsystemens utformning och växtföljder framgår av tabell 2. Varje odlingssystem omfattade 5 rutor, vars storlek etc. inte anges i rapporten, alla grödor har följaktligen odlats varje år. Jordarten på försöksplatsen anges som lättlera-mellanlera. Den i beräkningen använda markprofilbeskrivningen har en lerhalt på ca 35%.

Sett som helhet bedöms det tillgängliga underlaget varit tillfyllest för en trovärdig modellberäkning av detta slag. Den största bristen ligger i att endast ett fåtal mätningar av mineralkväve i marken finns redovisade. Kväveinnehållet i skördad halm finns inte redovisat trots att det finns upptaget under metodbeskrivningen. Överlag saknas egentliga beskrivningar över hur mätningar, provtagningar och analyser är gjorda.

**Som underlag för utlakningsberäkningarna har i huvudsak använts:** årsvisa uppgifter om gödning, kväveskördar (och utifrån kväveskörderna beräknat totalt kväveupptag) och, utifrån tillgängliga sådd- och skördetidpunkter, uppskattade uppgifter om jordbearbetning. Exakta uppgifter om t.ex. bearbetningstidpunkter skulle sannolikt ha förbättrat precisionen men skulle troligen inte påverka relationen mellan odlingssystemen.

**Uppmätt mineralkväveinnehåll i markprofilen, (0-90 cm),** från ett fåtal jordprov tagna inför höstsådd och fram till skörd av höstvetet under åren 1987-88, 1988-89, har använts som viss verifikation på den simulerade mineralkvävenivån i markprofilen (tabell 1). Proven är tagna i 30 cm skikt (0-30, 30-60, 60-90). Hur proven är tagna (antal stick, utrustning mm) framgår inte av rapporten.

**Vallarna** i det ekologiska odlingssystemet med djur har skördats två gånger per år, första skörden i mitten eller slutet av juni och andraskörden runt månadsskiftet juli-augusti.

Tabell 1. Uppmätta mineralkväveinnehåll ( $\text{NO}_3\text{-N}+\text{NH}_4\text{-N}$ ) i marken i samband med höstveteodling.

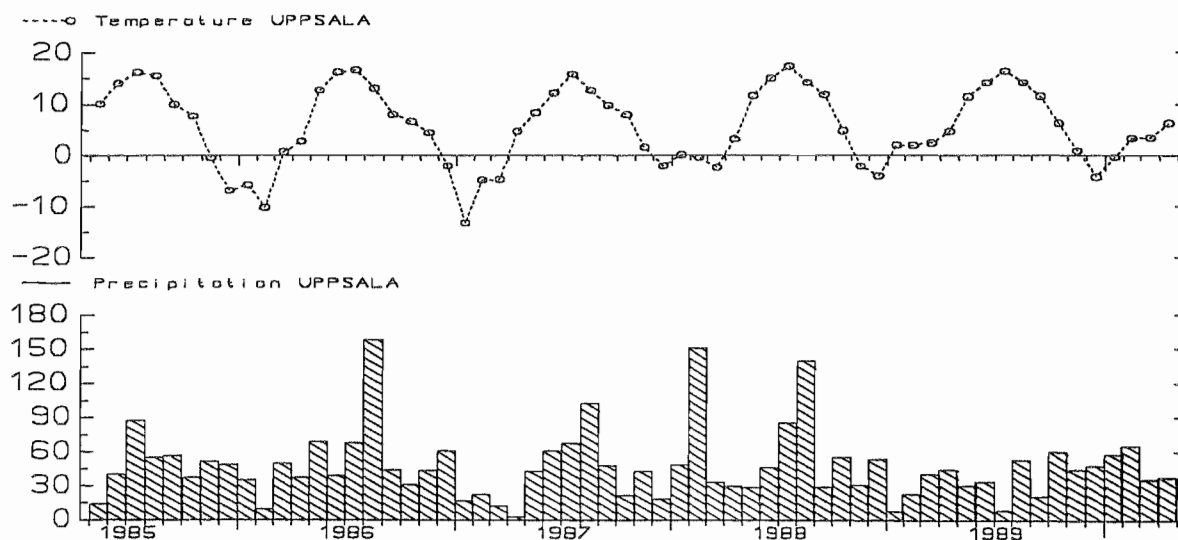
Konventionell odling utan djur			
	1987/88	1988/89	
Förfrukt:	Havre	Vårrybs	
Före vetesådd (aug-sep)	28	28	
Sen höst (nov-dec)	30	55	
Vår (april)	32	36	
Vid veteskörd (juli-aug)	22	18	

Ekologisk odling utan djur			
	Förfrukt	Gröngöd.-vall	Gröngöd.-vall
Före vetesådd (aug-sep)		69	24
Sen höst (nov-dec)		95	147
Vår (april)		85	107
Vid veteskörd (juli-aug)		23	14

Ekologisk odling med djur			
	Förfrukt:	Vall II	Vall II
Före vetesådd (aug-sep)		68	33
Sen höst (nov-dec)		74	109
Vår (april)		56	106
Vid veteskörd (juli-aug)		24	15



Figur 1. Månadsmedeltemperaturer och nederbörd under beräkningsperioden, 1985-05-01 till 1990-04-30.

"Skörden" på gröngödslingsvallarna har bestämts vid 2(-3) tillfällen, dels i samband med att vallen har putsats i juni, samt straxt före plöjningen i slutet av augusti. Metodbeskrivning saknas för samtliga skördebestämningar.

## MODELLANPASSNING

För utförliga tekniska beskrivningar av modellerna hänvisas till litteraturlistan (Jansson, 1991; Johnsson *et al.*, 1987). Modellanpassningsproceduren som använts är densamma som vid beräkningarna på de skånska försöken som redovisats i delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne", ytterligare information kan

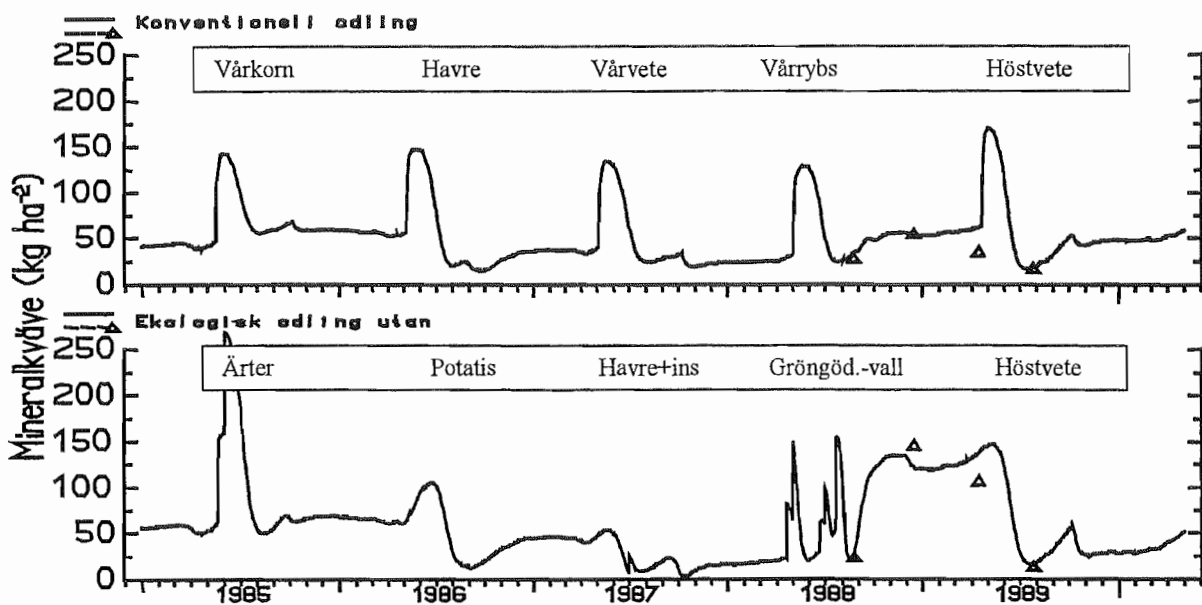


fås i refererad litteratur. En SOIL-SOILN-simulering, av exempelvis ett växtföljdsomlopp, består i två separata delsteg. Först genomförs en vatten- och värmebalans-simulering med SOIL-modellen. Dygnsvis utdata från SOIL-modellen i form av bl.a. skiktvisa marktemperaturer och vattenhalter, samt vattenflöden mellan markskikten och till dräneringsledningarna (ev. även till grundvatten) används sedan i nästa steg som drivdata (indata) till SOILN-modellen där bl.a. mineralisering, upptag och utlakning av kväve simuleras. Inför varje simulering styrs och anpassas modellernas beteende genom att sätta in aktuella värden på ett tämligen stort antal parametrar. Värdena på parametrarna ska tillsammans ge en beskrivning av det simulerade systemets viktigaste egenskaper i ett eller flera avseenden, men även hur dessa fortlöpande förändras över tiden. I praktiken innebär det oftast att en komplett parameteruppsättning per år behöver anges. Målet är att modellen så långt som möjligt ska kunna återge den verklighet som låter sig beskrivas av den uppsättning mätdata som finns från den aktuella försökslokalen (rutan).

## RESULTAT

En sammanfattning av simulerad utlakning, skördar, gödsling och "simulerad" kvävefixering redovisas i tabell 2. I tabell 3 redovisas årsvisa utlakningsresultat och simulerad avrinning i de olika odlingsystemen. De beräknade utlakningsnivåerna i det konventionella odlingsystemet överensstämmer i stort med vad som uppmätts inom regionen (Johansson, *et al.* 1999). Den enda "direkta" jämförelse som kan göras är den mellan konventionell odling och ekologisk odling utan djur.

Beräknad kväveutlakning från det ekologiska odlingsystemet är ca 25% högre än från det konventionella. Den olika grödsammansättningen i växtföljden bidrar i viss mån till detta, speciellt potatisen i det ekologiska odlingsystemet. Men även om potatisgrödan hade bytts ut mot någon annan gröda, med t.ex. 5 kg lägre kväveutlakning, skulle inte utlakningen från detta system nått ned till det konventionella odlingsystemets medelnivå (tabell 2).



Figur 2. Exempel på simulerat och uppmätt (trianglar) mineralkväveinnehåll ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) i marken (0-90 cm), i odlingsystem utan djur vid Säby.

**Tabell 2.** System- och grödvis medelutlakning i de tre odlingssystemen vid Säby (mellanlera). Medeltal för produkt- och kväveskördar (min och max för kväveskörd), "simulerad" kvävefixering, gödsling med stall- och handelsgödsel-N samt modellberäknad kvävemängd som nedbrukades med grüngödslingen. "Skörden" på grüngödslingensvallen, inom parentes, bortfördes ej.

<b>Konventionell odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Handelsg. N (kg/ha)
			Medel	Min	Max		
Vårkorn, sen höstplöjn.	19	54	78	62	96		90
Havre, tidig höstplöjn.	12	53	94	84	106		90
Höst-/Vårvete, sen höstplöjn.	13	56	89	73	108		102
Vårrybs, tidig höstplöjn.	20	17	53	39	62		90
Höst-/Vårvete, sen höstplöjn.	19	59	97	70	125		102
Årsmedeltal	16		82			0	95
Utlakat N per kg skördat N	0,20						

<b>Ekologisk odling utan djur</b> (Skörderester nedbrukas)							
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Nedbrukad grüngödsel (kg N/ha)
			Medel	Min	Max		
Årter, hösts. fångg., vårplöjn.	19	30	105	73	141	146	
Potatis	23	256	80	38	125		
Havre+vallinsådd	10	40	58	43	73	22	
Grüngödsling, tidig höstplöjn.	31	(108)	(301)	(147)	(452)	314	237 (188-265)
Höst-/Vårvete, sen höstplöjn.	17	52	76	43	107		
Årsmedeltal	20		64			96	
Utlakat N per kg skördat N	0,31						

<b>Ekologisk odling med djur</b> (Halm och blast bortföres)								
Gröda, växtföljd	Utlakning N (kg/ha)	Medel- skörd (dt/ha)	N-skörd (kg/ha)			"Simulerad" N-fixering (kg N/ha)	Stallgödsel	
			Medel	Min	Max		Fast (TotN/NH <sub>4</sub> N)	Urin (NH <sub>4</sub> N)
Vårkorn+vallinsådd	13	25	44	39	54	0	88/16	
Vall I	8	79	255	166	338	280		
Vall II, tidig höstplöjn.	19	79	248	185	306	240	103/8*	
Höst-/Vårvete, sen höstplöjn.	20	48	88	71	112			
Havre+Årter, sen höstplöjn.	19	37	101	54	145	52	65/14	
Årsmedeltal	16		147			114	51/8	0
Utlakat N per kg skördat N	0,11							OBS!

\*Efter vallbrott

Den huvudsakliga orsaken till den höga utlakningsnivån är den tidiga höstplöjningen av grüngödslingensvallen (omkring 1 september). Höstsåden har ingen som helst möjlighet att ta vara på mer än en liten bråkdel av det, oftast mer än hundratalet kilo, kväve som frigörs under september och oktober (figur 2). Denna snabba frigörelse efter tidig nedbrukning av grüngödslingsgrödor överensstämmer helt med vad som observerats i flera andra försök (t.ex. Torstensson, 1998). Effekten på kväveutlakningen av en tidig nedplöjning av en grüngödslingsgröda kan i det närmaste liknas vid den av en mycket stor dos flytgödsel (60-80 ton/ha) som läggs ut och nedbrukas vid samma tidpunkt.

Stallgödseln i det ekologiska odlingssystemet med djur har uppgetts vara "delvis komposterad". Av analysresultaten att döma har den vid flertalet tillfällen nog varit tämligen väl komposterad (tabell 1), vilket betyder att uppemot 50% av den färskas stallgödsels totalkväveinnehåll sannolikt redan har förlorats. Det måste också observeras att ingen urin har tillförts till odlingssystemet ifråga, vilket vore det normala vid användning av fastgödsel. I ett odlingssystem där motsvarande mängder färsk fastgödsel och normala mängder urin

**Tabell 3.** Beräknade (simulerade) årsvisa kväveutlakningar och simulerad avrinning vid Säby (mellanlera).

<b>Konventionell odling utan djur</b>							Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)					
		1985	1986	1987	1988	1989	
Vårkorn, sen höstplöjn.	19	24	12	18	23	16	241
Havre, tidig höstplöjn.	12	13	22	7	8	11	203
Höst-/Vårve, sen höstplöjn.	13	15	13	10	13	12	211
Vårrys, tidig höstplöjn.	20	26	23	18	12	22	222
Höst-/Vårve, sen höstplöjn.	19	23	22	19	15	14	213
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	16	20	18	14	14	15	
Årsviss medelavrinning (mm)		280	240	213	184	171	218

<b>Ekologisk odling utan djur</b>							Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)					
		1985	1986	1987	1988	1989	
Ärter, höstsådd fångg., vårplöjn.	19	26	16	19	9	24	245
Potatis	23	33	28	14	15	27	234
Havre+vallinsådd	10	15	16	6	7	6	226
Gröngödsling, tidig höstplöjn.	31	48	30	30	23	27	180
Höst-/Vårve, sen höstplöjn.	17	30	22	8	15	10	220
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	20	18	21	13	13	13	
Årsviss medelavrinning (mm)		277	252	211	190	175	221

<b>Ekologisk odling med djur</b>							Årsmedel- avrinning (mm)
Gröda, växtföljd	Medelutl. (kg N/ha)	Årsviss utlakning (kg N/ha)					
		1985	1986	1987	1988	1989	
Vårkorn+vallinsådd	13	15	17	11	10	10	224
Vall I	8	10	9	8	5	6	138
Vall II, tidig höstplöjn.	19	20	24	15	18	16	160
Höst-/Vårve, sen höstplöjn.	20	27	25	15	15	17	221
Havre+Ärter, sen höstplöjn.	19	18	31	16	15	17	253
Växtföljdens medelutlakning (kg N/ha)	16	30	22	15	14	19	
Årsviss medelavrinning (mm)		263	235	188	161	150	199

används kan man sannolikt förvänta sig en något högre både skörde- och kväveutlakningsnivå. Det bör också påpekas att en starkt bidragande orsak till de allmänt lägre utlakningsnivåerna på lerjordarna är en betydligt större denitrifikation jämfört med vad som är fallet på lättare jordar. Den simulerade årliga denitrifikationen är i det här fallet ungefär lika stor som, eller till och med något större än, den beräknade utlakningen.

## LITTERATUR

- Jansson, P.-E. 1991. Simulation Model for Soil Water and Heat Conditions. Description of the SOIL model. Department of Soil Sciences, Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, S-750 07 Uppsala, Sweden.
- Johansson, G., Kyllmar, K. och Johnsson, H. 1999. Observationsfält på åkermark – Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohdrologiska året 1995/96 samt en långtidsöversikt. Ekohydrologi nr 49. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered Agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 18, 333-356.
- Johnsson, H. och Hoffman, M. 1996. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. Ekohydrologi nr 39. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G. 1998 Nitrogen Delivery and Utilization by Subsequent crops after incorporation of Leys with Different Plant Composition. Biological Agriculture and Horticulture, Vol 16.
- Torstensson, G., Gustafson, A., Aronsson, H. och Granstedt, A. 1993. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. Ekohydrologi nr 34. Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Torstensson, G. & Johnsson, H. 1996. Simulation of water and nitrogen dynamics in a five year leaching experiment with varying fertilisation and manure treatments. Reports and Dissertations nr 29, Department of Soil Sciences, SLU, Uppsala.

Delrapport 4:

## **Inverkan av några olika faktorer på den beräknade utlakningen – känslighetsanalys**

*Gunnar Torstensson, avd. för vattenvårdslära, SLU*

### **INLEDNING**

På uppdrag av Jordbruksverket har avdelningen för vattenvårdslära vid SLU utfört beräkningar av kväveutlakningen med hjälp av SOIL-SOILN-modellen på försöksdata från olika försök med konventionella och ekologiska odlingssystem. Syftet med uppdraget har varit att försöka belysa effekterna på kväveutlakningen vid övergång från konventionell till ekologisk odling. Resultaten från dessa beräkningar har redovisats i Delrapport 1 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Bollerup och Önnestad i Skåne", Delrapport 2 - "Simulerad kväveutlakning i olika odlingssystem förlagda till Västra Götaland" samt Delrapport 3 – "Modellberäkningar baserade på försöksmaterial från Säby i Uppland". I dessa beräkningar har de aktuella försökens odling, gödsling mm följts med största möjliga strikthet, enligt de rapporter och annat beräkningsunderlag som har stått till förfogande. Vid utvärderingen framkom att vissa enskilda åtgärder i några av de studerade odlingssystemen kan ha haft stor inverkan på de resultat som framkommit. I denna rapport redovisas ett antal utförda känslighetstester där inverkan av några av dessa faktorer har analyserats med hjälp av SOILN-modellen.

### **METODER**

Analysen har omfattat försöken i Skåne samt simulering av utlakningen i Västra Götaland, följande huvudfaktorer har analyserats:

- Effekter av modifierad gödsling i de konventionella odlingssystemen
- Införande av insådd gräsfånggröda efter ärter i konventionella odlingssystem med djur
- Tidigarelagd brytning av gröngödslingsvall i de skånska försöken.

De genomförda modelltesterna presenteras i tabell 1. För en närmare presentation av odlingssystemen och den ursprungliga beräkningen hänvisas till Delrapporterna 1 och 2.

Effekterna på utlakningen av modifierad gödsling beräknades för några situationer där tydliga kväveöverskott fanns i de ursprungliga beräkningarna. Vid dessa beräkningar sattes som villkor att grödans simulerade kväveupptag inte fick påverkas. I ett fall, med extra stort kväveupptag, har dock den reducerade höstgödslingen till raps medfört ett mindre kväveupptag under hösten. Det går emellertid inte att uttala sig om hur detta skulle ha påverkat skörden eftersom den aktuella höstrapsen utvintrade. I de konventionella odlingssystemen med djur ersattes den höstsådda fånggrödan (höstråg) med en insådd rajgräsfånggröda. Med tanke på eventuella etableringssvårigheter i ärter förutsattes lägre kväveupptag under hösten jämfört med vad som konstaterats i andra insådder på resp. plats. (tabell 1). Fånggrödorna plöjdes ned vid samma tidpunkt som den ursprungliga höstsådda fånggrödan, dvs. sent på hösten vid Bollerup och Lanna, men på våren vid Önnestad. Skörden av vårkorn (med vallinsådd) året efter antogs förbli oförändrad. Nedplöjningen på våren av en större mängd växtmassa vid Önnestad fick dock till följd att mineralkvävetillgången efterföljande höst ökade märkbart. Därför antogs att vallinsåddens kvävefixering under hösten minskade med ca

**Tabell 1.** Odlingsåtgärder som ingått i känslighetsanalysen

---

**Konventionell odling utan djur**

Bollerup

Bu1 Gödsling till raps minskad med 20 kg N på hösten och med 20 kg N på våren 1993-1995.

Bu2 Bu1 + Gödsling till höstvetete sänkt med 10 kg N

Önnestad

Öu1 Gödsling till raps minskad med 20 kg N på hösten, och med 20 kg N på våren 1993-1995.

Öu2 Öu1 + Gödsling till höstråg 1 (efter raps) sänkt med 10 kg N

Lanna

Lu1 Gödsling till raps minskad med 20 kg N på hösten och med 20 kg N på våren 1993-1995.

Lu2 Lu1 + Gödsling till höstvetete sänkt med 10 kg N

---

**Konventionell odling med djur**

Bollerup

Bm1 Gödsling till höstvetete efter vallbrott sänkt med 10 kg N

Bm2 Bm1 + Insådd gräsfånggröda i ärter, höstplöjd, (N-upptag: 40-45 kg/ha)

Önnestad

Öm1 Gödsling till höstråg efter vallbrott sänkt med 10 kg N

Öm2 Öm1 + Insådd gräsfånggröda i ärter, vårplöjd, (N-upptag: 50-55 kg/ha)

Lanna

Lm1 Gödsling till höstvetete efter vallbrott sänkt med 10 kg N

Lm2 Lm1 + Insådd gräsfånggröda i ärter, höstplöjd, (N-upptag: 25-30 kg/ha)

---

**Ekologisk odling utan djur**

Bollerup

Be1. Vallbrott 1 månad tidigare (17/10 resp. 17/9)

Önnestad

Öe1. Vallbrott 1 månad tidigare (7/11 resp. 7/10)

---

5 kg/ha alla år. Någon motsvarande tydlig påverkan kunde inte konstateras efter nedplöjning på hösten, varför ingen justering av kvävefixering gjordes vid Bollerup och Lanna. I de ekologiska odlingssystemen utan djur vid Bollerup och Önnestad tidigarelades brytningen av gröngödslingsvallen 1 månad (tabell 1). Vid Lanna var plöjningstiden redan något tidigare-lagd av klimatskäl, ytterligare en månads tidigareläggning, utan införande av höstsådd, förföll orealistiskt. Inga modelltester har gjorts på något av de ekologiska odlingssystemen med djur. De flesta variationer som har bedömts vara möjliga i dessa odlingssystem innebär mer genomgripande ändringar i växtföljden. T.ex. en senareläggning av vallbrottet innebär att höstsåden måste ersättas med en vårgröda, till vilket underlag saknas för en realistisk och oberoende modellberäkning.

## RESULTAT

### Konventionell odling utan djur

De ursprungliga beräkningarna antydde att höstgödslingen (ca 50 kg N/ha, ibland mera) i samband med rapsådden, plus en ganska generöst tilltagen vårgiva under de första åren, i de konventionella odlingssystemen utan djur påtagligt bidrog till att öka kväveutlakningen. Vid ett fåtal tillfällen tycks rapsens tillväxt och kväveupptag under hösten ha motsvarat den totalt tillgängliga kvävemängden under hösten, inkl. höstgödslingen, men vid dessa tillfällen utvintrade nästan alltid rapsen och fick ersättas med vårraps. En neddragning av gödslingen

**Tabell 2.** Konventionella odlingssystem utan djur vid Bollerup och Önnestad. Effekter på kväveutlakningen, jämfört med den ursprungliga beräkningen, av reducerad gödsling till höstraps (Bu1, Öu1) och, därutöver, minskad gödsling till höstvet resp. höstråg efter raps (Bu2, Öu2)

Bollerup	Ursprunglig beräkning		Bu1		Bu2	
	Handelsg.		Handelsg.		Handelsg.	
	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)
Gröda, växtföljd						
Vårkorn	37	110+52	27	110+ <b>32</b>	25	110+ <b>32</b>
Höstraps	33	150/130	26	<b>130</b>	26	<b>130</b>
Höstvet	30	160	27	160	22	<b>150</b>
Socketbetor	23	130/100	21	130/100	19	130/100
Ärter	36	0	36	0	35	0
Höstvet	25	160	25	160	20	<b>150</b>
Årsmedeltal	31	123	27	118	25	115

Önnestad	Ursprunglig beräkning		Öu1		Öu2	
	Handelsg.		Handelsg.		Handelsg.	
	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)
Gröda, växtföljd						
Vårkorn	47	95+50	38	95+ <b>30</b>	38	95+ <b>30</b>
Höstraps	45	156/108	35	<b>136/108</b>	35	<b>136/108</b>
Höstråg	61	84	59	84	51	<b>74</b>
Potatis	81	130	80	130	78	130
Ärter	72	0	72	0	72	0
Höstråg + gräsins.	21	70	21	70	21	70
Årsmedeltal	54	94	51	89	49	87

**Tabell 3.** Simulerade konventionella odlingssystem vid Lanna (Västra Götaland), effekter på kväveutlakningen jämfört med den ursprungliga beräkningen. Utan djur: effekter av reducerad gödsling till höstraps (Lu1) samt därutöver, minskad gödsling till höstvet (Lu2). Med djur: effekter av minskad gödsling till höstvet (Lm1) samt därutöver, insådd gräsfånggröda efter ärter istället för höstsådd fånggröda (Lm2)

Konventionell odling utan djur						
Gröda, växtföljd	Ursprunglig beräkning		Lu1		Lu2	
	Handelsg.		Handelsg.		Handelsg.	
	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)
Vårkorn	24	110+52	18	110+ <b>32</b>	16	110+ <b>32</b>
Höstraps	19	150/130	14	<b>130</b>	13	<b>130</b>
Höstvet	18	160	15	160	12	<b>150</b>
Socketbetor	14	130/100	13	130/100	11	130/100
Ärter	19	0	19	0	18	0
Höstvet	15	160	15	160	12	<b>150</b>
Årsmedeltal	18	123	15	118	14	115

Konventionell odling med djur						
Gröda, växtföljd	Ursprunglig beräkning		Lm1		Lm2	
	Handelsg.		Handelsg.		Handelsg.	
	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)	N-utlakn. (kg/ha)	N (kg/ha)
Vårkorn +ins.	15	56	15	56	14	56
Vall I	5	130/85	5	130/85	5	130/85
Vall II	14	175/125	14	175/125	14	175/125
Höstvet	19	160/150	17	<b>150/140</b>	17	<b>150/140</b>
Socketbetor	14	100/72	12	100/72	12	100/72
Ärter +höstsådd fångg.	21	0	20	0	<b>18</b>	0
Årsmedeltal	15	90	14	88	13	88

**Tabell 4.** Konventionella odlingssystem med djur vid Bollerup och Önnestad. Effekter på kväveutlakningen, jämfört med den ursprungliga beräkningen, av reducerad gödsling till höstsäd efter vallbrott (Bm1, Öm1) och därutöver, insådd gräsfånggröda efter ärter istället för höstsådd fånggröda (Bm2, Öm2)

Bollerup	Ursprunglig beräkning		Bm1		Bm2	
	N-utlakn.	Handelsg.	N-utlakn.	Handelsg.	N-utlakn.	Handelsg.
	(kg/ha)	N (kg/ha)	(kg/ha)	N (kg/ha)	(kg/ha)	N (kg/ha)
Gröda, växtföljd						
Vårkorn + ins.	15	56	15	56	16	56
Vall I	7	130/85	7	130/85	7	130/85
Vall II	28	175/125	28	175/125	28	175/125
Höstvete	32	160/150	27	<b>150/140</b>	27	<b>150/140</b>
Sockerbeter	24	100/72	21	100/72	21	100/72
Ärter +höstsådd fångg.	35	0	33	0	24	0
Årsmedeltal	24	90	22	88	20	88

Önnestad	Ursprunglig beräkning		Öm1		Öm2	
	N-utlakn.	Handelsg.	N-utlakn.	Handelsg.	N-utlakn.	Handelsg.
	(kg/ha)	N (kg/ha)	(kg/ha)	N (kg/ha)	(kg/ha)	N (kg/ha)
Gröda, växtföljd						
Vårkorn + vallinsådd	25	56	25	56	23	56
Vall I	11	125/98	11	125/98	11	125/98
Vall II, tidig plöjning	50	160/119	50	160/119	50	160/119
Höstråg, tidig stubb.	76	59/28	70	<b>49/18</b>	70	<b>49/18</b>
Potatis	93	84	92	84	92	84
Ärter, höstsådd fångg.	69	0	69	0	55	0
Årsmedeltal	54	70	53	69	50	69

**Tabell 5.** Ekologiska odlingssystem utan djur vid Bollerup och Önnestad. Effekter på kväveutlakning och skörd av efterföljande gröda, jämfört med den ursprungliga beräkningen, av tidigarelagd (1 månad) brytning av grüngödslingsvallar (Be1, Öe1)

Bollerup	Ursprunglig beräkning		Be1	
	Utlakning	Medel-skörd	Utlakning	Medel-skörd
	N (kg/ha)	(dt/ha)	N (kg/ha)	(dt/ha)
Gröda, växtföljd				
Åkerböna + gräsinsådd, sen höstplöjn.	21	29	21	29
Vårkorn + vallinsådd	16	33	16	33
Grüngödsling, sen stubb.+ höstplöjn.	22	(77)	32	(75)*
Sockerbeter	24	339	23	315*
Ärter, tidig höstplöjn.	33	32	33	32
Höstvete, tidig stubb. sen höstplöjn.	22	40	22	40
Årsmedeltal	23		25	

Önnestad	Ursprunglig beräkning		Öe1	
	Utlakning	Medel-skörd	Utlakning	Medel-skörd
	N (kg/ha)	(dt/ha)	N (kg/ha)	(dt/ha)
Gröda, växtföljd				
Åkerböna + klöverinsådd, vårplöjn.	56	20,9	56	20,9
Vårkorn + vallinsådd	35	37,7	35	37,7
Grüngödsling, sen stubb. (vårplöjn.)	32	(53)	40	(53)
Potatis	87	300	85	280*
Ärter, tidig höstplöjn.	61	35,3	61	35,3
Råg + klöverinsådd, vårplöjn.	21	34,6	21	34,6
Årsmedeltal	49		50	

\*Skattade värden



till raps, med 20 kg på hösten alla år och med ytterligare 20 kg på våren under de tre första åren, medförde att utlakningen efter vårkorn och höstraps minskade med vardera 8-10 kg N/ha vid Bollerup och Önnestad (tabell 2). Vid Lanna minskade utlakningen efter dessa grödor med vardera 5-6 kg N/ha (tabell 3).

Totalt innebar åtgärden att medelutlakningen från odlingssystemen minskade med 3-4 kg N/ha. Även utlakningen efter höstsäden (efter rapsen) och sockerbetor resp. potatis minskade något till följd av att det kvarliggande markförrådet av mineralkväve efter de föregående grödorna blev lägre, effekten var mest märkbar på jordar med högre lerhalt, Bollerup och Lanna (tabell 2 och 3).

En minskning av gödslingen till höstvetete resp. höstråg efter raps med 10 kg N/ha, utöver den minskade gödslingen till raps, reducerade utlakningen efter dessa grödor med 3-5 kg N/ha (tabell 2 och 3). Den samlade effekten av dess båda åtgärder gjorde att medelutlakningen från de konventionella odlingssystemen utan djur minskade med mellan 4 och 6 kg N/ha och år.

### **Konventionell odling med djur**

Sänkning av gödselgivorna till höstsäd efter vallbrott i de konventionella odlingssystemen med djur gav ungefär samma effekter på utlakningen som i systemen utan djur, en minskning med 2-6 kg N/ha efter de aktuella grödorna, och med 1-2 kg N/ha för odlingssystemen som helhet (tabell 2 och 3). Att därutöver ersätta den höstsådda fånggrödan efter ärter med en insådd gräsfånggröda minskade kväveutlakningen vid Bollerup och Önnestad med ytterligare 9 resp. 14 kg N/ha efter ärter (tabell 4). Totalt skulle dessa båda åtgärder tillsammans kunna minska medelkväveutlakningen i de båda skånska odlingssystemen med ca 4 kg N/ha o. år. Vid Lanna blev effekten av den insådda fånggrödan betydligt mindre, ca 2 kg N/ha, beroende på fånggrödans lägre tillväxt under hösten (tabell 3).

### **Ekologisk odling utan djur**

Modelltesterna med tidigarelagt vallbrott begränsades till de skånska försöken eftersom det var där som de största effekterna på utlakning och efterföljande grödas kväveförsörjning kunde förväntas. Vid Bollerup medförde tidigareläggningen av vallbrottet att tillväxten efter den senaste avslagningen reducerades något vissa år. I båda försöken medförde den tidigare brytningen att kväveutlakning efter grüngödslingsvallen ökade med 8-10 kg N/ha (tabell 5). Effekten var störst vid Bollerup där vallen normalt stubbearbetades och plöjdes under senare halvan av oktober. Vid Önnestad innebar brytningen att vallen normalt stubbearbetades i början av november och plöjdes efterföljande vår. Bearbetnings- och nedmyllningseffekten av en stubbearbetning kan dock variera från att vara mest jämförbar med en grund plöjning till nästan ingen myllningseffekt alls. Detta konstaterades vid de ursprungliga beräkningarna när inverkan av den "nerbrukade" växtmassan jämfördes med uppmätta och simulerade effekter på mineralkväveinnehållet i marken på senhösten.

En annan viktig effekt av det tidigarelagda vallbrottet var att kvävetillgången för efterföljande gröda minskade påtagligt i många fall. De redan tämligen låga medelskördarna av sockerbetor resp. potatis minskade uppskattningsvis med ytterligare 2-3 ton/ha (tabell 5).



# Är övergång till ekologisk odling ett sätt att minska utlakning av kväve från åkermark?

Lars Bergström och Holger Kirchmann

Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 7072, 75007 Uppsala

## Abstract

Agriculture is a major contributor of nitrate to natural waters which has been of major concern for several decades. Accordingly, agricultural practices that reduce nitrate leaching from arable land are needed and there is a strong lobbying to switch from conventional to organic farming systems, since it is postulated that organic farming practices reduce nitrate leaching among other environmental benefits. The primary purpose of this paper was to review, compile and critically analyze information about N leaching from farming systems that were managed according to organic farming principles, and compare that with N leaching from conventional systems. For this purpose, literature dealing with N leaching from organic and conventional farming systems has been summarized. Moreover, leachable amounts of inorganic N in soils of the two types of farming systems were compared, as was investigations about N leaching from animal manure and inorganic fertilizers. In all of the studies included in this overview, both the sequence and type of crops grown, and the N-use intensity were different in organic and conventional systems. In most cases, N-fertilization was much lower on organic farms. If the different N-use intensities were taken into account and corrected for, no differences in leaching losses between the two types of systems were found. Since organic farming systems commonly have lower N inputs and yields, and therefore also lower leaching losses, a proper comparison of leaching between organic and conventional farming should take the yield into account. Attempting to do this in the present overview was not possible due to uncomparable conditions, leading to inconsistent and non-conclusive results. Nevertheless, we could not find any evidence that nitrate leaching will be reduced by introduction of organic farming practices, if the goal is to maintain the same crop production as in conventional farming systems. Reduction of nitrate leaching is not a question of organic or conventional farming, but rather introduction and use of counter measures such as catch crops, minimum tillage etc., and most importantly to keep the N intensity at a level which assures long-term sustainability of the cropping system; this would likely require a reduction of the N inputs to somewhat below the expected economic optimum.

## Bakgrund

Utlakning av kväve från åkermark har sedan början av 70-talet och fram till idag varit ett mycket omdebatterat problem och det har under denna tid publicerats ungefär 2500 vetenskapliga artiklar som berör detta ämnesområde. Till en början var det framför allt intensivt handels- och stallgödslade fält, samt s.k. 'feedlots' i USA som ansågs vara de främsta källorna till kväveanrikning i yt- och grundvatten (National Research Council, 1978). Problematiken kring utlakning av kväve och uppskattningar av dess storlek i olika länder har studerats av bl.a. Schröder (1985) i Danmark, Isermann och Isermann (1998) i Tyskland, samt Gustafson (1996) i Sverige. Khaleel m.fl. (1980) gjorde 'en litteratursammanställning om ytavrinning från stallgödslade fält i USA. En liknande sammanställning för handelsgödslade fält i Storbritannien gjordes av Davies och Sylvester-Bradley (1995). I USA är diskussionen framför allt fokuserad på grundvatten, och graden av nitratförening av grundvatten har bl.a. studerats av Spalding och Exner (1993). I många fall har de förhöjda kvävehalterna i våra vatten varit knutna till olika miljöstörningar (National Research Council, 1993), vilket framför allt gäller ytvatten. Stigande halter av kväve i våra kustvatten stimulerar algbloomning, vilket i sin tur kan leda till syrebrist och störningar på växt- och djurliv när algerna dör och bryts ned. Det finns också exempel på flera fall runtom i Europa och Nordamerika där kväveinnehållet i grundvatten närmat sig och även överskridit gränsen för vad som anses känligt som dricksvatten (EC, 1990; 1991). En integrerad analys av 'nitratproblemet' i våra vatten finns presenterad i en bok av Burt m.fl. (1993). Ytterligare en vetenskaplig genomgång och analys över vilka kemiska, biologiska och fysikaliska processer som styr kväveutlakning från åkermark är presenterad i en sammanställning av Addiscott m.fl. (1991).

Ökningen av kvävehalterna i utlakningsvattnet som lämnar våra åkrar är i hög grad en återspeglning av den produktionsökning som skett inom jordbruket under senare år. Skördar av både stråsådesgrödor och vallgrödor har mer än fördubblats under de senaste 40 åren, såväl i Sverige som i andra EU-länder och i USA (Hauck, 1990). Produktionsökningen har huvudsakligen skett genom följande förändringar: (1) användning av högre handelsgödselgivor; (2) nedgång av andelen gräsdominerad vallareal; (3) ökad specialisering; samt (4) större koncentration av djuruppfödning. Man kan med andra ord konstatera att ökningen i kväveutlakning är både en konsekvens av en allmän produktionsökning inom jordbruket, och förändringar av brukningsmetoder och markanvändning. För att få en uppfattning om förändringen av jordbrukets bidrag av kväve till våra vatten, från 1850-talet till idag, gjordes simuleringar med SOILN modellen (Johnsson m.fl., 1987). Man fann då att kväveutlakningen sannolikt var lika stor för 50 år sedan som nu (Hoffmann, 1999). Det är dock viktigt att notera att kvävebidraget till sjöar, vattendrag och kustvatten säkerligen var mindre då än nu, beroende på kväveretention i våtmarker. Den stora förändring som skett vad gäller dikning och utdränering av våtmarker är med andra ord en starkt bidragande orsak till den ökande kvävebelastningen på vår miljö som skett under det senaste seklet.

Ovanstående problematik har föranlett stora satsningar på att utveckla olika motåtgärder som kan användas för att minska kväveutlakning från åkermark. Det gäller t.ex införande av fånggrödor i öppen växtodling, förändrade jordbearbetnings- och gödslingsstrategier etc. Den här typen av utlakningshämmande åtgärder har även varit huvudtema vid ett flertal konferenser runtom i världen (Prins m.fl., 1988; Germon, 1989; Pedersen, 1990), vilket understryker hur viktigt vi ser på kväveutlakning som ett problem och hur vi snarast kommer tillrätta med det.

Under senare år har vad som i dagligt tal oftast benämns 'ekologisk odling' framförts som ett alternativ till att minska kväveutlakning från åkermark (National Research Council, 1989), utan att det för den skull är speciellt välutrett om så blir fallet om man övergår till sådana odlingsystem.

Syftet med den här litteratursammanställningen är att kritiskt analysera de studier som finns dokumenterade vad gäller kväveutlakning från åkermark odlad i enlighet med de regler som gäller vid ekologisk odling, och se om det finns några fördelar med ekologisk odling jämfört med konventionell odling i det avseendet.

### **Skillnader mellan ekologisk och uthållig odling**

Ekologisk odling kännetecknas av följande principer: (1) syntetiskt framställda gödsel- och bekämpningsmedel är förbjudna; bördighet och växtnäringsbehov tillgodoses istället med hjälp av stallgödsel, skörderester, grön gödslingsgrödor, samt en anpassning av växtföljden; (2) styrning och förbättring av betingelserna för biologisk kvävefixering; (3) betoning av återcirkulation av växtnäringsämnen i stallgödsel; samt (4) se till att det på varje brukningsenhet är balans mellan antal djur och åkerareal.

Begreppet 'uthålligt jordbruk', som i engelskspråkig litteratur benämns 'sustainable agriculture', skiljer sig i vissa avseenden fundamentalt från ekologisk odling. Ekologisk odling har sina rötter i ett livsfilosofiskt tänkande (Kirchmann, 1994), medan principerna för uthålligt jordbruk vuxit fram ur ett politiskt synsätt. Det gäller t.ex. den s.k. 'Brundtland rapporten' (WCDE, 1987). Grundstenarna i uthålligt jordbruk bygger på följande koncept: (1) produktionen av livsmedel ska vara tillräcklig, (2) hushållning med naturresurser är viktigt liksom skyddet av miljön, samt (3) sist men inte minst är det viktigt att de ekonomiska och sociala villkoren är acceptabla för lantbrukaren (Allen m.fl., 1991). En viktig skillnad mellan de två synsätten är att man i ekologisk odling definierar specifika odlingsåtgärder som man strikt måste följa, medan man i uthålligt jordbruk sätter upp mål som tjänar som vägledning vid utvecklandet av nya odlingsåtgärder. Uthålligt jordbruk är med andra ord mer inriktat på att finna lösningar till uppställda mål, vilket självfallet försvåras när odlingsåtgärderna redan är givna. När man t.ex. kräver uteslutning av syntetiska oorganiska gödselmedel frångår man vetenskapliga principer till förmån för ett dogmatiskt synsätt (Jansson, 1971).

### **Nödvändiga avgränsningar för att kunna jämföra ekologiska och konventionella system**

För att kunna göra en relevant jämförelse vad gäller kväveutlakning vid ekologisk och konventionell odling är det flera saker man måste ta hänsyn till. Det viktigaste är förmodligen det faktum att medelintensiteten vad gäller kvävetillförsel är lägre vid ekologisk odling. Brist på kväve och även andra växtnäringsämnen är sannolikt det största problemet med ekologisk odling, vilket kräver omsorgsfull planering vid hushållning av tillgängliga växtnäringsresurser (Köpke, 1995). Värden redovisade i Tabell 1 och 2 visar att applicerade kvävemängder var 30-50 % lägre vid ekologisk odling och importen av kväve till gården var 50-90 % lägre. Om man tar hänsyn till alla kvävekällor som tillförs ett enskilt fält ( $N_2$  fixering, atmosfärisk deposition och utsäde) var

Tabell 1. En översikt över kväveflöden på gårds- och fältnivå vid ekologisk resp. konventionell odling.

Typ av studie	Gårdsnivå (kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )		Fältnivå (kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )			Typ av odling	Referens
	N-tillförsel	N-bortförsel	N-gödsling <sup>1</sup>	N-tillförsel <sup>2</sup>	N-skörd		
'Talhof', Tyskland	6-8	20-27	—	—	—	Biodynamisk	Kafka och Koepe (1989)
Olika typ av eko- logisk odling i ett fält-experiment, Schweiz	—	—	50-105	—	203-217	Biodynamisk	Spieß m.fl. (1993)
	—	—	50-99	—	204-216	Org.-biologisk	
	—	—	69-138	—	232-252	Konventionell	
'Brynmils and Lea Hall farm', England	19 137	24 51	— —	— —	— —	Ekologisk Ekologisk	Fowler m.fl. (1993)
'Boscheidehof', Tyskland	13	27	60-83	117-203	86-123	Biodynamisk	Nolte och Werner (1994)
'Apelsvoll' (odlings- system), Norge	—	—	20-55	73-121	91-125	Ekologisk	Eltun (1994);
	—	—	119-191	137-227	106-162	Konventionell	Korsaeth och Eltun (2000)
'Lanna' (odlings- system), Sverige	—	—	0	—	84	Ekologisk	Haak m.fl. (1994)
	—	—	30-295	—	51-181	Konventionell	
'Skilleby gård' och en typisk mjölkgård, Sverige	66 140	21 53	28 91	91 125	73 112	Biodynamisk Konventionell	Granstedt (1995)
Tre gårdar av resp. odlingssystem, Nya Zealand	— —	— —	— —	95 120	48 108	Biodynamisk Konventionell	Nguyen m.fl. (1995)
Mjölkgårdar (6 eko- logiska, 4 konven- tionella), Danmark	156 288	32 47	— —	— —	— —	Ekologisk Konventionell	Halberg m.fl. (1995)
Nio mjölkgårdar, Österrike	259	396	—	—	—	Ekologisk	Wieser m.fl. (1996)

<sup>1</sup>Kvävegödslingen åsyftar tillförsel genom stall- resp handelsgödsel.

<sup>2</sup>Kvävetillförseln åsyftar den totala mängden som tillförs systemen, dvs gödselkväve, atmosfäriskt nedfall, kvävefixering, samt kväve i utsäde.

det samlade bidraget också betydligt lägre i ekologiska system, varierande mellan 53 och 79 % (Granstedt, 1995; Korsaeth och Eltun, 2000; Nguyen, 1995). Som en konsekvens av den betydligt lägre tillförseln av kväve i ekologiska än i konventionella system var även skördenivåerna (både vad gäller torrsubstans och kväve) avsevärt lägre i de förra (Tabell 1).

Tabell 2. En sammanfattning av studier i vilka nitratutlakning och/eller nitratkoncentrationer bestämts i konventionella och/eller ekologiska odlingsystem.

Typ av studie	Odlingssystem, växtföljd och medel N-gödsling under en växtföljd (kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	Nitrat i dräneringsvatten		Medelskörd (Mg ha <sup>-1</sup> )	Referens
		Konc. <sup>a</sup> (mg N l <sup>-1</sup> )	Utlakning <sup>a</sup> (kg N ha <sup>-1</sup> )		
'Rushall farm', UK. Provtagning av markvätska	<i>Ekologisk</i> : 3 år vall/ 4 år stråsäd	7.8	20	—	Davies och Barraclough (1989)
Närliggande dränerade fält, Tyskland. Dräneringsvattenprovtagning	<i>Ekologisk</i> : gräs-klöver/ stråsäd/ gräs-klöver/ 3 år stråsäd. Stallgödsel - 180 <i>Konventionell</i> : klöver/ potatis/ stråsäd/ majs/ 3 år stråsäd. Handels- och flytgödsel - 200	13 22	24 46	— —	Feige och Röhlingshöfer (1990)
'Nagele farm', Nederländerna. Dräneringsvattenprovtagning	<i>Ekologisk</i> : potatis/ stråsäd/ rotfrukter/ ärtor/ 2 år vall/ lök/ stråsäd/ 3 år vall. Stallgödsel - 55 <i>Konventionell</i> : potatis/ betor/ stråsäd. Handels-och stallgödsel - 215	4.3 11.5	— —	— —	Vereijken (1990)
Lanna försöksgård, Sverige. Dräneringsvattenprovtagning i rutförsök	<i>Ekologisk</i> : klöver/ höstvetete/ bönor/ havre/ ärtor/ korn. 0N <i>Konventionell</i> : 1) 4 år gräsvall/ raps/ korn. Handels- och stallgödsel - 178 2) 4 år lusern/ raps/ korn. Stallgödsel - 17 3) raps/ höstvetete/ havre/ raps/ höstvetete/ korn. Handelsgödsel - 133 4) raps/ höstvetete/ havre/ raps/ höstvetete/ korn. Handelsgödsel - 67 5) Korn i monokultur. Handels- och stallgödsel - 133	— — — — —	6 4 2 7 3 7	Stråsäd 4,5 Baljv. 4,4 Klöver 6,5 Gräs 7,8 Stråsäd 5,7 Raps 1,8 Raps 1,8 Lusern 8,0 Stråsäd 6,5 Raps 2,4 Stråsäd 6,5 Raps 1,6 Stråsäd 4,8 Korn 4,4	Haak m.fl. (1994)
'Ontario farm groundwater quality survey', Kanada. Provtagning i brunnar	<i>Ekologisk</i> : 1) 3 år vall/ 3 år stråsäd/ vall. 0N 2) Sojabönor/ 2 år stråsäd/ 3 år vall. 0N	12,4 4,9	— —	— —	Goss och Goorahoo (1995)

	<u>Konventionell:</u>				
	1) stråsåd/ sojabönor/ stråsåd. Handelsgödsel - 66 (totalt - 144)	6,9	—	—	
	2) 2 år stråsåd/ sojabönor/ lusern. Handelsgödsel - 79 (totalt 178)	27,6	—	—	
Apelsvoll, Norge. Dräneringsvattenprov- tagning i rutförök	<u>Ekologisk:</u>				
	1) stråsåd/ potatis/ vall. Stallgödsel och fixering - 27 + 37	7,1	19	Stråsåd 3,7 Potatis 8,0 Vall 8,2	Eltun (1996) Eltun och Fugleberg (1996)
	2) stråsåd/ 2 år vall/ foderbetor. Stallgödsel och fixering - 54 + 55	6,7	18	Stråsåd 3,9 Vall 9,5 Foderb. 11,1	Korsaeth och Eltun (2000)
	<u>Konventionell:</u>				
	1) potatis/ 3 år stråsåd. Handelsgödsel - 120	13,6	33	Stråsåd 5,5 Potatis 10,3	
	2) stråsåd/ 2 år vall/ foderbetor. Handels- och stallgödsel och fixering - 110 +121 +25	12,1	28	Stråsåd 4,9 Vall 11,2 Foderb. 11,1	
'Cockleburr farm', USA. Dräneringsvattenprov- tagning från fält	<u>Ekologisk:</u> majs/ havre/ vall. Stallgödsel - 61	1,5	—	Majs 6,7 Havre -	Goldstein m.fl. (1998)
	<u>Konventionell:</u> majs/ havre/ vall. Handelsgödsel - 106	9,3	—	—	
Ekenäs gård, konventionell och ekologisk odling, Sverige. Dräneringsvatten- provtagning från fält.	<u>Ekologisk:</u> havre/ 2 år vall. Stallgödsel - 88	—	16	—	Ulén (1999a)
	<u>Konventionell:</u> korn/ 2 år vall. Handels- och stallgödsel - 110 + 360	—	12	—	
Foulum försöksstation, Danmark. Dränerings- vattenprovtagning från fält	<u>Ekologisk:</u> stråsåd/ 2 år vall/ gröngödslingsgröda/ stråsåd/ foderbetor. Stallgödsel - 114	—	38	Stråsåd 4,6 Vall 4,0 Foderb. 11,2	Eriksen m.fl. (1999)
<b>Medelvärde för ekologiska system</b>	<b>Total N-tillförsel 88</b>	<b>8,6<sup>b</sup></b>	<b>20<sup>b</sup></b>		
<b>Medelvärde för konventionella system</b>	<b>Total N-tillförsel 165</b>	<b>15,9<sup>b</sup></b>	<b>36<sup>b</sup></b>		

<sup>a</sup>Koncentration och utlakning av nitrat åsyftar årliga medelvärden under ett växtföljdsomlopp.

<sup>b</sup>Medelvärdena avser experiment där både koncentration och mängd mättes.

Resultat redovisade i Tabell 2 visar att växtföljderna i ekologisk respektive konventionell odling genomgående är olika, vilket är en annan fundamental skillnad mellan de två odlingssystemen. I de studier där man gör en direkt jämförelse mellan ekologisk och



konventionell odling är antingen hela växtföljden olika eller så skiljer de sig vad beträffar enskilda grödor (Tabell 2). Odling av fånggrödor vid antingen ekologisk eller konventionell odling är ytterligare en faktor som gör det svårare att få fram ett svar på frågan om ekologisk odling bidrar till en minskad kväveutlakning eller inte (Schlüter m.fl., 1997).

De ovan nämnda olikheterna i kväveintensitet och val av grödor omöjliggör en direkt jämförelse av kväveutlakning mellan ekologiska och konventionella odlingsystem, vilket också antyds ovan. Det gäller följaktligen även de studier som verkligen har lagts upp för att kunna göra en sådan utvärdering. En strikt jämförelse, vilken möjliggör att relevanta slutsatser kan dras, kräver antingen att alla faktorer som har inflytande på kväveutlakning är lika i de båda systemen, vilket uppenbarligen är mer eller mindre omöjligt att uppnå, eller också att man korregerar för eventuella olikheter. Det senare har vi gjort genom att definiera tre olika avgränsningar, med avsikt att 'normalisera' de högst varierande förutsättningar i odlingsbetingelser som rått i systemen.

- I jämförande studier som genomförts på samma plats, men med olika intensitet vad gäller kvävetillförsel och olika växtföljd, har medelutlakningen av kväve per ytenhet relaterats antingen till kvävegödsling eller skörd ('intensitetsfaktor').
- För att kunna göra jämförelser i kväveutlakning mellan ekologisk och konventionell odling vid samma skördenivå, ökades arealen ekologisk odling så att samma skörd erhöles. Den utlakningsökning som förorsakades av denna arealökning adderades till den uppmätta utlakningen ('produktionsnivåfaktor').
- Eftersom organiska gödselmedel utgör en väsentlig komponent i ekologisk odling gjordes en jämförelse av kväveutlakning mellan stallgödsel och handelsgödsel, baserat på studier där andra faktorer än kvävegödsling var desamma.

### Olika hypoteser om ekologisk odling

Eftersom det finns ett klart samband mellan kvävegödslingsintensitet och utlakning av kväve (Bergström och Brink, 1986; Lord och Mitchell, 1998) innebär det att odlingsystem med måttlig tillförsel av kväve, såsom ekologisk odling, resulterar i lägre utlakning jämfört med intensiva system. Denna ståndpunkt har t.ex. framförts av Koepf (1973). Han hävdade vidare att 'stallgödsling med gårdsproducerat material är den avgörande orsaken till att kväveutlakning med dräneringsvatten minskar i ekologiska system jämfört med system där handelsgödselkväve används'. Att det behövs extra försiktighet i hushållningen med kväve i ekologiska odlingsystem och att det är huvudanledningen till att kväveutlakningen är lägre i sådana system, inte typen av gödselmedel, är en åsikt som framfördes av Armstrong Brown (1993). Vid en internationell konferens om ekologisk odling kom man fram till den generella slutsatsen att 'den mest påtagliga miljö fördelen med ekologisk odling är små kväveutlakningsförluster och därmed möjlighet att kunna möta stipulerade dricksvattenkrav (Kristensen m.fl., 1995). I ett par artiklar nyligen publicerade i tidskriften 'Nature' (Tilman, 1998; Drinkwater m.fl., 1998), poängterades vidare att det finns påtagliga miljö fördelar i form av minskad kväveutlakning i odlingsystem som är baserade på baljväxtkväve jämfört med handelsgödselkväve.

I motsats till ovan citerade studier i vilka man trycker på organiska gödselmedels fördelar, finns det andra studier som visar att om man använder enbart organiska gödselmedel (stallgödsel, gröngödslingsgrödor och skörderester) är det en uppenbar risk för att dålig synkroni uppstår

mellan tillgång och växtens behov av kväve (Powlson m.fl., 1989; Bergström och Kirchmann, 1999). Kvävet i organiska material nedbrukade i marken kan mineraliseras vid tidpunkter då inget grödupptag sker, vilket markant ökar utlakningsrisken. Scheller och Vogtmann (1995) pekade på sex fall som resulterade i hög kväveutlakning vid ekologisk odling. I alla dessa fall befanns anledningen vara dåligt samspel mellan tillgång och upptag av kväve, såväl under själva odlingssäsongen som under sen höst och tidig vår vid humida förhållanden. Østergård m.fl. (1995) påpekade att kväveutlakning vid ekologisk odling inte med nödvändighet blir lägre än vid konventionell odling och att orsaken till det är nedplöjning av kväverika baljväxtgrödor, speciellt i kombination med odling av potatis och grönsaker, samt gödsling med stallgödsel. En liknande ståndpunkt framfördes av Vagstad m.fl. (1997) som kom fram till slutsatsen att mineralisering av organiskt kväve är huvudanledningen till stora kväveläckage från åkermark. Ovanstående tankegångar visar att en rad faktorer behöver beaktas vid en utvärdering av kväveutlakningsrisker vid ekologisk odling.

### Nitratutlakning från ekologiska odlingssystem

#### *Jämförelse mellan ekologiska och konventionella odlingssystem*

I ett flertal studier vilka jämfört såväl koncentrationer som utlakade mängder av nitrat i dräneringsvatten vid ekologisk och konventionell odling, har det visat sig att de är lägre vid ekologisk odling (Feige och Röhrlingshöfer, 1990; Vereijken, 1990; Goss och Goorahoo, 1995; Eltun och Fugleberg, 1996). I de flesta av de studier som redovisas i Tabell 2 var nitratkoncentrationerna i dräneringsvatten vid ekologisk odling lägre än dricksvattenkriteriet 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>. Detta förhållande har ofta framförts som ett bevis för att ekologiska odlingssystem har klara miljömässiga fördelar jämfört med konventionella system. I enlighet med vad som framförts ovan, är det dock viktigt att ta hänsyn till de stora olikheter som trots allt finns vad gäller kvävetillförsel, växtföljder mm, när man jämför utlakning från de olika systemen.

Vad gäller skördenivåer i de studier som beaktats i denna sammanställning var de konsekvent lägre vid ekologisk odling, i medeltal 27 % för stråsådesgrödor och 13 % för vallar. Gödslingsintensiteten var också avsevärt lägre i de ekologiska systemen. I medeltal gödslades med 88 kg N ha<sup>-1</sup> i dessa, medan 165 kg N ha<sup>-1</sup> tillfördes vid konventionell odling. Med undantag av studien i Apelsvoll (Korsaeth och Eltun, 2000), ingår dock inte baljväxtfixerade kvävemängder i dessa siffror.

De nitratkoncentrationer i dräneringsvatten som finns angivna i Tabell 2 har inte använts för statistiska beräkningar, eftersom de inte tar hänsyn till de vattenmängder som dränerat från fälten. Vi använde istället utlakade kvävemängder för att undersöka om det finns korrelationer mellan dessa och kvävetillförsel och/eller skördade kvävemängder. För att undvika en förvriddning av resultaten till fördel/nackdel för något av systemen, exkluderades följande studier från jämförelsen: (1) Studien som är redovisad av Ulén (1990a), p.g.a. att lägre utlakningsförluster (12 kg N ha<sup>-1</sup>) uppmättes vid konventionell odling, trots att 470 kg N ha<sup>-1</sup> hade tillförts i form av handelsgödsel och stallgödsel. I det ekologiska systemet, med 30 % högre förlust (16 kg N ha<sup>-1</sup>), hade endast 88 kg N ha<sup>-1</sup> i form av stallgödsel tillförts. Det är uppenbart att andra faktorer än kvävetillförsel förorsakade detta. (2) Av Lannaförsökets (Haak m.fl., 1994) fem rutor med konventionell odling användes bara en 'medelruta' i den här studien, eftersom ekologisk odling

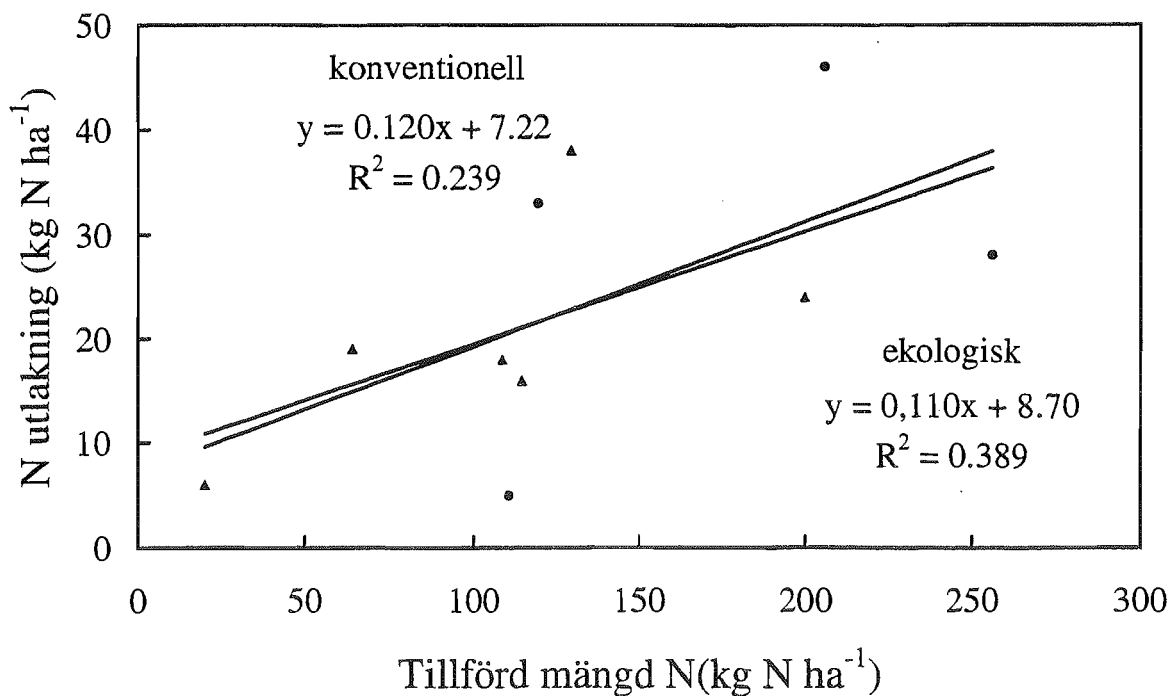


Fig. 1. Kväveutlakning som funktion av kvävetillförseln i ekologiska och konventionella odlingssystem. Fyllda trianglar representerar konventionell odling och fyllda ringar ekologisk odling.

var representerad av endast en ruta. Utlakningsförlusterna var överlag mycket låga i detta försök, vilket gör att man skulle få en uppenbar 'förvridning' av jämförelsen mellan systemen om alla fem rutor ingick.

Det fanns ingen korrelation mellan utlakade kvävemängder och skördar för vare sig ekologisk eller konventionell odling. Däremot fanns ett svagt linjärt samband mellan utlakning och kvävetillförsel i båda odlingssystemen ( $R^2=0,24$  och  $0,39$ ; Fig. 1). Regressionslinjerna för ekologisk och konventionell odling var i stort sett identiska, både vad gäller lutning och intercept med y-axeln (Fig. 1). Det innebär att om kvävetillförseln till de båda systemen är lika blir även utlakningsförlusterna av kväve lika. Följden av detta blir att, den principiella frågan om konventionell odling leder till högre utlakning än ekologisk odling är en fråga om intensitet i kvävetillförsel snarare än något som är 'inbyggt' i själva odlingssystemet.

En viktig faktor som har ett stort inflytande på kväveutlakning från åkermark på våra breddgrader är om marken är bevuxen med en gröda på vintern. Vad beträffar denna aspekt i de studier som finns med i Tabell 2, var det något mer flerårig vall i de ekologiska växtföljderna (15 %) jämfört med de konventionella (10 %). Betydelsen av andelen flerårig vall för kväveutlakning vid ekologisk och konventionell odling finns redovisad i Fig. 2. Där framgår klart att nedgången i utlakning vid en ökad andel vall är betydligt större vid konventionell odling än vid ekologisk odling. Sambandet är desutom betydligt starkare för konventionell odling. Anledningen till avsaknaden i utlakningsrespons vid en ökning eller minskning av andelen vall vid ekologisk

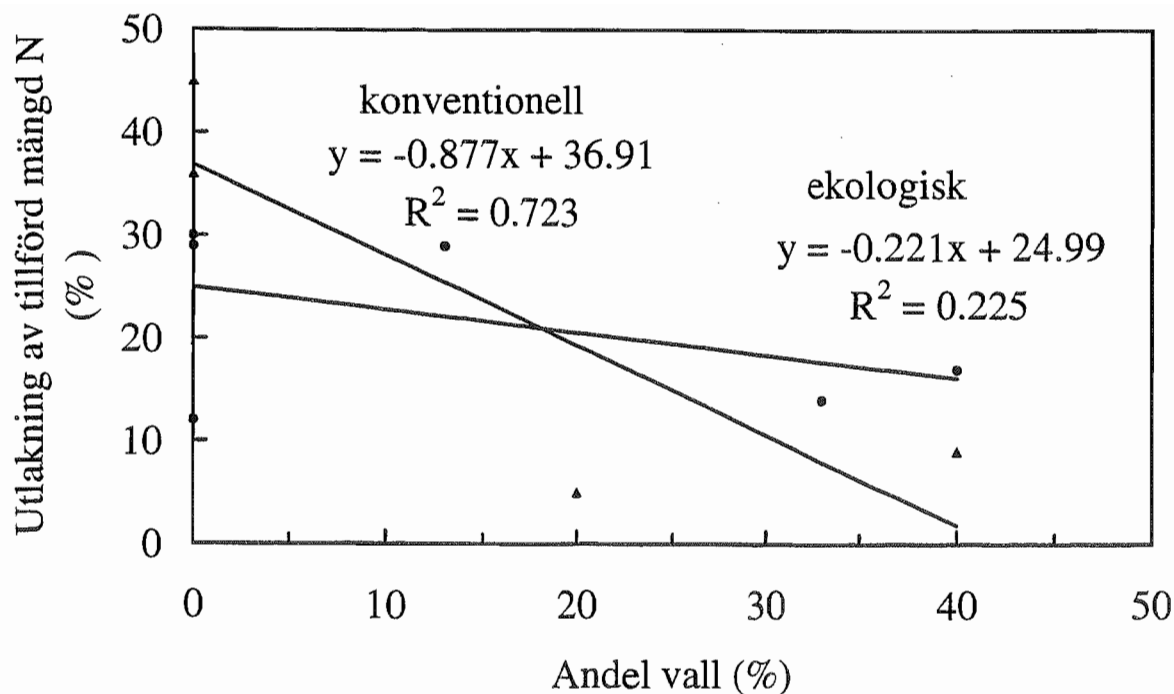


Fig. 2. Kväveutlakning som funktion av andelen vall i ekologiska och konventionella odlingssystem. Fyllda trianglar representerar konventionell odling och fyllda ringar ekologisk odling.

odling ligger förmodligen i att betydligt större andel baljväxter används i sådana odlingssystem. Den utlakningsminskande effekt som gräsvall normalt har, överskuggas uppenbarligen av det stora kvävebidrag som blir följden av nedplöjning av kväverika vallskörderester i ekologiska odlingssystem.

Den effekt som höstplöjning av vallar har på uppbyggnaden av mineralkväve i marken har studerats av flera forskare (Cameron och Wild, 1984; Wallgren och Lindén, 1991; Lindén och Wallgren, 1993; Watson m.fl., 1993; Solberg, 1995). Gräs i renbestånd, som är betydligt vanligare vid konventionell odling, leder till mineralkvävemängder i marken som t.o.m. är lägre än vid stråsädesodling (Solberg, 1995). Det är dock viktigt att komma ihåg att även nedplöjning av gräsvallar ökar mineralkväveinnehållet i marken markant, vilket i sin tur ökar kväveutlakningen (Bergström, 1987a). Det är emellertid inget tvivel om att motsvarande ökning i odlingssystem med baljväxtrika gröngödslingsgrödor är betydligt större (Davies och Barraclough, 1989; Feige och Röthlingshöfer, 1990; Watson m.fl., 1993).

Som framgår i beskrivningen ovan av 'Avgränsningar', är det nödvändigt att vid en jämförelse mellan kväveutlakning i ekologiska och konventionella odlingssystem ta hänsyn till den vanligtvis lägre skördenivån i ekologiska system. Ett enkelt sätt att kompensera för detta är helt enkelt lägga till den utlakning som blir följden av att man behöver öka den ekologiskt odlade arealen så att lika skördar erhålls. Av de studier som finns redovisade i Tabell 2 var det bara två som hade tillräckligt underlag för att kunna göra en sådan beräkning (Haak m.fl., 1994; Korsæth och Eltun, 2000). I en av dessa studier var kväveutlakningen vid samma skördenivå 8-12.5 % högre vid ekologisk odling (Haak m.fl., 1994). I den andra studien (Korsæth och Eltun,

2000) var motsvarande utlakning i medeltal 23 % högre vid konventionell odling. Det är emellertid svårt att dra några generella slutsatser från dessa jämförelser; dels är det för få studier, dels finns det omständigheter som gör dem dåligt representativa (se ovan). I studien av Haak m.fl. (1994) var utlakningsförlusterna överlag så små (2-7 kg N ha<sup>-1</sup>) att en skillnad i storleksordningen 10 % inte har någon som helst betydelse. I studien av Korsæth och Eltun (2000), i vilken kvävebalanser hade upprättats, visade det sig att dessa var negativa i såväl ekologiska som konventionella odlingssystem. Det gäller framför allt de ekologiska systemen vilka hade en negativ post på ungefär 40 kg N ha<sup>-1</sup>, i form av ett 'tärande' på markens organiska kväveförråd. Motsvarande siffra för konventionella system var endast 0-15 kg N ha<sup>-1</sup>. Det är med andra ord sannolikt att den relativt höga skörden i de ekologiska odlingssystemen, vilka tillfördes betydligt mindre kväve än de konventionella systemen, gynnades mer av markens höga halt av organiskt material (Riley och Eltun, 1994) än de konventionella odlingssystemen. Om man tar hänsyn till alla ovan nämnda förhållanden är det uppenbart att någon generell slutsats om kväveutlakning per skördad enhet i de två systemen är mer eller mindre omöjlig att komma fram till.

#### *Betydelsen av vallar i konventionella odlingssystem*

Ett ytterligare antal studier som genomförts i konventionella odlingssystem finns redovisade i Tabell 3. Kvävetillförseln i dessa var ungefär lika stor (140 kg N ha<sup>-1</sup>) som i de studier som finns redovisade i Tabell 2. Kväveutlakningen var överlag av relativt ringa omfattning, även om kvävetillförseln i form av handelsgödsel var hög. Det är värt att notera att markvattnets nitratkoncentration i ett ogödslat system med kontinuerliga baljväxtvallar (Angle, 1990) faktiskt var högre än i dräneringsvatten från fält med gräsdominerade vallar som kvävegödselats intensivt (Tabell 3; Bergström 1987a; Gustafson, 1987; Tveitnes m.fl., 1996; Catt m.fl., 1998).

Den stora andelen bevuxen mark under vintern (i medeltal 40 %) i de växtföljder som finns redovisade i Tabell 3 är en viktig förklaring till att kväveutlakningen var låg i dessa studier. Detta understrycker grödans roll som den förmodligen viktigaste faktorn när det gäller att minska utlakning av kväve från åkermark. I två danska studier (Nielsen och Jensen, 1990; Simmelsgaard, 1998) i vilka 3 resp. 25 års resultat från 9 och 25 fält utvärderades med hänsyn till vilka faktorer som hade inflytande på kväveutlakning, fann man att ungefär 40 % av variationen mellan fält och olika behandlingar kunde förklaras av vilken gröda som använts. Gräsvall och korn med gräsvallsinsådd hade de lägsta utlakningsförlusterna. Den högsta utlakningen uppmättes från fält med höstsådd stråsäd efter raps och ärtor, samt från bar mark, speciellt om stallgödsel tillförts. Dessa resultat visar att hög kvävetillförsel behöver inte nödvändigtvis leda till höga kväveutlakningsförluster, åtminstone inte i ett kortsiktigt perspektiv.

#### *Utlakningsbart kväve i marken*

En mängd studier har gjorts för att bestämma mängden kväve i marken som potentiellt kan utlakas (Tabell 4). De flesta av dessa bygger på att jordprover tagits på hösten ned till ungefär en meters djup, varefter proverna har analyserats med avseende på oorganiskt kväveinnehåll. Mängden oorganiskt kväve i marken efter skörd är en bra indikation på utlakningsrisken. I en studie av Kristensen m.fl. (1994) fann man ingen nämnvärd skillnad mellan ekologisk och konventionell odling vad gäller mineralkväveinnehåll i marken när båda hade djur. På konventionella gårdar utan djur var markkväveinnehållet emellertid betydligt lägre. Författarna

Tabell 3. En sammanfattning av studier i vilka nitratutlakning och/eller nitratkoncentrationer har bestämts i konventionella odlingsystem.

Typ av studie	Växtföljd och medel N-gödsling under en växtföljd (kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	Nitrat i dräneringsvatten		Medelskörd (Mg ha <sup>-1</sup> )	Referens
		Konc. <sup>a</sup> (mg N l <sup>-1</sup> )	Utlakning <sup>a</sup> (kg N ha <sup>-1</sup> )		
Jokionen, Finland. Dräneringsvattenprovtagning i rutförsök	3 år stråsäd. Handelsgödsel - 100	—	6	Stråsäd 3,0	Jakkola (1984)
	3 år vall. Handelsgödsel - 200	—	3	Vall 6,1	
Olika 'skiftesförsök', Sverige. Dräneringsvattenprovtagning från fält	3 år vall/ 3 år stråsäd. Handels- och stallgödsel - 40 + 15	3,7	13	Vall 6,4 Stråsäd 3,1	Gustafson (1987)
	3 år stråsäd/ vall. Handels- och stallgödsel - 87 + 8	3,9	10	Vall 6,3 Stråsäd 3,7	
	4 år stråsäd/ frövall. Handelsgödsel - 108	4,3	7	Stråsäd 4,6 Vallfrö 0,9	
	4 år stråsäd/ sockerbetor. Handelsgödsel - 118	9,1	29	Stråsäd 4,1 S-betor 39,3	
Kjettslinge, Sverige. Dräneringsvattenprovtagning i rutförsök	4 år korn. 0N	2,1	9	Stråsäd 2,0	Bergström (1987)
	4 år korn. Handelsgödsel - 120	8,0	15	Stråsäd 4,7	
	4 år gräsvall. Handelsgödsel - 200	0,9	12	Gräs 10,1	Pettersson (1987)
	4 år luservall. 0N	0,4	5	Luserv 6,5	
'Clarksville Research Center', USA. Provtagning av markvätska	Kontinuerlig odling av sojabönor. 0N	14,0	—	—	Angle (1990)
'North Appalachian Experimental Watershed', USA. Dräneringsvattenprovtagning i lysimetrar	Majs/ korn. Handelsgödsel - 112	10,8	16	—	Owens m.fl. (1995)
Furuneset försöksstation, Norge. Dräneringsvattenprovtagning i lysimetrar	Foderraps/ 3 år gräsvall.				Tveitnes m.fl. (1996)
	1) Handelsgödsel - 228	4,6	11	—	
	2) Handels- och stallgödsel - 212	5,2	8	—	
	Permanent gräsvall.				
	3) Handelsgödsel - 200	3,4	8	—	
4) Handels- och stallgödsel - 198	3,3	7	—		
5) Handels- och stallgödsel - 173	4,0	9	—		
'Brimstone farm', UK. Dräneringsvattenprovtagning	Vårstråsäd/ höststråsäd/ bönor/ höststråsäd.	34,6	27	Stråsäd 5,0 Bönor 4,1	Catt m.fl. (1998)

tagning i rutförsök	Handelsgödsel - 93			
	Höststråsäd i monokultur.	9,8	30	Stråsäd 6,2
	Handelsgödsel - 138			
	3 år gräsvall/ höststråsäd.	5,4	3	Gräs - Stråsäd 4,8
<b>Medelvärde</b>	<b>Total N-tillförsel 140</b>	<b>7,1<sup>b</sup></b>	<b>12<sup>b</sup></b>	

<sup>a</sup>Koncentration och utlakning av nitrat åsyftar årliga medelvärden under ett växtföljdsomlopp.

<sup>b</sup>Medelvärdena avser experiment där både koncentration och mängd mättes.

drog därmed slutsatsen att det är användandet av stallgödsel snarare än handelsgödsel som är avgörande för markens mineralkvävestatus, vilket också befanns vara fallet i en studie av Barry m.fl. (1993). En annan dansk studie, i vilken prov togs från 1300 fält, visade att nitratkvävemängderna i medeltal var högre i ekologiska än i konventionella odlingsystem.

### Utlakning från stallgödselade och handelsgödselade system

Som tidigare påpekats är mängden djur på ekologiska gårdar vanligen begränsad av fodertillgången på gården, vilket innebär att djurtätheten oftast är lägre än 1 ko (eller motsvarande) per hektar. Detta gör att mängden stallgödsel som produceras på ekologiska gårdar vanligen är låg i förhållande till den mark som brukas. På konventionella gårdar köps en hel del foder in utifrån vilket gör att djurtätheten ofta är betydligt högre än på ekologiska gårdar och mängden stallgödsel som sprids per arealenhet blir följaktligen också högre. När man går igenom litteraturen om utlakning som följd av stallgödelspridning finner man att i flertalet av studierna har mycket stora givor använts (t.ex. Stout m.fl., 1997; Silva m.fl., 1999), vilket är helt förkastligt, oberoende av odlingsystem. I den här sammanställningen har vi dock begränsat oss till de studier där måttliga mängder stallgödsel applicerats, och dessutom endast de som gjort jämförelser med handelsgödsel.

#### *Nitratutlakning i studier med <sup>15</sup>N-märkt stallgödsel och handelsgödsel*

Användande av <sup>15</sup>N-märkt stallgödsel och handelsgödsel gör att man kan skilja mellan det kväve som härrör från gödselmedlet och det som frigörs vid nedbrytning av markens organiska material. Märkning av stallgödsel kan göras på två sätt: (1) dels genom att blanda in märkt ammonium eller urea som adderas till ammoniumdelen av gödseln; och (2) dels genom att man tillsätter märkt kväve till det foder som ges till djuren, varefter man samlar in träck och urin. Trots dessa möjligheter har endast ett fåtal studier utförts i vilka <sup>15</sup>N-märkt gödsel använts för att spåra utlakat stallgödselkväve (Sørensen m.fl., 1994; Gutser och Dotsch, 1996; Thomsen m.fl., 1997; Bergström och Kirchmann, 1999) och dessa finns sammanställda i Tabell 5. I samtliga studier applicerades gödseln vid sådd på våren och på ett sätt så att ammoniakförlusterna minimerades. Den applicerade mängden kväve i stallgödsel var densamma, eller i det närmaste lika, som den som tillfördes med handelsgödsel. Resultaten kan sammanfattas på följande sätt:

Tabell 4. Utlakningsbart kväve i marken efter skörd på hösten i ekologiska och konventionella odlingsystem.

Typ av studie	Odlingsssystem och gröda	Utlakningsbart N i marken		Referens
		mg N l <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	
Provtagning i närliggande fält, UK	<i>Ekologisk</i> : gräsvall	—	28	Young och Watson (1992)
	<i>Konventionell</i> : gräsvall	—	38	
'Brynlls and Lea Hall farm', UK	<i>Ekologisk</i> : gräs/klövervall	4.0	—	Watson m.fl. (1993)
	<i>Ekologisk</i> : plöjd vall	25.0	70	
	<i>Ekologisk</i> : stråsådd med insådd	20.0	—	
Provtagning i 26 ekologiska och 550 konventionella fält, Danmark	<i>Ekologisk</i>	—	31	Kristensen m.fl. (1994)
	<i>Konventionell med djur</i>	—	29	
	<i>Konventionell utan dur</i>	—	22	
Provtagning i 88 ekologiska och 1216 konventionella fält, Danmark	<i>Ekologisk</i>	—	36	Østergaard m.fl. (1995)
	<i>Konventionell</i>	—	22	
Provtagning i 17 ekologiska fält, Norge	<i>Ekologisk</i> : plöjd vall	—	32	Solberg (1995)
	<i>Ekologisk</i> : stråsådd	—	47	
	<i>Ekologisk</i> : grönfoder	—	34	
	<i>Ekologisk</i> : foderbetor	—	34	
	<i>Ekologisk</i> : potatis	—	53	
	<i>Ekologisk</i> : träda	—	115	

Ett gemensamt drag är att grödupptaget av handelsgödselkväve alltid var högre (42-57 %) än upptaget av stallgödselkväve (14-23 %) under det första året efter applicering. Detta överensstämmer också med andra studier som undersökt olika aspekter av <sup>15</sup>N-märkt stallgödsel (Rauhe m.fl., 1973; Kirchmann, 1989; Jensen m.fl., 1999). Även sett över en längre period visar det sig att grödans utnyttjandegrad av stallgödselkväve ofta är lägre än av handelsgödselkväve (Bergström och Kirchmann, 1999). Endast i en studie där urin användes, utan inblandning av träck eller annat organiskt material, fick man samma kväveutnyttjandegrad som vid användning av urea (Sørensen och Jensen, 1996).

Ett ytterligare kännetecken för de studier som finns upptagna i Tabell 5, förutom den av Sørensen m.fl. (1994) i vilken en fånggröda efter korn ingick, är att det var en klar tendens till högre utlakning av stallgödselkväve än av handelsgödselkväve. Denna tendens blev mest uppenbar under andra och tredje året efter spridning, då de organiskt bundna restkvävemängder som fanns kvar i marken uppenbarligen mineraliserades i stor utsträckning. Tidigare studier som undersökt motsvarande förhållande för oorganiskt kväve har visat att frigörelsen av immobiliserat handelsgödselkväve är mycket låg under flera år (Jansson, 1963; Bergström, 1987; MacDonald m.fl., 1989), och sällan överstiger 5 % av vad som tillförts.

Den huvudsakliga orsaken till det dåliga grödutnyttjandet och den högre utlakningen av kväve vid användande av stallgödsel jämfört med handelsgödsel beror framför allt på en dålig synkronisering mellan kvävetillgång och grödupptag. Mineralisering av organiskt bundet kväve i stallgödsel sker i hög grad under sen sommar och höst då grödans kvävebehov är begränsat.



Tabell 5. Utlakning och grödupptag av kväve från  $^{15}\text{N}$  inmärkt stallgödsel och handelsgödsel i lysimeterförsök.

Typ av gödselmedel	Gröda	% av märkt N						Referens
		Utlakning			Grödupptag			
		År 1	2	3	År 1	2	3	
Färgödsel- $^{15}\text{N}$ $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$	Korn/gräs/	< 0,3	—	—	14	6	—	Sørensen m.fl. (1994)
	Fånggröda	<0,3	—	—	57	5	—	
Nötflytgödsel- $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$	Sockerbetor/ höstvetete	10 (5 års medelvärde)			30 (5 års medelvärde)			Gutser och Dosch (1996)
		7 (5 års medelvärde)			51 (5 års medelvärde)			
Färgödsel- $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$	Korn/korn	4	2	—	23	3	—	Thomsen m.fl. (1997)
		3	1	—	42	3	—	
Fjäderfågödsel- $^{15}\text{N}$ $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$	Korn/korn/ korn	4	1	24	20	14	12	Bergström och Kirchmann (1999)
		1	0,5	2	51	4	3	

#### Nitratutlakning i studier med omärkt stallgödsel och handelsgödsel

När man går igenom litteraturen om kväveutlakning finner man att det finns ett antal studier som undersökt utlakning vid stigande givor av handelsgödsel (t.ex. Bergström och Brink, 1986; Bertilsson, 1988; Uhlen, 1994; Lord och Mitchell, 1998). Däremot finns det betydligt färre (om ens någon) som tar upp utlakningsrespons vid stigande stallgödselgivor. När man går igenom de studier som jämför de båda kvävekällorna finner man ingen konsistent skillnad i utlakning som möjliggör några generella slutsatser. I några studier är det överhuvudtaget ingen skillnad, eller skillnaderna är mycket små (Dressel m.fl., 1992; Simmelsgaard, 1998; Ulén, 1999b), medan i andra är kväveutlakningen större när stallgödsel använts (Thomsen m.fl., 1993; Kempainen, 1995). Ett gemensamt drag i alla de studier som undersökt kväveutlakning vid stallgödselanvändning är att utlakningen ökar vid höstapplicering på bar mark och är då alltid högre än vid vårspridning. Speciellt vid relativt tidig spridning (Augusti-Oktober), då förlusterna kan öka med etthundra procent eller mer, jämfört med vårspridning (Bertilsson, 1988; Beckwith m.fl., 1998).

De studier som gjorts med stigande handelsgödselgivor (Tabell 6) visar entydigt att ökningen i kväveutlakning är ringa upp till 100-150 kg N ha<sup>-1</sup>. Vid högre givor är däremot utlakningsökningen markant. Lord och Mitchell (1998) visade att så länge grödupptaget är 52 % av det kväve som tillförs till stråsäd, vilket är en normal siffra för vad som räknas som ekonomiskt optimalt, påverkas utlakningen av kväve inte alls (eller i liten omfattning) av gödslingsintensiteten. Deras slutsats var att, eftersom det är mycket svårt att bestämma 'brytpunkten' där utlakningsrisken ökar påtagligt, är det bäst att tillföra något mindre kväve än vad som anses vara ekonomiskt optimalt. I ett längre perspektiv minskar det sannolikt kväveutlakningen högst väsentligt.

Tabell 6. Utlakning av kväve vid användning av stall- och handelsgödsel.

Typ av gödselmedel	Höstspridning (kg total N ha <sup>-1</sup> )	Vinter/vårspridning (kg total N ha <sup>-1</sup> )	Utlakning (kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	Referens
<b><i>Jämförelse mellan stall- och handelsgödsel:</i></b>				
Stallgödsel (ospec.)	—	60-180	36-47	Dressel m.fl. (1992)
Handelsgödsel (ospec.)	—	60-180	37-57	
Svinflytgödsel	—	193	44	Thomsen m.fl. (1993)
Svinflytgödsel	—	263	40	
Nötflytgödsel	—	422	47	
Handelsgödsel (ospec.)	—	110-300	19-26	
Nötflytgödsel	167	—	60	Kemppainen (1995)
Nötflytgödsel	—	167	35	
Handelsgödsel (ospec.)	—	85	19	
Svinflytgödsel	110	—	39	Sieling m.fl. (1997)
Handelsgödsel (ospec.)	—	80-120	29	
Handelsgödsel (ospec.)	—	80-126	18-92	Simmelsgaard (1998)
Stallgödsel (ospec.)	—	83-121	36-74	
Stallgödsel (ospec.)	—	245	66	Ulén (1996)
Handelsgödsel (ospec.)	—	245	73	
<b><i>Endast handelsgödsel:</i></b>				
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	—	0	2-6	Bergström och Brink (1986)
	—	50	5-12	
	—	100	5-12	
	—	150	15-30	
	—	200	30-90	
Handelsgödsel (ospec.)	—	0	57	Bertilsson (1988)
	—	60	67	
	—	120	71	
	—	240	70	
Handelsgödsel (ospec.)	—	'Ekonomiskt opt.'	1-22	Nielsen och Jensen (1990)
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	—	0	38	Uhlen (1994)
	—	68	43	
	—	97	46	
	—	137	51	
	—	166	64	
	—	194	77	
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	—	60	38	Hansen och Djurhuus (1998)
	—	120	52	

Handelsgödsel (ospec.)	—	0	38	Lord och Mitchell (1998)
	—	50	35	
	—	100	30	
	—	150	50	
	—	200	75	
	—	250	125	

### Sammanfattande slutsatser

Det samlade intrycket av de jämförande studier som finns beskrivna i litteraturen om kväveutlakning från jordbruksmark vid ekologisk och konventionell odling är mycket heterogent. Det gäller framför allt olikheter i de experimentella betingelser (växtföljd, tidigare markanvändning, jordtyp, gödslingsintensitet etc.) som har en avgörande betydelse för utlakningens storlek. Detta i sin tur gör att en strikt jämförelse vad gäller utlakning vid ekologisk resp. konventionell odling är mycket svår att göra. Trots dessa svårigheter anser vi att man kan komma fram till följande slutsatser och sammanfattande synpunkter:

- En lägre kvävetillförsel i ekologiska odlingssystem jämfört med konventionella system, och därmed lägre skörd, leder oftast till lägre kväveutlakning i ekologiska system. Om man tar hänsyn till detta och jämför utlakning per tillförd 'kväveenhet', är det emellertid ingen skillnad i kväveutlakning mellan de båda odlingssystemen. Samma resonemang kan föras när det gäller utlakning per skördad enhet. Vid samma skörd blir kväveutlakningen i ekologiska system minst lika stor som i konventionella odlingssystem.
- Vilka grödor som ingår i växtföljden och hur mycket mark som är vinterbevuxen är två av de viktigaste faktorerna som bestämmer kväveutlakningens storlek, oberoende om odlingssystemet är ekologiskt eller konventionellt.
- Det finns starka indikationer som tyder på att den reducerande effekt som perenna vallar har på kväveutlakning i konventionella odlingssystem är betydligt mer begränsad i ekologiska system, sannolikt beroende på den höga baljväxtandel som är vanlig i ekologiskt odlade vallar.
- Eftersom grödan har en så stor betydelse för kväveutlakningens omfattning, oberoende av odlingssystem, måste vi bibehålla (och om möjligt förbättra) flexibiliteten i våra odlingsåtgärder och upplägg av växtföljder. Detta är betydligt svårare i ekologiska odlingssystem än i konventionella, p.g.a. att ekologisk odling är beroende av baljväxter för sin kväveförsörjning. Om förlitar sig på baljväxtkväve finns det mycket små möjligheter att styra kvävetillförseln till grödan och därmed begränsa kväveutlakning.
- I odlingssystem med djur, och därmed tillförsel av stallgödsel som kvävekälla till åkermark, är kväveutlakningen oftast högre än i system utan djur. Detta beror huvudsakligen på att stora mängder av stallgödselkväve finns kvar i marken efter skörd och att man får dåligt samspel mellan kvävetillgång och grödans upptag av kväve.

- En minskning av kväveutlakning från åkermark är inte en fråga om ekologisk eller konventionell odling, utan snarare om användande av ändamålsenliga motåtgärder. Denna insikt behöver styra vårt tänkande i utveckling av miljömässigt uthålliga system. Den förmodligen viktigaste åtgärden för att uppnå långsiktigt uthålliga system, med minimerad kväveutlakning, är dock att se till att kvävetillförseln är i balans med upptaget, vilket inte minst gäller tillförsel av stallgödsel. Detta kräver sannolikt att gödslingsnivån ligger något under vad som idag anses som ekonomiskt optimalt.

## Litteratur

- Addiscott, T.M., A.P. Whitmore och D.S. Powlson. 1991. Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International, Wallingford, U.K.
- Allen, P., D. Van Dusen, J. Lundy och S. Gliessman. 1991. Integrating social, environmental and economic issues in sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 6:34-39.
- Angle, J.S. 1990. Nitrate leaching losses from soybeans (*Glycine max.* L. Merr.) *Agriculture, Ecosystems and Environment* 31:91-97.
- Armstrong Brown, S. 1993. Organic farming and water pollution. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 7:586-591.
- Barry, D.A.J., D. Goorahoo och M.J. Goss. 1993. Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget. *Journal of Environmental Quality* 22:767-775.
- Beckwith, C.P., J. Cooper, K.A. Smith och M.A. Shephard. 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. *Soil Use and Management* 14:123-130.
- Bergström, L. 1987a. Nitrate leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters. *Journal of Environmental Quality* 16:11-18.
- Bergström, L. 1987b. Leaching of 15-N-labeled nitrate fertilizer applied to barley and a grass ley. *Acta Agriculturae Scandinavica* 37:199-206.
- Bergström, L. och N.Brink. 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and Soil* 93:333-345.
- Bergström, L. och H. Kirchmann. 1999. Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 28:1283-1290.

- Bertilsson, G. 1988. Lysimeter studies of nitrogen leaching and nitrogen balances as affected by agricultural practices. *Acta Agriculturae Scandinavica* 38:3-11.
- Burt, T.P., A.L. Heathwaite och S.T. Trudgill. 1993. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Cameron, K.C. och A. Wild. 1984. Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. *Journal of Environmental Quality* 13:274-278.
- Catt, J.A., K.R. Howse, D.G. Christian, P.W. Lane, G.L. Harris och M.J. Goss. 1998. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone farm experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effects of winter cover crops and unfertilized grass leys. *Plant and Soil* 203:57-69.
- Dalgaard, T., N. Halberg och I.S. Kristensen. 1998. Can organic farming help to reduce N-losses? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52:227-287.
- Davies, G.P. och D. Barraclough. 1989. Nitrate leaching at Rushall farm Wiltshire 1985-88. *Bulletin for Organic Agriculture* 7:3-5.
- Davies, D.B. och R. Sylvester-Bradley. 1995. The contribution of fertilizer nitrogen to leachable nitrogen in the UK: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 68:399-406.
- Dressel, J., W. Weigelt och D. Mockel. 1992. Langjährige Untersuchungen über die Wirkung von Stickstoff aus Mineraldüngung und Stallmist (Lysimetersuche). *Agribiologic Research* 45:177-185.
- Drinkwater, L.E., P. Wagoner och M. Sarrantonio. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396:262-265.
- Eltun, R. 1994. The Apelsvoll cropping experiment I. Background, objectives and methods. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 8:301-315.
- Eltun, R. 1996. The Apelsvoll cropping system experiment. IV. Yield and quality of potatoes, forage crops and entire cropping systems. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10:23-41.
- Eltun, R. och O. Fugleberg. 1996. The Apelsvoll cropping system experiment. VI. Runoff and nitrogen losses. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10:229-248.
- Eriksen, J., M. Askegaard och K. Kristensen. 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use Management* 15: 176-182.
- EC. 1980. Council Directive on the Quality of Water for Human Consumption. (80/778 EEC). *Official Journal of the European Communities* L 229,11.

- EC. 1991. Council Directive Concerning the Protection of Water against Pollution caused by Nitrates from Agricultural Sources. (91/676/EEC). Official Journal of the European Communities L, 375:1-5.
- Feige, W. och R. Röthlingshöfer. 1990. Nitratauswaschung aus zwei unterschiedlich bewirtschafteten Ackerböden. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31:89-95.
- Fowler, S.M., C.A. Watson och D. Wilman. 1993. N, P and K on organic farms: herbage and cereal production, purchases and sales. Journal of Agricultural Science 120:353-360.
- Germon, J.G. 1989. Management systems to reduce impact of nitrates. Elsevier Applied Science, London, England.
- Goldstein, W.A., M.J. Scully, D.H. Kohl och G. Shearer. 1998. Impact of agricultural management on nitrate concentrations in drainage waters. Journal of Alternative Agriculture 13:105-110.
- Goss, M.J och D. Goorahoo. 1995. Nitrate contamination of groundwater: measurement and prediction. Fertilizer Research 42:331-338.
- Granstedt, A. 1995. Studies of the flow, supply and losses of nitrogen and other plant nutrients in conventional and ecological agricultural systems in Sweden. Biological Agriculture and Horticulture 11: 51-67.
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. Swedish Journal of agricultural Research 17:169-177.
- Gustafson, A. 1996. Bidrag från olika källor - jordbruk. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 135(3):47-59.
- Gutser, R. och P. Dosch. 1996. Cattle-slurry -  $^{15}\text{N}$  turnover in a long-term lysimeter trial. pp. 345-350. I: C. Rodriguez-Barrueco (red.), Fertilizers and Environment. Developments in Plant and Soil Sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Haak, E., B. Lindén och P.J. Persson. 1994. Nitrogen flow in different cultivation systems. A field experiment at Lanna Research Station in south-west Sweden. Sveriges lantbruksuniversitet, avd. för Växtnäringslära, Rapport Nr. 194.
- Halberg, N., E.S. Kristensen och I.S. Kristensen. 1995. Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. Journal of Agricultural and Environmental Ethics 8:30-51.
- Hansen, E.M. och J. Djurhuus. 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. Soil Use and Management 12:199-204.

- Hauck, R.D. 1990. Agronomic and public aspects of soil nitrogen research. *Soil Use and Management* 6:66-70.
- Hoffman, M. 1999. Assessment of leaching loss estimates and gross load from arable land in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences. PhD-thesis. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 168.
- Isermann, K. och R. Isermann. 1998. Food production and consumption in Germany: N flows and N emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52:289-301.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76:59-66.
- Jansson, S.L. 1971. Naturalness of commercial fertilizers. An ecological treatise. *Acta Agralia Fennica* 123:173-185.
- Jansson, S.L. 1963. Balance sheet and residual effect of fertilizer nitrogen in a 6-year study with N15. *Soil Science* 95:31-37.
- Jensen, B., P. Sørensen, I.K. Thomsen, E.S. Jensen och B.T. Christensen. 1999. Availability of nitrogen in <sup>15</sup>N-labeled ruminant manure components to successively grown crops. *Soil Science Society of America Journal* 63:416-423.
- Johnsson, H., L.F. Bergström, P-E. Jansson och K. Paustian. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 18:333-356.
- Kaffka, S. och H. Koepf. 1989. A case study on the nutrient regime in sustainable farming. *Biological Agriculture and Horticulture* 6:89-106.
- Kemppainen, E. 1995. Leaching and uptake of nitrogen and phosphorus from cow slurry and fox manure in a lysimeter trial. *Agricultural Science in Finland* 4:363-375.
- Khaleel, R., K.R. Reddy och M.R. Overcash. 1980. Transport of pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: a review. *Water Research* 14:421-436.
- Kirchmann, H. 1989. A 3-year N balance study with aerobic, anaerobic and fresh <sup>15</sup>N-labelled poultry manure. s. 113-125. I: J. A. Hansen och K. Henriksen (red.), *Nitrogen in Organic Wastes applied to Soils*. Academic Press, London, U.K.
- Kirchmann, H. 1994. Biological dynamic farming - An occult form of alternative agriculture? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 7:173-187.
- Koepf, H. 1973. Organic management reduces leaching of nitrate. *Biodynamics* 108:20-30.

- Köpke, U. 1995. Nutrient management in organic farming systems: the case of nitrogen. *Biological Agriculture and Horticulture* 11:15-29.
- Korsaeth, A. och R. Eltun. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an eight year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (under tryckning).
- Kristensen, S.P., J. Mathiasen, J. Lassen, H.B. Madsen och A. Reenberg. 1994. A comparison of the leachable inorganic nitrogen content in organic and conventional farming systems. *Acta Agriculturae Scandinavica, Sect. B, Plant and Soil Sci.* 44:19-27.
- Kristensen, L., C. Stopes, P. Kølster och A. Granstedt. 1995. Nitrogen leaching in ecological agriculture: summary and recommendations. *Biological Agriculture and Horticulture* 11:331-340.
- Lindén, B. och B. Wallgren. 1993. Nitrogen mineralization after leys ploughed in early autumn. *Swedish Journal of Agricultural Research* 23:77-89.
- Lord, E.I. och R.D.J. Mitchell. 1998. Effect of nitrogen inputs to cereals on nitrate leaching from sandy soils. *Soil Use and Management* 14:78-83.
- Macdonald, A.J., D.S. Powlson, P.R. Poulton och D.S. Jenkinson. 1989. Unused fertilizer nitrogen in arable soils - its contribution to nitrate leaching. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 46:407-419.
- National Research Council. 1978. Nitrate: An environmental assessment. National Academy of Sciences, Washington DC, USA.
- National Research Council. 1989. Alternative agriculture. National Academy Press. Washington DC, USA.
- National Research Council. 1993. Soil and water quality. National Academy Press, Washington DC, USA.
- Nielsen, N.E. och H.E. Jensen. 1990. Nitrate leaching from loamy soils as affected by crop rotation and nitrogen fertilizer application. *Fertilizer Research* 26:197-207.
- Nolte, C. och W. Werner. 1994. Investigations on the nutrient cycle and its components of a biodynamically-managed farm. *Biological Agriculture and Horticulture* 10:235-254.
- Nguyen, M.L., Haynes, R.J. och K.M. Goh. 1995. Nutrient budgets and status in three pairs of conventional and alternative mixed cropping farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:149-162.



- Owens, L.B., W.M. Edwards och M.J. Shipitalo. 1995. Nitrate leaching through lysimeters in a corn-soybean rotation. *Soil Science Society of America Journal* 59:902-907.
- Pedersen, C.A. 1990. Practical measures to reduce nutrient losses from arable land. *The Fertilizer Society. Proceedings* 300.
- Pettersson, R. 1987. Primary production in arable crops: above-ground growth dynamics, net production and nitrogen uptake. PhD-thesis. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för Ekologi och Miljövård, Rapport Nr. 31.
- Powlson, D.S., P.R. Poulton, T.M. Addiscott och D.S. McCann. 1989. Leaching of nitrate from soils receiving organic or inorganic fertilizers continuously for 135 years. s. 334-345. I: J.A. Hansen och K. Hendriksen (red.), *Nitrogen in Organic Wastes applied to Soils*. Academic Press, London, U.K.
- Prins, W.H., K. Dilz och J.J. Neeteson. 1988. Current recommendations for nitrogen fertilization within the EEC in relation to nitrate leaching. *The Fertilizer Society Proceedings* 276.
- Rauhe, K., E. Fichtner, F. Fichtner, E. Knappe och W. Drauschke. 1973. Quantifizierung der Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdünger auf Pflanze und Boden unter besonderer Berücksichtigung <sup>15</sup>N-markierter tierischer Exkrementen. *Archiv Acker-Pflanzenbau und Bodenkunde* 17:907-916.
- Riley, H. och R. Eltun. 1994. The Apelsvoll cropping system experiment. II. Soil characteristics. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 8:317-333.
- Scheller, E. och H. Vogtmann. 1995. Case studies on nitrate leaching in arable fields of organic farms. *Biological Agriculture and Horticulture* 11:91-102.
- Schlüter, W., A. Hennig och G.W. Brümmer. 1997. Nitrat-Verlagerung in Auenböden unter organischer und konventioneller Bewirtschaftung - Messergebnisse, Modellierungen und Bilanzen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160:57-65.
- Schrøder, H. 1985. Nitrogen losses from Danish agriculture - trends and consequences. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 14:279-289.
- Sieling, K., O. Günther-Borstel och H. Hanus. 1997. Effect of slurry application and mineral nitrogen fertilization on N leaching in different crop combinations. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 128:79-86.
- Silva, R.G., K.G. Cameron, H.J. Di och T. Hendry. 1999. A lysimeter study of the impact of cow urine, dairy shed effluents, and nitrogen fertilizer on nitrate leaching. *Australian Journal of Soil Research* 37:357-369.

- Simmelsgaard, S.E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* 14:30-36.
- Solberg, S.Ø. 1995. Influence of crops and cultivation management on the nitrogen leaching potential on ecological farms in South East Norway. *Biological Agriculture and Horticulture* 11:115-121.
- Sørensen, P., E.S. Jensen och N.E. Nielsen. 1994. The fate of <sup>15</sup>N-labelled organic nitrogen in sheep manure applied to soils of different texture under field conditions. *Plant and Soil* 162:39-47.
- Sørensen, P. och E.S. Jensen. 1996. The fate of fresh and stored <sup>15</sup>N-labelled sheep urine and urea applied to a sandy loam soil using different application techniques. *Plant and Soil* 183:213-220.
- Spalding, R.F. och M.E. Exner. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater - a review. *Journal of Environmental Quality* 22:392-402.
- Spiess, E., W. Stauffer, U. Niggli och J.-M. Besson. 1993. DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung* 32:565-579.
- Stout, W.L., S.A. Fales, L.D. Muller, R.R. Schnabel, W.E. Priddy och G.F. Elwinger. 1997. Nitrate leaching and surface runoff from cattle urine and faeces in Northeast USA. *Soil Science Society of America Journal* 61:1787-1794.
- Tilman, D. 1998. The greening of the green revolution. *Nature* 396:211-212.
- Thomsen, I.K., J.F. Hansen, V. Kjellerup och B.T. Christensen. 1993. Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. *Soil Use and Management* 9:53-58.
- Thomsen, I.K., V. Kjellerup och B. Jensen. 1997. Crop uptake and leaching of <sup>15</sup>N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fractions. *Plant and Soil* 197:233-239.
- Tveitnes, S., O. Fugleberg och S.L. Øpstad. 1996. Leaching of plant nutrients in drainage water as influenced by cropping system, fertilization and climatic factors. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10:555-582.
- Uhlen, G. 1994. The leaching behaviour and balances of nitrogen and other elements under spring wheat in lysimeter experiments 1985-92. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science* 44:201-207.

- Ulén, B. 1999a. Simulation of nitrate leaching before and after conversion to ecological farming. *Biological Agriculture and Horticulture* 17:59-75.
- Ulén, B. 1999b. Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. *Soil Use and Management* 15:56-61.
- Vagstad, N., H.O. Eggestad och T.R. Høyås. 1997. Mineral nitrogen in agricultural soils and nitrogen losses: relation to soil properties, weather conditions, and farm practices. *Ambio* 26:266-272.
- Vereijken, P. 1990. Research on integrated arable farming and organic mixed farming in the Netherlands. s. 287-296. I: C.A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R.H. Miller och G. House (red.) *Sustainable Agricultural Systems*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa, USA.
- Wallgren, B. och B. Lindén. 1991. Residual nitrogen effects of green manure crops and fallow. *Swedish Journal of agricultural Research* 21:67-77.
- Watson, C.A., S.M. Fowler och D. Wilman. 1993. Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 120:361-369.
- WCDE. 1987. World commission on environment and development. *Our common future*. (Brundtland report) Oxford University Press, UK.
- Wieser, I., J. Heß och T. Lindenthal. 1996. Nutrient balances on organically managed grassland farms in Upper Austria. *Die Bodenkultur* 47:81-88.
- Younie, D. och C.A. Watson. 1992. Soil nitrate-N levels in organically and intensively managed grassland systems. *Aspects of Applied Biology* 30:235-238.
- Østergaard, H.S., B. Stougaard och C. Jensen. 1995. Nitrate leaching depending on cropping systems. *Biological Agriculture and Horticulture* 11:173-179.



## SUMMARY

### Project Description

In autumn 1998, the Swedish government commissioned the Swedish Board of Agriculture to submit proposals regarding objectives for the agricultural sector. These proposals are intended as a means of attaining the main overall objective concerning environmental quality, namely, "No Eutrophication", as well as accompanying secondary objectives. The latter involve reducing anthropogenic nitrogen emissions, which are transported via Swedish waterways to the sea, by 40 % of the level in 1995. The commission includes development and submission of an intensified programme of measures to reduce losses of plant nutrients from agriculture, with the aim of achieving the alternative proposals for the objectives suggested by the Board of Agriculture

The Swedish Board of Agriculture has also submitted a new objective for ecological (organic) production as requested by the government. The Board's proposal is a doubling of the total area of land now cultivated ecologically and an even larger increase in ecological livestock farming by 2005. In connection with this increase, the effects on other environmental objectives and possible conflicts in attaining these objectives were taken into consideration.

In October 1999, the Division of Water Quality Management (Swedish University of Agricultural Sciences, [SLU]) was commissioned by the Swedish Board of Agriculture to investigate the effects of the transition to ecological farming on nitrogen leaching, and whether ecological production could be a means of reducing leaching. The investigation consisted of three stages:

1. As a background, make a rough compilation of existing data concerning nitrogen leaching when nitrogen is supplied by a) legumes (e.g. clover/field beans/fodder peas and especially green manure), b) livestock wastes, or c) inorganic fertiliser.
2. Make model calculations of nitrogen leaching from these three sources, with the help of the SOIL and SOILN models, for a variety of cultivation systems with different production forms, in regions with varying climatic conditions and soil types.
3. Assess the effect on nitrogen leaching at a national level from an increase in ecological production in the country.

The Swedish Board of Agriculture chose three regions in southern and central Sweden representing varied cultivation conditions regarding climate, precipitation, soil type etc. These were the provinces of Skåne/Halland, Västra Götaland and Uppland.

### 1. Data compilation

#### *1. International Published Literature*

The data compilation consisted of a survey of relevant, international published literature concerning leaching from cultivation systems. It should be emphasised that the material is limited but, nevertheless, certain main strands can be discerned in the picture that emerges of leaching from conventional and ecological systems. The original report is entitled – "Do organic farming practices reduce nitrate leaching?" (In Swedish: "Är övergång till ekologisk odling ett sätt att minska utlakningen kväve från åkermark?"). Because the report's conclusions are based on international literature, it is the more general features of ecological systems that are evident and not the explicitly Swedish ones. The material is also heterogeneous, especially when it comes to differences in the experimental conditions (crop

rotation, previous land use, soil type, degree of fertilisation etc.), which is of crucial importance to the extent of the leaching. This in turn prevents a strict comparison being made between leaching from ecological and conventional cultivation. In spite of these difficulties we consider that the following concluding remarks can be made:

- Lower yields due to lower inputs in organic cropping systems are often followed by lower N-leaching loads than in more intensive conventional systems. If the different N use intensities between organic and conventional systems are taken into account and corrected for no differences in leaching losses between systems were found. The same reasoning can be applied concerning leaching of N per unit of yield. At similar yields, leaching will at least not be decreased through organic farming compared with conventional farming.
- One of the most important factors affecting N leaching, irrespective of whether the system is organic or conventional, is the design of the crop rotation and the sequences of the crops used. There are strong indications that the positive role of over wintering leys for the reduction of nitrate leaching in conventional systems is of minor importance organic systems, probably due to the flush of nitrogen mineralisation upon ploughing legume rich leys, which tend to mask the positive effect of-the ley.
- Since the type crop has such a large impact on leaching, we need great flexibility when designing crop rotations leading to low leaching losses. This is more difficult in organic farming systems, which are reliant on legumes for their N supply. Relying on nitrogen fixation through legumes for the supply of N to crops gives very few options for control and thereby little chance of a reduction in leaching loads.
- In farming systems including animals, and thereby use of manures as an N input, there was a clear tendency for increased leaching loads compared with farming systems without animals. This was corroborated by studies in which leaching from <sup>15</sup>N-labelled manures and inorganic fertilisers was compared. The difference was attributed poor synchronicity between crop demand and N delivery, and larger amounts of manure remaining in soil over time (residual effect) than N from inorganic fertiliser.
- Reduction of nitrate leaching is not a question of organic or conventional farming, but rather introduction and use of counter-measures such as catch crops, minimum tillage etc., and most importantly keeping N intensity at a level which assures long-term sustainability of the cropping system; this would require a reduction of the N input to levels somewhat below the expected optimum yield.

## *II. Ploughing up of grassland – field study related to conversion (the Swedish case)*

The data compilation is entitled “Conversion to ecological cultivation – leaching of plant nutrients from organic fertilisers and ploughing up of leys” (In Swedish: "Läckage av växtnäring med organiska gödselmedel och vid vallbrott i samband med omställning till ekologisk odling"). The change in rates of nitrogen leaching associated with conversion to ecological farming was studied on a clay soil in central Sweden. Nitrogen leaching was measured during a nine-year period; the land was cultivated conventionally for the first four years and then it was converted. To understand the factors influencing nitrogen leaching, the nitrogen flows were also simulated using two coupled models (SOIL and SOILN). The crop rotation in the field was; barley with undersown ley 1985, a four-year grass/clover ley 1986-1989, winter barley 1990, oats with undersown ley 1991, and a two-year grass/clover ley 1992-1993.

Nitrogen leaching increased substantially during the years immediately after conversion due to early ploughing up of the ley and manure spreading in the autumn prior to sowing winter wheat. Instead of early ploughing, the ley should have been incorporated as late as possible in the year and followed by spring cereals. The model simulations showed that the soil contained approximately the same amount of nitrogen during the three years before as in the three years after conversion. The increase in leaching rates can be attributed to bad management and could have been avoided if the farmer had been better informed about the risk of leaching in connection with ploughing up of a ley.

### **2. Model calculations**

The results of these calculations are reported in Sub-report 1 – “Model calculations based on research material from Bollerup and Önnestad in Skåne”; Sub-report 2 – “Simulated nitrogen leaching from different cultivation systems in Västra Götaland” and Sub-report 3 – “Model calculations based on research material from Säby in Uppland”. For the calculations, the methods of cultivation, fertilisation, etc., used in the experiments were followed as closely as possible, using reports and other data available. The leaching levels calculated from the models agree well with measurements from the cultivation of similar crops, in a variety of leaching experiments and investigations of changes in land-use in the respective regions.

#### *I. Cultivation system in Skåne/Halland*

The calculations for the southern region (Skåne/Halland) can be said to represent the current situation (= 1990s) for both ecological and conventional cultivation. Cultivation in both systems complied fully with the regulations on winter crop cover but no additional measures had been implemented in conventional systems to reduce nitrogen leaching. Nitrogen fertilisation of some crops was also clearly over the optimal (+10-15%) required for the actual yields in this system. In the ecological systems, undersown catch crops were grown where this was possible. Data was used from two research sites, Bollerup (light clay soil) and Önnestad (sandy soil). The calculations covered four different cultivation systems; conventional, with and without livestock, and ecological, with and without livestock.

The results show that on average current nitrogen leaching per hectare for the different soil types was 10-15% lower in the ecological systems studied than in the conventional ones. But, if nitrogen leaching was calculated per kilo harvested nitrogen in the ecological systems then it was ca 35% higher in systems without livestock and ca 12% higher in those with livestock.

A sensitivity analysis (Sub-report 4) showed that the over-optimal fertilisation rate was one of the factors responsible for much of the difference in leaching.

## II. *Cultivation system in Västra Götaland*

Unfortunately, the experimental data available for Västra Götaland was too incomplete to be useable for independent model calculations. Nevertheless, to obtain an idea of how the relation between the southern Swedish cultivation systems studied earlier would be affected by a somewhat cooler climatic zone and soils with higher clay contents, a leaching result was simulated for Västra Götaland using data from Bollerup. The yield and fertilisation levels from Bollerup were retained. But the times for start of growth in spring, terminated growth in autumn and "late autumn ploughing" were adjusted for the more northerly climatic zone. One of the consequences of this is that nitrogen uptake by autumn crops is less in the autumn, but the colder climate also contributes to less nitrogen being released and thus leached in the autumn.

The relative difference in nitrogen leaching between ecological and conventional cultivation systems was a slightly less due to the colder climatic zone. The calculated nitrogen leaching was approximately 40% lower in Västra Götaland than in Bollerup. Total nitrogen losses were, however, similar, because the calculated losses due to denitrification were notably higher on the heavy clay soils in Västra Götaland.

## III. *Cultivation system in Uppland*

Calculations were based on the published results of an experiment carried out at the end of the 1980s, which only included three cultivation systems; conventional without livestock, ecological without livestock and ecological with livestock (cattle). In terms of crop rotation and fertilisation intensity, the cultivation systems are well representative for the region and also good illustrations of current cultivation practices. The only question mark concerns cultivation of potatoes in the ecological system without livestock, which is probably fairly unusual considering the soil type (light clay – medium clay). There was no apparent fertilisation over the optimum in the conventional cultivation system.

The amounts of nitrogen leached from the conventional cultivation system and the ecological one with livestock were equally large. However, leaching per hectare from the ecological system without livestock was 25% higher than the corresponding conventional system, and when calculated per kilo harvested nitrogen it was ca 55% higher. Even if one attempts to allow for the effect of the potato crop, potatoes in all cultivation systems result in comparatively high leaching rates, the mean leaching is still 20% higher per hectare and ca 45% higher per kilo harvested nitrogen. The overriding cause of the larger amounts leached from this cultivation system was ploughing in of green manure early in autumn before sowing winter wheat, which led to extensive leaching during the following winter.

Ploughing in green manure means that large amounts of organically-bound nitrogen are supplied to the soil, often around 250-400 kg N/ha. Approximately half of this nitrogen is found in the green, above-ground plant material. If the soil temperature is high enough, in for example August-September, the green plant residues in particular decompose almost immediately after ploughing, whereupon the nitrogen content is quickly released in a form that can either be taken up by plants or leached. Added to this is the release of nitrogen (30-50 kg N/ha) from the soil's older reserve of organic nitrogen that always occurs in autumn. A crop sown in autumn can utilise no more than a fraction of the nitrogen released in autumn, a significant quantity of which will be lost through leaching and denitrification. The green manure in the experiment in the south of Sweden was ploughed in late in autumn (November), which meant that release of nitrogen available for leaching was effectively halted when winter commenced. The sensitivity analysis showed that if the ploughing in the experiment in the south of Sweden had taken place a month earlier, nitrogen leaching from the green manure would have increased by 25-50%.



### 3. The effect of a future increase in ecological agriculture on nitrogen leaching

To make a realistic assessment of what effects a future increase in ecological agriculture may have on nitrogen loading, one needs to consider the changes with consequences for nitrogen leaching that are likely to occur in the respective cultivation systems. In the proposal for a intensified programme of measures up to 2005 that the Swedish Board of Agriculture submitted to the Ministry of Agriculture, the proposed measures were dealt with in different stages, ranging from changes in existing agricultural production to more drastic reorganisations of production and land use. The first stage, which concerns all forms of production, includes straightforward and fairly obvious measures, such as adjusting fertiliser applications to meet crop requirement and improved rules or recommendations for ploughing up of grass and autumn spreading of manure. It is thought that this stage might be achieved mainly by increased advisory services and, in certain cases, adjusted recommendations for fertilisation, without any great costs to society or agriculture. Among the more drastic and costlier changes are a reduction in livestock numbers, introduction of permanent cropped fallow and the creation of new wetlands. Increased conversion to ecological production ought perhaps to be included in this category.

It would seem reasonable, therefore, to judge the effects of an increase in ecological cultivation from the expected leaching levels for the respective cultivation systems after implementation of at least part of the first stage of the programme, namely, the changes within the existing forms of agriculture production. A sensitivity analysis was done based on leaching from conventional cultivation systems, where a number of inorganic fertiliser applications clearly in excess of optimal levels were adjusted down to close to the crop's actual requirement (Sub-report 4). It was obviously not possible to do equivalent calculations for the ecological systems. The nearest comparable measure that might be taken for any of the ecological systems would be to set the early ploughing of the green manure in the experiment in Uppland to a later date. This would, however, require that the subsequent crop of winter wheat be replaced by a hypothetical spring-sown crop. The result of such a calculation would depend too much on the assumed yield level of the hypothetical crop.

#### *Calculated effect on nitrogen leaching*

When most of the fertilisation over the optimal rate was excluded from the calculation in Skåne/Halland and Västra Götaland, the nitrogen leaching per hectare was on average 3-4% lower in the ecological compared to the conventional systems. In absolute terms this represents a difference of between 0.5 and 1 kg N/ha per annum.

It should be emphasised, however, that this difference is extremely inconstant. If other measures in addition to adjusted fertiliser applications were implemented to prevent nitrogen leaching, such as ploughing later in autumn after a cereal crop or undersowing some of the main crops with catch crops, the difference would probably be altered very much in favour of conventional systems. Another important factor is that in ecological systems green manures should always be ploughed similarly late in autumn as in the experiment. Ploughing in on average one month earlier is sufficient to eliminate the difference between the systems.

To reduce the average leaching rate in the ecological system without livestock in the experiment in Uppland (excluding the effect of the potato crop) to the same level as in the conventional system, leaching caused by ploughing in of the green manure must decrease by 60%. This ought to be possible if the green manure is ploughed late in autumn (October), but there is at the same time a risk of increased leaching in the next following winter.

## Conclusions

Ecological cultivation is generally less nitrogen intensive than conventional systems, which helps towards reducing leaching. At the same time, cultivation is entirely dependent on organic nitrogen in the form of livestock wastes and nitrogen-fixing crops, which leads to an increase risk of leaching because it is more difficult to control nitrogen released by organic material. The amount of nitrogen leached depends therefore mainly on other factors, for example, the individual cropping system, cultivation strategies, how livestock wastes are used and not least on the individual grower's knowledge, interest, and carefulness. In a well-designed system of cultivation it is not so important whether external nitrogen is supplied by legumes or another method.

The conclusions drawn from this literature and model study are:

- It has not been possible to show that increased ecological cultivation would contribute any more to guaranteeing reduced nitrogen leaching than relatively small changes in conventional cultivation.
- Expressed in kilograms of leached nitrogen per hectare, the average nitrogen leaching calculated in several cases was lower for the ecological cultivation systems, but the difference is uncertain. Small changes to cultivation practices in either system of cultivation can reverse the situation.
- The calculated leaching expressed per kilogram harvested nitrogen was higher in the ecological system than in the conventional.
- On lighter soils, none of the cultivation systems studied reached the EU's target concentrations of 10mg N/l in drainage water.

Several of the now recognised measures for reducing nitrogen leaching were already implemented in the ecological cultivation systems studied. But in spite of this the average nitrogen concentrations in drainage water were too high. The challenge for future research and development will therefore be to try to improve and develop methods of ecological cultivation. There is a significant, but not yet exploited potential within conventional systems for coming closer to the target concentrations by, for example, using undersown catch crops and cultivating later in autumn. But even here continued research is needed.

Denna serie efterträder den åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvårdslära vid institutionen för markvetenskap Sveriges lantbruksuniversitet. Serien vattenvård redovisas i Ekohydrologi nr 1-6. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan. Alla kan i mån av tillgång anskaffas från avdelningen för vattenvård (adress på omslagets baksida).

*This series is successor to Vattenvård Published in 1970-1977. Here you will find research reports from the Division of Water Quality Management at the University of Agricultural Sciences. The Vattenvård series is listed in Ekohydrologi 1-6. You will find earlier issues of Ekohydrologi listed below. Issues still in stock can be acquired from the Division of Water Quality Management (address, see the back page)*

Nr	År	Författare och titel. <i>Author and title.</i>
1	1978	Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i>
2	1978	Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure gone astray.</i>  Lars Lingsten och Nils Brink. Åkergödslingens inverkan på miljön i en bäck. <i>The effect of agricultural manuring on the environment in a brook.</i>  Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen leaching from arable land.</i>
3	1979	Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from compost of refuse and sludge.</i>  Nils Brink. Self-Purification studies of silage juice.  Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster på Kristianstadsslätten. <i>Loss of nutrients on the Kristianstad plain.</i>  Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the groundwater by a dung yard.</i>
4	1979	Nils Brink. Vattnet är det yppersta.  Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979.  Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. <i>Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.</i>
5	1979	Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. <i>Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.</i>  Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of nutrients from forests.</i>  Nils Brink. Utlakning av kväve från agroekosystem. <i>Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.</i>  Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjning.
6	1980	Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i>  Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after spreading of potato juice.</i>  Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the need of fertilizer nitrogen.</i>  Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling.
7	1980	Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the commercial fertilizer go.</i>  Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The importance of the environment for the primary production in lake Vadsbrosjön.</i>  Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet.  Nils Brink. Utlakning av växtnäring från åkermark.  Nils Brink. Vart tar gödseln vägen.
8	1981	Nils Brink. Försurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of groundwater on arable land.</i>

- Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. *Leaching of TCA from arable land.*
- Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. *Storm washing of phosphorus from arable land.*
- Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. *Control of losses of nutrients from arable land and forest.*
- 9 1981 Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. *Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.*
- Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. *Leachate from piles of shredded refuse.*
- 10 1982 Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. *Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.*
- Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. *Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.*
- Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. *Nitrate, nitrite and pH in drinking water in Västergötland, Östergötland and Södermanland.*
- Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. *Fertilizer forecasts.*
- 11 1982 Barbro Ulén. Vadsbrosjöns närsaltbelastning och trofinivå. *The nutrient load and trophic level of lake Vadsbrosjön.*
- Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. *Metal contents in drainage water from cultivated soils.*
- 11, forts. Arne Gustafson. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige.
- Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. *Erosion of phosphorus from arable land.*
- Rikard Jernlås. Kväveutlakningens förändring vid reducerad gödsling.
- 12 1982 Nils Brink och Rikard Jernlås. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. *Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring.*
- Gunnar Fryk och Thord Ohlsson. Infiltration av lakvatten från malda sopor. *Leachate migration through soils.*
- Nils Brink. Measurement of mass transport from arable land in Sweden.
- Arne Gustafson. Leaching of nitrate from arable land in Sweden.
- 13 1983 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödslad åker. *Surface transport of plant nutrients from field spread with manure.*
- Rikard Jernlås. TCA-utlakning på lerjord. *Leaching of TCA on a clay soil.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Öjebyn. *Losses of nutrients at Öjebyn.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Röbbäcksdalen. *Losses of nutrients at Röbbäcksdalen.*
- Rikard Jernlås och Per Klingspor. Nitratutlakning och bevattnings. *Drainage losses of nitrate and irrigation.*
- 14 1983 Arne Gustafson, Lars Bergström, Tomas Rydberg och Gunnar Torstensson. Kvävemineralisering vid plöjningsfri odling. *Nitrogen mineralization in connection with non-ploughing practices.*
- Rikard Jernlås. Rörlighet och nedbrytning av fenvalerat i lerjord. *Decomposition and mobility of fenvalerate in a clay soil.*
- Nils Brink. Jordprov på hösten eller våren för N-prognoser. *Soil sampling for nitrogen forecasts.*
- Nils Brink. Närsalter och organiska ämnen från åker och skog. *Nutrients and organic matters from farmland and forest.*
- Nils Brink. Gödselanvändningens miljöproblem.
- 15 1984 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Växtnäringsförluster runt Ringsjön. *Nutrient losses in the Ringsjö area.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter korn. *Catch crop after barley.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster från åker i Nybroåns avrinningsområde. *Losses of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Vagle. *Losses of nutrients at Vagle.*

- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Offer. *Losses of nutrients at Offer.*
- 16 1984 Arne Gustafson, Arne S. Gustavsson och Gunnar Torstensson. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. *Intensity and duration of drainage discharge from arable land.*
- 17 1984 Jenny Kreuger och Nils Brink. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. *Catch crop and divided N-fertilizing when growing potatoes.*
- Nils Brink och Arne Gustavsson. Förluster av växtnäring från sandjord. *Losses of nutrients from sandy soils.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Boda. *Losses of nutrients at Boda.*
- Nils Brink. Vattenföroreningar från tippen i Erstorp - ett rättsfall.
- 18 1984 Barbro Ulén. Påverkan på yt- och dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. *Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.*
- Barbro Ulén. Nitrogen and Phosphorus to surface water from crop residues.
- 19 1985 Arne Gustavsson och Nils Brink. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. *Losses of nitrogen and phosphorus in the Ringsjö area.*
- Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. *Losses of nutrients from clay soils in Skåne.*
- Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Börje Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. *Nutrient losses from arable land in the region of Uppsala.*
- Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsala regionen. *Drinking water quality in the region of Uppsala.*
- Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och Diklorprop. *Mobility of MCPA and dichlorprop.*
- Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. *Losses with surface run-off of cyanazine.*
- 20 1985 Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorpropp på sandjord. *Mobility of MCPA and dichlorprop in a sandy soil.*
- Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmojord i Halland. *Losses of nutrients from a sandy soil in Halland.*
- Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. *Erosion of phosphorus from arable Land.*
- Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön.
- Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder
- Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten.
- 21 1986 Birgit Loeper. Toxicitetstest för pesticider med protozoer. *Toxicity test for pesticides using protozoa.*
- Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten.
- Barbro Ulén. Lakning av fosfor ur jordar. *Leaching of phosphorus from soils.*
- Nils Brink och Gunnar Torstensson. Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. *Risk of fertilizing for increased protein. Evaluate the environment.*
- Jenny Kreuger. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark.
- 22 1987 Arne Gustafson. Water Discharge and Leaching of Nitrate.
- 23 1987 Lars Bergström. Transport and Transformations of Nitrogen in an Arable Soil
- 24 1987 Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter skörd. *Catch crop after harvest.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. *Leaching of nutrients from arable land in the Nybroån river basin*
- Solweig Ellström och Nils Brink. Stallgödsblad och konstgödsblad åker läcker växtnäring. *Fields spread with manure and fertilizer leach plant nutrients.*
- Nils Brink. Kväveläckage vid försök med nitrifikationshämmare.
- Nils Brink. Kväve och fosfor från stallgödsblad åker.

- Nils Brink. Kväve och fosfor från konstgödslad åker.
- 25 1987 Nils Brink och Klaas van der Meulen. Losses of Phosphorus and Nitrogen to Lake Ringsjön.
- Nils Brink. *Regional vattenundersökning söder och öster om Ringsjön. Water nutrient status to the south and east of Lake Ringsjön.*
- Petra Fagerholm. Vattenkvalitet och jordbruksdrift inom Ringsjöområdet. *Water Quality and agriculture in the area of Lake Ringsjön.*
- Nils Brink. Nitrifikationshämmare eller svält mot kväveläckage. *Nitrification inhibitors or starvation against nitrogen losses.*
- Nils Brink, Jenny Kreuger och Gunnar Torstensson. Näringsflöden från åkermark. *Nutrient fluxes from arable land.*
- 26 1988 Arne Andersson och Arne Gustafson. Deposition av spårelement med nederbörden. *Bulk deposition of trace elements in precipitation.*
- Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Utlakning av spårelement från odlad jord. *Removal of trace elements from arable land by leaching.*
- Barbro Ulén. Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs. *Phosphorus erosion under ley cropping and a grass protective zone.*
- Gustafson, A. & Torstensson, G Växtnäringsläckage efter vallbrott.
- Ellström, S. Avrinning och växtnäringstransport från åkermark.
- 27 1990 Lisbet Lewan. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av växtnäringsämnen. *Undersown Catch Crop - Effects on leaching of plant nutrients.*
- Lisbet Lewan och Holger Johnsson. Insådd fånggröda: Effekter på utlakning av kväve. *Undersown catch crops - effects on leaching of nitrogen.*
- Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät på åkermark. *Discharge and nutrient losses from arable land.*
- 28 1992 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Börje Lindén, och Gustav Skyggesson. Mineralkvävedynamik och växt näringsutlakning på en grovmojord med handels- och stallgödslade odlingssystem i södra Halland. *Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure.*
- 29 1992 Barbro Ulén. Närsaltsförluster från mindre avrinningsområden inom jordbrukets recipientkontroll i Sverige. *Nutrient losses from small catchment areas in the recipient control of agriculture in Sweden.*
- Markus Hoffman. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät agrohydrologiska året 90/91 samt långtidsöversikt för 1977/90. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1990/91 and review of the years 1977/90*
- Markus Hoffman. Odlingsåtgärder och vattenkvalitet - en studie på sju fält i Malmöhus län. *Cultivation practices and water quality - a study on seven fields in Malmöhus county.*
- 30 1993 Börje Lindén, Arne Gustafson, Gunnar Torstensson och Erik Ekre. Mineralkvävedynamik och växtnäringsutlakning på en grovmojord i södra Halland med handels- och stallgödslade odlingssystem. *Mineral nitrogen dynamics and nutrient leaching in a sandy soil in southern Halland with cropping systems fertilized with commercial fertilizers and manure, and with or without ryegrass catchcrop.*
- 31 1993 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson och Börje Lindén. Kväveutlakning på sandjord - motåtgärder med ny odlingsteknik. *Leaching of nitrogen from sandy soil - counter measures with new technique.*
- 32 1993 Markus Hoffman och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1991/92 samt långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1991/92 and a long term review.*
- 33 1993 Börje Lindén, Helena Aronsson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggrödor, direktsådd och delad kvävegiva studier av kväveverkan och utlakning i olika odlingssystem i ett lerjordsförsök i Västergötland. *Catch crops, direct drilling and split nitrogen fertilization - studies of nitrogen turnover and leaching in crop production systems on a clay soil in Västergötland.*
- 34 1993 Gunnar Torstensson, Arne Gustafson, Helena Aronsson och Artur Granstedt. Ekologisk odling - utlakningsrisker och kväveomsättning. *Ecological Agriculture - Leaching risks and Nitrogen Turnover. Ecological agriculture - leaching risks and nitrogen turnover.*
- 35 1993 Erik Kellner. Årstidsbunden kvävebelastning och denitrifikation i dammar - en enkel modellansats. *Seasonal nitrogen fluxes and denitrification in ponds - simple model approach*

- 36 1995 Markus Hoffmann och Solweig Wall Ellström. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1992/93 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1992/93 and a long term review.*
- 37 1995 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Växtnäring förluster till vatten från ett jordbruksområde på Gotland 1989/94.
- 38 1995 Katarina Kyllmar, Göran Johansson och Markus Hoffmann. Avrinning och växtnäring förluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1993/94 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1993/94 and a long term review.*
- 39 1996 Holger Johnsson och Markus Hoffmann. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994.
- 40 1996 Katarina Kyllmar och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95.
- 41 1997 Bo Wejfeldt och Arne Gustafson. Utesuggor och kväveutlakning. Resultat från ett fältförsök i Halland.
- 42 1997 Katinka Hessel, Jenny Kreuger och Barbro Ulén. Kartläggning av bekämpningsmedelsrester i yt-, grund- och regnvatten i Sverige 1985-95. Resultat från monitoring och riktad provtagning.
- 43 1997 Göran Johansson och Katarina Kyllmar. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1994/95 samt en långtidsöversikt. *Discharge and nutrient losses from arable land in 1994/95 and a long term review.*
- 44 1998 Katarina Kyllmar och Holger Johansson. Växtnäring förluster till vatten i Typområden på jordbruksmark (JRK) 1984-1995.
- 45 1998 Kristina Mårtensson och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från fyra jordbruksområden i Västra Götalands län 1993-97. Utvärdering av mätningar och inventeringar utförda inom miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" i Jämsbäckens, Öxnevallabäckens, Vikensbäckens och Forshällaåns avrinningsområden.
- 46 1998 Katinka Hessel, Helena Aronsson, Börje Lindén, Maria Stenberg, Tomas Rydberg och Arne Gustafson. Höstgrödor – Fånggrödor – Utlakning. Kvävedynamik och kväveutlakning på en moränlättna i Skåne.
- 47 1998 Mårtensson Kristina och Katarina Kyllmar. Växtnäring förluster till vatten från två jordbruksområden i Örebro län 1994-1997
- 48 1998 Kyllmar Katarina och Holger Johnsson. Typområden på jordbruksmark (JRK) Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96.
- 49 1999 Johansson Göran, Kyllmar Katarina och Johnsson Holger. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1995/96 samt en långtidsöversikt.
- 50 1999 Hessel Tjell Katinka, Aronsson Helena, Torstensson Gunnar, Gustafson Arne, Linden Börje, Stenberg Maria och Rydberg Tomas. Mineralkvävedynamik i handels- stallgödslade odlingssystem med och utan fånggröda. Resultat från en grovmjord i södra Halland, perioden 1990-1998.
- 51 1999 Lindén Börje, Engström Lena, Aronsson Helena, Hessel Tjell Katinka, Gustafson Arne, Stenberg Maria, Rydberg Tomas. Kvävemineralisering under olika årstider och utlakning på en mojord i Västergötland. Inverkan av jordbearbetningstider, flygödseltillförsel och insådd fånggröda.
- 52 2000 Persson Kristian, Jordbearbetningens påverkan på fosforförlusterna från en mjälälättna i Södra Dalarna. Ulen Barbro, Johansson Göran och Kyllmar Katarina. Fosforläckage från elva observationsfält under tjugoett år. Ulen Barbro och Kreuger Jenny. Bekämpningsmedelsrester i vatten 1985-1999. Riktade provtagningar och monitoring samlade i en databas.
- 53 2000 Kyllmar Katarina och Johnsson Holger. Typområden på jordbruksmark (JRK). Avrinning och växtnäring förluster för de agrohydrologiska åren 1996/97 och 1997/98.
- 54 2000 Kreuger Jenny. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögprojektet 1998 samt en kortfattad översikt.
- 55 2000 Carlsson Carina, Kyllmar Katarina och Johnsson Holger. Typområden på jordbruksmark (JRK) Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1998/99.

