

Lunds Universitets Naturgeografiska Institution

Seminarieuppsatser Nr. 55

Kväveläckage inom Tolångaåns dräneringsområde - modellering och åtgärdssimulering



Isabel Tagesson och Anna Wramneby



Department of Physical Geography,
Lund University
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,
Sweden

1999



INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT	
.4	
1.	
INLEDNING	5
1.1 REDUCERINGSMÅL.....	6
2.	
SYFTE	7
3.	
BAKGRUND	8
3.1 JORDBRUKETS MODERNA UTVECKLING.....	8
3.2 KVÄVETS KRETSLOPP.....	8
3.2.1 KVÄVEFIXERING.....	9
3.2.2 KVÄVEUTLAKNING.....	9
3.2.3 MINERALISERING OCH IMMOBILISERING.....	10
3.2.4 DENITRIFIERING.....	12
4.	
OMRÅDESBESKRIVNING	13
4.1 VOMBSJÖN OCH DESS TILLRINNINGSOMRÅDE.....	13
4.2 BERGGRUND OCH JORDARTER.....	14
4.3 MARKANVÄNDNING.....	15
5.	
MATERIAL	15
6.	
METOD	16
6.1 KVÄVEMODELLEN.....	16
6.2 MARKVATTENMODELLEN.....	18
6.3 ÅTGÄRDER.....	20
6.3.1 FÅNGGRÖDOR.....	17
6.4 SIMULERING.....	18
6.4.1 SIMULERING MED OLIKA GRÖDOR.....	18
6.4.2 SIMULERING MED FÅNGGRÖDOR.....	21

7.			
RESULTAT		22
7.1	KVÄVESITUATIONEN I ÅN.....		22
7.1.1	VATTENFÖRING OCH KVÄVETRANSPORT.....		25
7.1.2	TRENDANALYS.....		26
7.2	SIMULERINGSRISULTAT.....		27
7.2.1	SIMULERINGSRISULTAT FÖR OLIKA GRÖDOR.....		30
7.2.2	FÅNGGRÖDOR.....		33
8.			
DISKUSSION		35
8.1	KVÄVESITUATIONEN I ÅN.....		35
8.2	SIMULERADE	OCH	UPPMÄTTA
VÄRDEN	36	
8.3	SIMULERING MED OLIKA GRÖDOR.....		36
8.4	FÅNGGRÖDOR.....		38
8.5	ANDRA ÅTGÄRDER.....		38
9.			
SLUTSATSER		39
10.			
REFERENSER		41
APPENDIX I-III			

Abstract

Human-induced eutrophication has rapidly become one of the most important environmental issues. The problem is largely due to the shift in agricultural practices. Farming methods have become more efficient during the last 300 years. Watercourses have been straightened out and wetlands have been reduced to increase agricultural landuse. Since the end of the 1940s, fertilization has increased dramatically. These factors have caused unnatural eutrophication and algae blooming in watercourses, lakes and ultimately the sea. In Sweden, the government has determined to reduce the nitrogen discharge by 50 percent by the year 2000. In order to accomplish this reduction companies and authorities have been assigned to find suitable reduction measures.

The soils in Scania are among the most nutritious ones in Sweden. This along with high fertilization makes Scania a high risk area. In 1991, Ekologgruppen was assigned by the government to investigate the drainage area of the stream of Kävlingeån. Tolångaån constitutes a part of Kävlingeån and measurements of the water quality have been taking place since 1976 at Tolånga. As there were plenty of data available in this area the decision was made, in agreement with the county administrative board in Malmö, to study Tolångaån. The fact that the water finally reaches the lake of Vombsjön highlights the importance of establishing a good quality of the water. The lake serves as a source of water supply and provides parts of Scania with drinking-water. The study focuses on investigating the nitrogen situation in the stream and comparing measured values with simulated ones. Nitrogen simulation models are usefool tools, when making predictions of leakage. The model used in this study is based on the SOILN-model and simulates nitrogen dynamics and losses in the agricultural soil of the study area. SOILN was developed in the mid 80s and simulated leakage has shown good accuracy with observed measurements. The simulation was made over a ten-year period (1985-1994). The leakage from four different crops were simulated; ley, seed, root-crops and oil plant. In addition, the effect of one measure to reduce leakage was simulated, the use of catch cropping. To illustrate the effect of the climate, one year with low precipitation (1989) and one year with high precipitation (1994) were compared.

A trend analysis shows that nitrogen content in the watercourse has been fairly constant during the last two decades. However, the nitrogen content is far too high to be acceptable. When comparing measured values with simulated values adjustments had to be made. The simulated leakage was too high and a model parameter was evaluated in order to adjust the leakage. In spite of this, simulated values did not agree totally with measured values. This is probably due to the fact that the ground water model which is connected to the nitrogen model is too simple. When comparing the leakage caused by different crops, it turned out that ley had the best nitrogen uptake. Seed and root-crops were not as efficient as ley when it comes to assimilate nitrogen and contributed to most of the leakage. When simulating the effect of catchcrops it was possible to reduce nitrogen leakage by 30 percent. Previous studies have shown that catchcrop may reduce nitrogen leakage by 60 percent. The results from Tolånga and the simulation showed that precipitation is the parameter that has the greatest influence on the nitrogen leakage.

1. Inledning

Under de senaste 300 åren har jordbrukslandskapet genomgått stora förändringar. Efterhand som jordbruket rationaliserats och effektivare samt större maskiner kommit till användning har också åkerfälten tilltagit i storlek. Olika typer av odlingshinder har successivt tagits bort. Långa sträckor av tidigare öppna vattendrag och dräneringsdiken har exempelvis lagts i kulvertar och rör.

Dagens intensiva jordbruk utgör den främsta orsaken till övergödning eller s k eutrofiering i vattendrag, sjöar och hav. Eutrofiering i egentlig mening innebär att det sker en gödning av närsalter och begreppet avser en förändring mot ett näringsrikare tillstånd. Processen leder till en ökad mängd organismer och är i vissa miljöer naturlig. På grund av människans aktiviteter, främst i form av tillverkning och användning av handelsgödsel och tvättmedel, odling, avverkning, djurhållning och förbränning, har eutrofieringen ökat i så stor omfattning att det har fått negativ inverkan på miljön (Ryding, 1991, Persson et al., 1994). Eutrofiering förändrar artsammansättningen radikalt. Vissa arter missgynnas och slås ut när den ökade andelen organismer försämrar sikten och ändrar ljus- och syreförhållanden i vattendragen. Vid nedbrytning av organismer förbrukas mycket syre, vilket leder till bottendöd. Dricksvattenkvaliteten försämras och höga kvävekoncentrationer kan vara direkt farliga för känsliga personer (Persson et al., 1994).

Med hjälp av modellering kan kvävet dynamik samt förluster i åkermark simuleras. Målet med modelleringen är att uppnå en optimal produktivitet från åkermarken, genom att kvävet i marken tas upp effektivt av växterna i stället för att transporteras ut från marksystemet. För att förbättra agrara metoder, så att gödningstekniken blir effektivare, krävs därför en ökad förståelse av kvävecykeln. En simuleringsmodell av kvävet kretslopp kommer då väl till hands (Johnsson et al., 1987).

För att bestämma hur stor åkermarkens utlakning är, utförs mätningar i olika forskningsprojekt runt om i landet. I Halland har exempelvis omfattande forskning genomförts kontinuerligt sedan 1983 i de s k Mellbyförsöken. Där har bl a effekten av olika kvävereducerande åtgärder studerats. Problemet är att utlakningen är ett s k diffust utsläpp och därför mycket svårt att mäta. Det krävs ofta avancerade och kostnadskrävande fältmätningar, vilket omöjliggör övervakning av stora delar av den svenska åkermarken. Dessutom är behovet stort av omfattande mätningar, eftersom det finns en oändlig kombination av marktyper, klimatsituationer, grödor samt odlingsåtgärder. Det krävs således en generaliserad bild av utlakningen, som kan tillämpas i områden med olika förutsättningar. Modellering utgör därför ett bra alternativ till fältmätningar (Johnsson & Hoffman, 1996).

1.1 Reduceringsmål

Utsläppssituationen i vattendragen är till stora delar kopplad till markanvändningen, åtminstone när det gäller näringsämnena kväve och fosfor. Kväveutsläppen är enligt Naturvårdsverket ett av dagens största miljöproblem och för att komma åt problemen har regeringen satt som mål att halvera kväveutsläppen till år 2000 (Alström et al., 1992, Åhlander, 1998). Utlakning från fältförsök på ler- och mojordar i olika delar av landet visar att södra Götaland, kanske framför allt Skåne, är det värst drabbade området i Sverige (fig 1) (Claesson et al., 1991). Enligt en nyligen genomförd studie har det visat sig att Skåne och Halland i själva verket står för en tredjedel av kväveläckaget i Sverige (TT-nyhet, 1999).

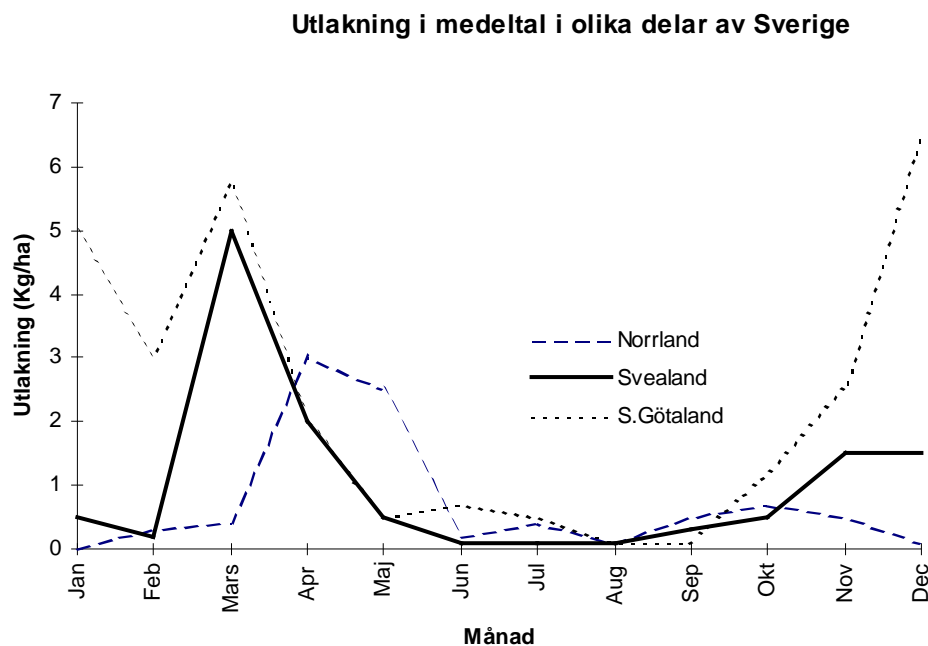


Fig 1 Utlakning från fältförsök på ler- och mojordar i olika delar av landet (Claesson et al., 1991).

Orsakerna till den höga närsaltsbelastningen i Skåne är många (Miljövårdsenheten, Malmö, 1992):

- Skåne har naturligt näringsrika jordarter
- andelen åkermark är ovanligt stor
- odlingen av vall, som effektivt tar upp kväve (se definition kap 3.2.2), är liten jämfört med övriga landet

- handelsgödsel används i betydande omfattning
- stallgödselspridning är av stor betydelse speciellt i de områden som har stor djurhållning t ex Hörby, Höör och Sjöbo
- den atmosfäriska depositionen är den största i Sverige
- det milda klimatet resulterar i relativt omfattande perkolation även på vintern, vilket gör att kväveförlusterna blir stora under vinterhalvåret

Som ett led i regeringens mål att halvera kväveutsläppen utarbetade Ekologgruppen 1991, på uppdrag av Kävlingeåns vattenvårdsförbund, förslag till vattenförbättrande åtgärder inom Kävlingeåns avrinningsområde. Vombsjön tillhör Kävlingeåns avrinningsområde och det dominerande tillflödet utgörs av Björkaån. Vombsjön används som råvattentäkt och förser delar av Skåne med dricksvatten. Därför är det av yttersta vikt att komma till bukt med näringsläckaget från omgivande marker (Alström et al., 1992).

Regelbundna mätningar har gjorts i Tolångaån, som är en del av Björkaån, sedan 1976 och vi valde därför, i samråd med länsstyrelsen, att studera kvävehalterna vid denna station. Området präglas av åkermark och mätningarna i Tolångaån har inte störts av någon närliggande industri eller andra tillrinningsområden. För att avgränsa arbetet berörs endast kväveläckaget och i arbetet bortses således helt från fosfors betydelse för övergödningen. Fosfor utgör tillsammans med kväve de främsta växtnäringsämnen som reglerar djur- och växtproduktion i sjöar och vattendrag. Fosfor transporteras till skillnad från kväve nästan uteslutande till vattendragen via ytavrinning (Naturvårdsverket, 1993). Ytavrinning ingår inte i simuleringsmodellen i detta arbete och fosfortransporten kan således inte räknas ut.

2. Syfte

Syftet med arbetet är att studera kvävesituationen i Tolångaån och att konstruera en kvävemodell utifrån SOILN-modellen (Johnsson et al., 1987). I modellen simuleras utlakningen vid odling av olika grödor samt vid en kvävereducerande åtgärd.

Frågeställningarna är:

1. Har kvävehalterna förändrats i Tolångaån mellan åren 1976 och 1997?
2. Hur mycket bidrar olika grödor till utlakningen?
3. Hur mycket kan kväveläckaget reduceras med hjälp av fånggrödor?

3. Bakgrund

3.1 Jordbrukets moderna utveckling

Jordbrukets moderna utveckling tog fart i slutet av 1600-talet, då bönderna erhöll en stor del av adelns jord. Bönderna fick själva ta hand om vinsten av sin produktion, vilket resulterade i en rad nyodlingar och tekniska hjälpmedel. Effektiviseringen innebar att delar av våtmarker dikades ut i syfte att förhindra översvämningar samt för att skapa mer odlingsbar mark genom torrläggning. Utdikningen krävde stora ingrepp i landskapet och förändrade både flora och fauna. Den självrenande funktionen som det ursprungliga dräneringssystemet hade fyllt gick förlorad. Självreningen möjliggjordes tack vare den långa omsättningstiden av vattnet. När denna försvann blev omvandlingen av nitratkväve till kvävgas inte längre möjlig och nitratkvävet började i stället att läcka ut till vattendragen (Martinius, 1982).

Nästa omvälvande steg kom till stånd då konstgödslet introducerades i början av 1900-talet. Konstgödslet ersatte det s k översilningssystemet, som under 1800-talet täckte 3 % av Skånes yta. Översilningsmetoden (även kallad ängavattning) innebar att åar dämades upp och att vatten leddes ut på ängarna i ett nät av grävda diken. Metoden medförde att näring fördes med vattnet ut över åkermarken och på detta vis tillfördes ”naturlig” näring till åkrarna. Dessutom skedde en reduktion av närsalter innan de nådde de känsliga vattendragen (Miljödelegationen Västra Skåne, 1990).

Andelen odlad mark i Sverige har varit relativt konstant sedan 1940-talet. Det ökade kväveläckaget hänger snarare samman med att kvävegödslingen ökade markant efter andra världskriget i syfte att maximera produktionen. I stället för att använda sig av vall som växtnäring köptes kvävet in. Åkerfälten slogs samman till större enheter och animalieproduktionen koncentrerades till färre enheter med fler djur. Många gårdar införde kreaturlös drift och den tidigare balansen mellan nötkreatur, vall och spannmålsproduktion fanns inte längre kvar. Följden blev att vallarealen minskade inom de uppodlade områdena samt att odlingshinder i form av vattendrag med omgivande vegetation, stengårdsgårdar, trädriddåer m m försvann (Claesson et al., 1991).

3.2 Kvävets kretslopp

Kvävets kretslopp är fundamentalt för livet på jorden (fig 2). Omvandlingen från molekylärt kväve i luften till levande proteinkväve i växter och djur sker m h a mikroorganismer. Kväveomsättningen sker genom mikrobiell uppbyggnad och nedbrytning av organiskt bundet kväve i marken (Claesson et al., 1991).

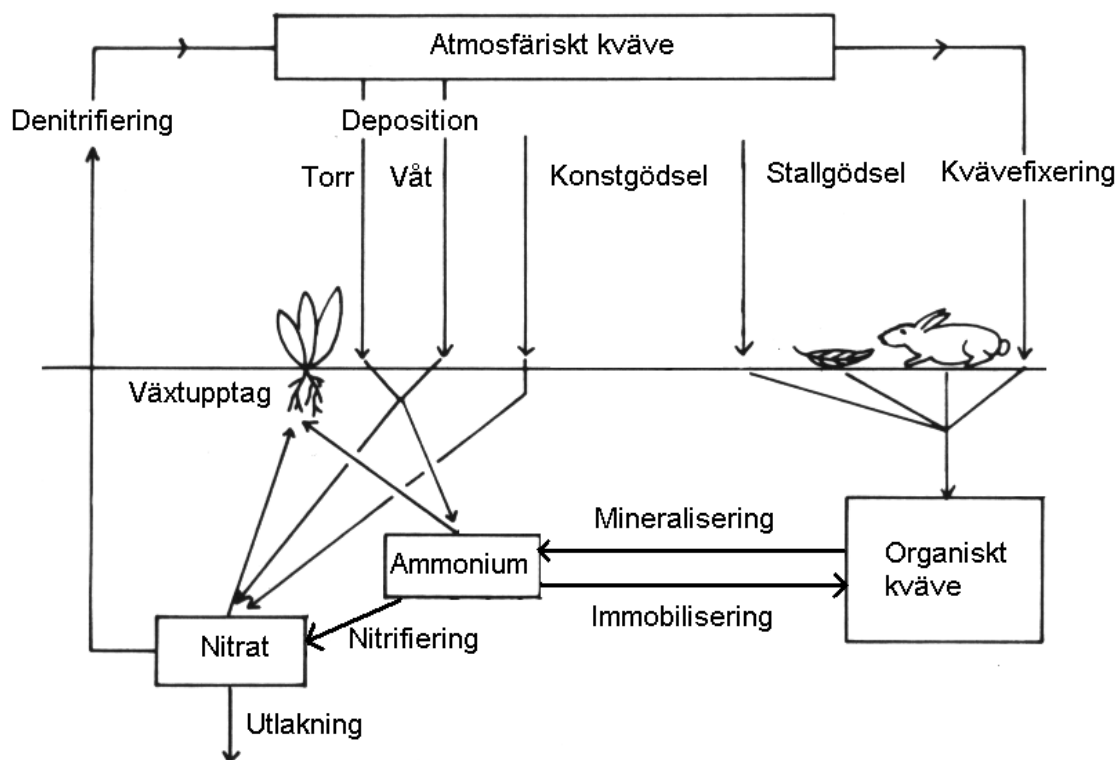


Fig 2 Kvävecykeln (Killham, 1994).

3.2.1 Kvävefixering

Det kväve som finns i marken i form av föna och mull och det kväve som är bundet i levande och dött organiskt material har en gång tagits upp från luften. Denna s k kvävefixering kan endast ske m h a av specifika kvävefixerande bakterier och växterna konkurrerar sedan om det bildade kvävet, vilket gör att kväve blir en begränsande faktor vad gäller växternas tillväxt. Kvävefixering sker antingen assymbiotiskt (utan en värdväxt) eller symbiotiskt. Vid symbiotisk kvävefixering svarar värdväxten för bakteriernas (främst rhizobiumbakterier) energiförsörjning, medan bakterierna omvandlar luftkväve till kväve som är tillgängligt för växten. Värdväxten och bakterierna lever i symbios med varandra d v s de kan ömsesidigt dra fördel av varandra. Tillförsel av kväve till marken kan också ske genom elektriska urladdningar och genom nedfall av kväveföreningar via bilar och industri (Claesson et al., 1991, Stiling, 1996).

3.2.2 Kväveutlakning

Kväveutlakning är en naturlig process i vårt klimatområde. Vatten och nitrat är de begränsande faktorerna och om det råder brist på någon av dessa avtar utlakningen. Kväveutlakning definieras som det kväve som transporteras ned förbi markens rotzon. Hur djupt rotzonen går beror på vilken typ av vegetation som växer ovanpå. I detta arbete, som enbart tar upp odling av jordbruksgrödor, antas rotzonen gå till 1 meters djup. Efter det att kvävet passerat rotzonen kan växterna inte ta upp kvävet, som därmed inte längre

är påverkbart av olika odlingsåtgärder. Så småningom transporteras kvävet ner till grundvattnet eller till dräneringssystem, som för kvävet direkt ut till vattendrag och diken (Claesson et al., 1991).

Kväveföreningar är löslösa i vatten och följer därför med det perkolerande vattnet ner i markprofilen. Läckaget via ytavrinning är marginellt och utgör inte mer än 1 % av det totala kväveläckaget (med undantag av spridning av gödsel på tjälad mark) (Brink et al., 1983, Alström & Åkerman, 1991). I markvattnet förekommer kväve i många former, främst som nitrat och ammonium. Större delen av kvävet i marken är dock bundet i organiska föreningar. Genom mikrobiell nedbrytning av dessa frigörs årligen 50-200 kg N/ha. Läckaget härsTammar från denna upplagrade kvävepool och sker i form av nitrat då detta är mycket lösligt i vatten. Mindre än 10 % av utlakat kväve har sitt ursprung från samma års tillförsel av konstgödsel och atmosfärisk deposition (Andersson, 1986).

Läckaget varierar storleksmässigt i både tid och rum. De avgörande styrfunktionerna utgörs av klimat, jordart, gödsling och gröda. Läckaget är som störst vid stora mängder nederbörd, framför allt under den vegetationsfria perioden på året (Rundqvist, 1985). Jordartens dräneringsförmåga är direkt avgörande för läckaget. Markens vattenhållande förmåga och porositet spelar här en stor roll. Sand- och mojordar har hög porositet och en låg vattenhållande förmåga, vilket innebär att dessa jordar lätt lakas ut. Den låga porositeten och den höga vattenhållande förmågan hos lerjord medför däremot att kvävet rör sig långsammare genom markprofilen. Växterna får därför mer tid på sig att tillgodogöra sig kvävet och mindre kväve lakas således ut (Claesson et al., 1991). Grödornas betydelse för utlakningen har att göra med att olika grödor har olika kvävebehov. Vall är ett exempel på en gröda som medför litet läckage medan odling av säd innebär att stora mängder kväve lakas ut (Rundqvist, 1985). De växter som används i vallodling är främst vallgräs, klövrar och lusern. Grödorna tar effektivt upp kväve från marken och en stor vallareal reducerar därför kväveutlakningen betydligt. Klövrar och lusern har dessutom kvävebindade bakterier i rötterna, vilka gör luftens kväve tillgängligt för växterna. Dessutom innebär vallodling att marken är gräsbevuxen hela året, vilket reducerar utlakningen ytterligare (Nationalencyklopedin, 1997, Sydsvenska Dagbladet, 1999).

3.2.3 Mineralisering och immobilisering

Omvandling av kvävet i mullförrådet till mineraliskt kväve går under benämningen mineralisering (frigörning) och det omvända flödet kallas för immobilisering (fastläggning) (Johnsson et al., 1987). De båda processerna sker simultant i jorden och är ömsesidigt beroende av varandra (fig 3) (Killham, 1994).

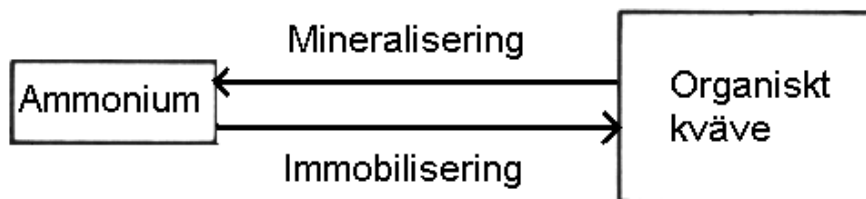


Fig 3 Omvandlingen av det organiska kvävet till mineralkväve kallas mineralisering medan det omvända flödet kallas immobilisering (Killham, 1994).

När marktemperaturen stiger på våren börjar mineraliseringen (fig 4). Samtidigt skapar luft och vatten förutsättningar för mikrobiella aktiviteter. Detta leder till att kväve frigörs, först i form av ammoniak (NH_3), som sedan övergår till ammonium (NH_4). Växterna kan nu tillgodogöra sig antingen ammonium eller nitrat (NO_3) som också bildas vid frigörandet (Claesson et al., 1991).

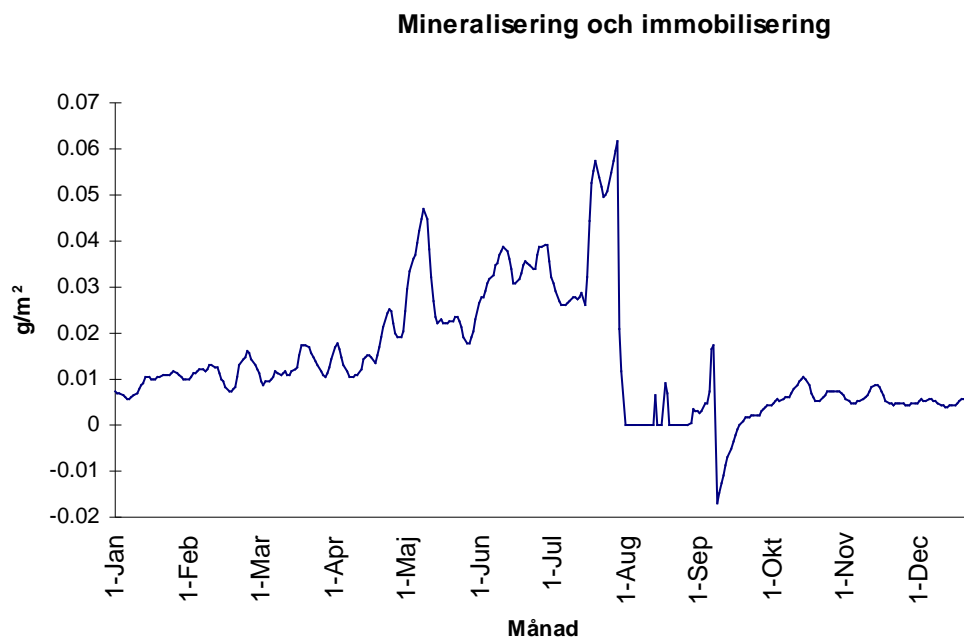


Fig 4 Mineraliseringens och immobiliseringens variation över året, simulerat m h a den modell som gjorts utifrån SOILN-modellen. Positiva värden innebär mineralisering medan det vid negativa värden sker en immobilisering av kväve.

På hösten återförs dött organiskt material till marken och en mikrobiell nedbrytning sker. Det energirika organiska materialet leder till att svampar och bakterier frodas i marken. Nu sker en immobilisering av kvävet, vilket leder till uppbyggnad av markens biomassa. Hur stor immobiliseringen är beror på hur mycket energi materialet innehåller i förhållande till dess kväveinnehåll. Detta uttrycks genom C/N-kvoten (kol/kväveknoten). När denna kvot är högre än 20 sker immobilisering av kväve. Efterhand som mikroorganismerna utnyttjar energin i materialet minskar C/N-kvoten och när den sjunkit

under 20, sker istället en mineralisering av kvävet (Claesson et al., 1991). Kvoten är ett mått på det organiska materialets nedbrytningsgrad, där höga halter humifierat material avspeglas i låga C/N-kvoter. Låga kvoter (under 10) är vanliga i de mest odlingsintensiva områdena i södra Sverige och tyder på stora mängder markkväve samt ökad risk för läckage. På uppdrag av Naturvårdsverket genomfördes, mellan åren 1988 och 1995, en systematisk kartering av den svenska åkermarken med avseende på humusinhåll och de viktigaste markkemiska egenskaperna. Undersökningen omfattade 3100 matjords- och 1700 alvprov från provplatser slumpmässigt fördelade över Sveriges åkermark och resultaten visade att de lägsta C/N-kvoterna återfinns i de södra delarna av Sverige (fig 5) (Eriksson et al., 1997).

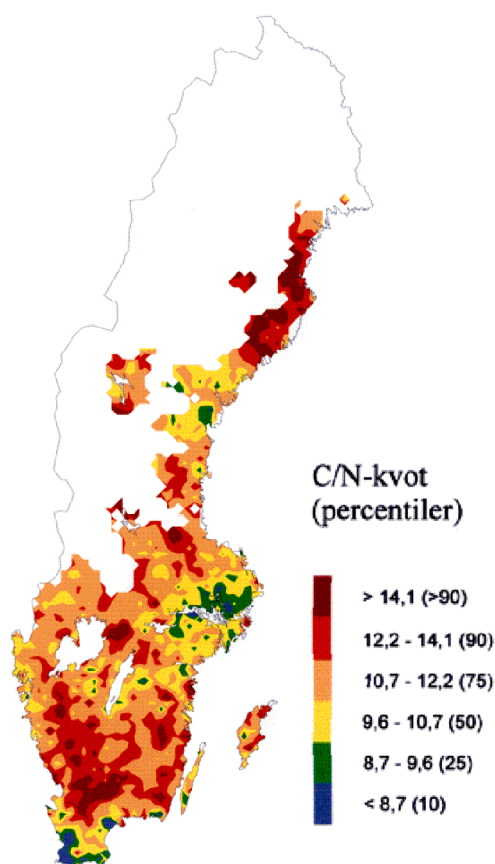


Fig 5 I de mest odlingsintensiva områdena i södra Sverige återfinns de lägsta C/N-kvoterna, vilket medför stor risk för kväveläckage (Eriksson et al., 1997).

3.2.4 Denitrifiering

Vid denitrifiering reduceras markens nitratkväve (NO_3) till luftkväve (N_2) och lustgas (N_2O) under avgivande av syre. Kvävet återförs således till sin ursprungskälla, atmosfären. Hur snabbt denitrifieringen sker och hur stor den är beror på tillgången på nitrat och lättnedbrytbar organisk substans. Höga temperaturer och tillförsel av organisk substans som exempelvis stallgödsel stimulerar tillväxten av denitrifieringsbakterier, vilket i sin tur ökar denitrifieringens hastighet. Störst är denitrifieringen på hösten då det

via skörderester tillförs mycket organisk substans. Detta innebär gynnsamma förhållanden för nitrifiering d v s omvandlingen från ammonium till nitrat och det ansamlas därför mycket nitrat i marken. Gynnsamma betingelser för denitrifiering skapas också genom höstregnen, som mättar jorden med vatten så att den helt eller delvis blir syrefri. Denitrifieringen gynnas av anaeroba förhållanden och processen går som snabbast när det är helt syrefritt. Denitrifieringen pågår tills marken torkat upp och blivit syrerik på våren (fig 6) (Claesson et al, 1991).

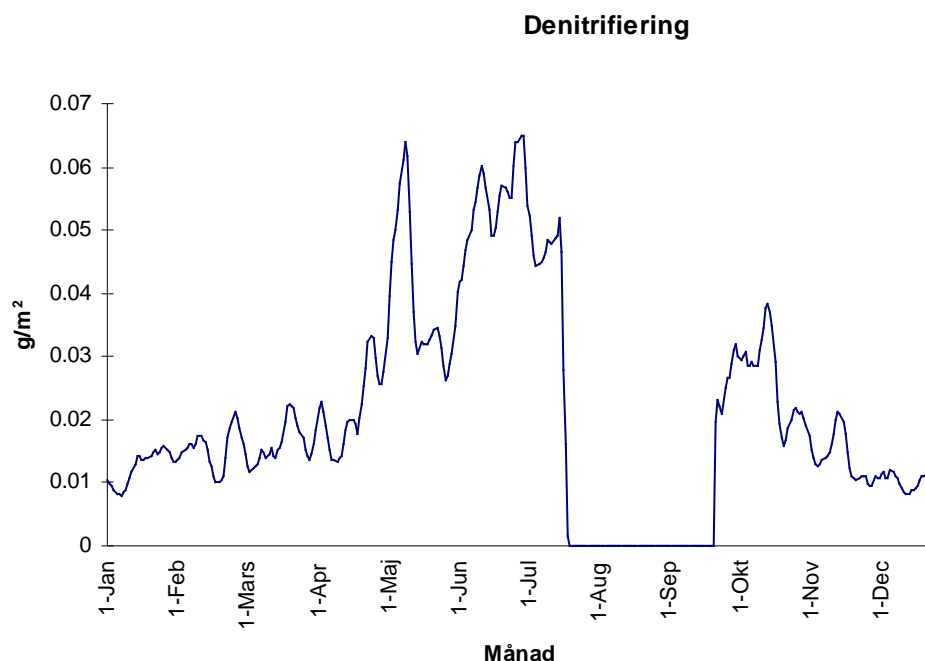


Fig 6 Denitrifieringens variation över året, simulerat m h a den modell som gjorts utifrån SOILN-modellen. Processen tilltar på våren i samband med gynnsamma temperaturer samt stallgödsling och avtar under sommaren då markfuktigheten är låg. Tillförsel av skörderester samt höstregn initierar åter denitrifieringen på hösten.

4. Områdesbeskrivning

4.1 Vombsjön och dess tillrinningsområde

Tillrinningsområdet till Vombsjön är drygt 430 km² och det domineras helt av Björkaåns avrinningsområde, som omfattar ca 340 km². Björkaån utgör i sin tur en del av Kävlingeåns avrinningsområde. Björkaån byter längre uppströms namn till Åsumsån, Tolångaån, Vollsjoån samt Sniberupsån, som samtliga ligger i Sjöbo kommun. I öster berör också åns biflöden Tomelilla kommun och i norr Hörby kommun (Alström et al., 1992). Avrinningsområdet till själva mätpunkten i Tolångaån beräknades till 245 km² (fig 7).

Det finns inga sjöar i Vombsjöns tillrinningsområde och våtmarksarealen är knappt 20 km². Uträtning av Björkaån har inneburit att längden öppet vattendrag idag är ca 23 mil mot 1815 då vattendraget var 32 mil. Medelvattenföringen vid Björkaåns utlopp till Vombsjön är ca 3 m³/s. Flödestopparna drar dock upp medelvärdet så att en mer typisk vattenföring ligger runt 2 m³/s (Alström et al., 1992).

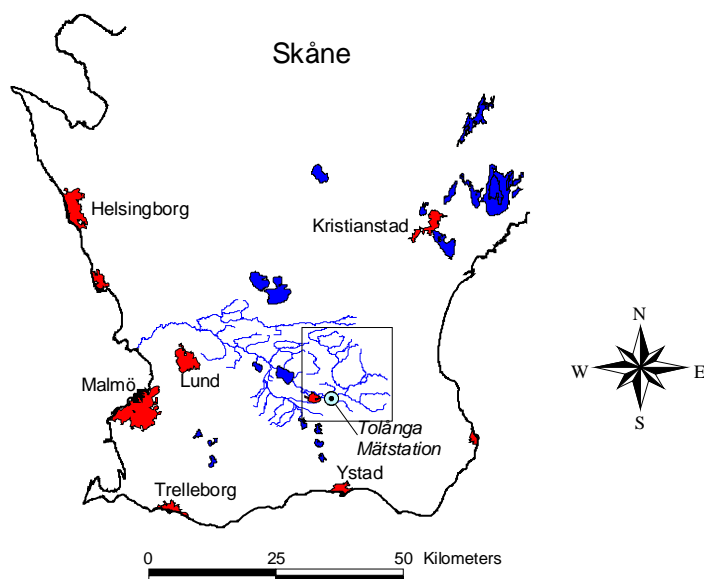


Fig 7 Områdeskarta över Kävlingeån och dess biflöden; avgränsat område utgör avrinningsområdet till Tolångaåns mätstation (Röda kartan).

Vombsjöns medelareal är 12,8 km² och medeldjupet är 5,9 meter. Djupet varierar dock under året med upp till 2 meter, eftersom sjön är reglerad. Orsaken till detta är att Vombsjön används som råvattentäkt för dricksvatten till Malmö kommun. Uppehållstiden för vattnet i sjön är 7-8 månader under ett normalår (under förutsättning att vattnet omsätts fullständigt) (Alström et al., 1992).

4.2 Berggrund och jordarter

Berggrunden i Vombsjöns tillrinningsområde domineras av lerskiffrar men i sjöns närområde är berggrundssammansättningen ganska mosaikartad med inslag av sand- och kalkstenar samt gnejs. Jordlagrena vid sjön, främst söder och öster därom, domineras av sandiga och grusiga jordar. Utanför de sandiga issjösedimenten i Vombsänkan domineras relativt fattiga moräner (Alström et al., 1992). Jordarten är som tidigare nämnts av stor betydelse vad gäller omfattningen på kväveutlakningen (kap. 3.2.2). De lerdominerade jordarna i området är således mindre läckagebenägna medan de genomsläppliga sandjordarna står för en stor del av läckaget.

4.3 Markanvändning

Markanvändningen i avrinningsområdet uppströms Tolånga klassificerades m h a en Landsat TM-bild. Markanvändningen utgörs till 70 % av jordbruksmark och 15 % av skogsmark. Ca 8 % är barmark, t ex bebyggd mark och åker i träda (d v s obrukad mark, oftast gräsbevuxen och ogödslad) (fig 8). Betesmarken kunde inte klassificeras på satellitbilden men efter jämförelse med fördelningen av markanvändningen i en närliggande församling (Ilstorp) kunde ca 7 % av det aktuella området sägas utgöra betesmark. I satellitbilden klassificerades betesmarken som åkermark.

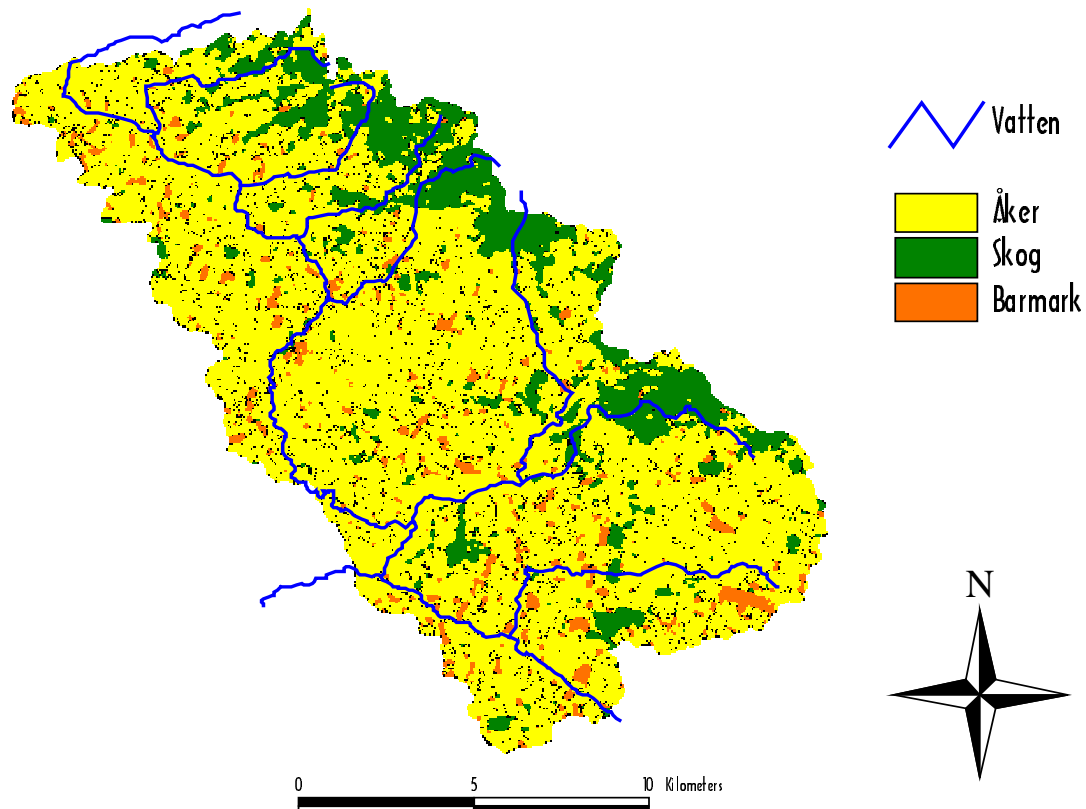


Fig 8 Markanvändningsklassning av tillrinningsområdet, där skog utgör 15 %, jordbruk 70 % och barmark 8 %. Betesmarken utgör 7 % men kunde inte klassificeras på satellitbilden.

5. Material

En tidigare utvecklad kvävemodell, SOILN, användes som bas för att konstruera kvävemodellen i modelleringsprogrammet Stella. Vid simuleringar i Stella användes meteorologisk data på dygnsbasis från SMHI; nederbörd från Vomb, temperatur från Lund och vinddata samt relativ fuktighet från Sturup. Parametrarna användes som indata till kvävemodellen och markvattenmodellen. Marktemperaturen räknades ut genom att

låta medelvärdet av lufttemperaturen från föregående fem dagar få representera marktemperaturen.

För att beskriva vattensituationen i ån användes vattenkemidata från Tolånga mätstation. Denna information hämtades från Sveriges Lantbruksuniversitets miljödatabas på internet (<http://www.slu.se>). Kvävekoncentrationerna i $\mu\text{g/l}$ är uppmätta två gånger per månad sedan 1976. Årstransporten i ton och årsmedelvattenföringen i m^3/s kommer också från Sveriges lantbruksuniversitet men skickades separat från Uppsala via Bert Karlsson på institutionen för miljöanalys.

Modelleringen genomfördes m h a doktorsavhandlingen Simulated Nitrogen Dynamics and Losses in a Layered Agricultural Soil (Johnsson et al, 1987). Indata för beräkning av kvävet omvandling i marken erhöles från doktorsavhandlingen och muntligen från Dr Christer Nilsson, Alnarp. Kolmodellen som kopplas till kvävemodellen konstruerades m h a Dr Christer Nilsson, Alnarp.

De olika grödornas fördelning på dräneringsområdet erhöles från Statistiska Centralbyråns jordbruksatlas. Där redovisas fördelningen av grödor ner på församlingsnivå.

Vid beräkning av dräneringsområdet användes 30 digitala höjdmodeller med en upplösning på 50 meter från Lantmäteriverket. Markanvändningsklassningen genomfördes m h a en Landsat TM-bild (30 meters upplösning) över Skåne från 12 juli 1994. Vid framställning av områdeskartan användes Röda kartan.

Program som användes för att genomföra arbetet:

PCI - Image Works, X-pace, GCP Works

ArcView

Stella

Idrisi

Minitab

6. Metod

6.1 Kvävemodellen

Kvävemodellen som används i detta arbete bygger på SOILN-modellen som utvecklades under 1980-talet vid SLU. SOILN kan beräkna tidsserier av rotzonsutlakning av kväve till dräneringsrör eller grundvatten för olika typer av jordar, klimat, grödor, gödsel m m (fig 9). För att modellen ska kunna användas på olika sorters lokaler har den förenklats vad gäller indata till en nivå som motsvarar vad som normalt finns till hands i fältförsök (Johnsson et al., 1996).

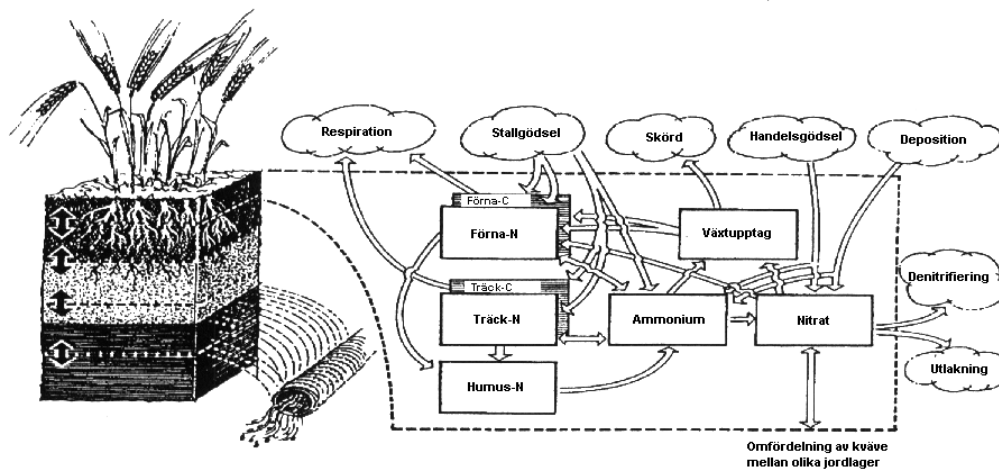


Fig 9 Principskiss över SOILN-modellen. "Boxar" utgör de olika magasinerna mellan vilka kvävet omdistribueras. "Moln" representerar inkommande respektive utgående flöden (Johnsson et al., 1987).

Drivkrafterna för kväve modellen i detta arbete består, utöver meteorologiska variabler, av inkommande kväveflöden från externa källor; stallgödsel, handelsgödsel och atmosfärisk deposition (Johnsson et al., 1987). Mängden kväve i stallgödselgivan ligger runt 195 kg/ha och består dels av flytgödsel d v s ren ammoniak (42 %) och dels av fastgödsel (58 %). 15 % av flytgödslet avdunstar vid hanteringen, vilket innebär att det i ammoniumförrådet i marken distribueras omkring 70 kg/ha direkt från flytgödsel. Fastgödslet omvandlas till ammonium först när det mineraliserats och mängden fastgödsel som övergår till ammonium beror på C/N-kvoten. Handelsgödselgivan, som nästan helt och hållet består av nitrat, är 120 kg/ha. Depositionen delas upp i torrdeposition, som har ett konstant värde på $0,002 \text{ g N m}^{-2}\text{dag}^{-1}$, och våtdeposition d v s mängden kväve i nederbörd, c a $0,0008 \text{ g/l}$ (muntligen Dr Christer Nilsson).

När kvävet väl har kommit in i systemet omvandlas det och distribueras mellan olika "magasin". Kvävemagasinerna delas upp i oorganiska och organiska, där de förstnämnda består av ammonium och nitrat. De organiska magasinerna utgörs av kvävehalter i förna och humus. Till de organiska kvävemagasinerna kopplas motsvarande magasin för kol, eftersom mineraliserings- och immobiliseringshastigheter styrs av hur mycket kol som finns tillgängligt (C/N-kvoten) (Johnsson et al., 1987). Eftersom kol utgör en viktig styrfunktion för kvävet mineralisering respektive immobilisering kopplades en separat kolmodell till kväve modellen (Appendix I). Som tidigare nämnts stannar inte kvävet kvar i systemet, utan förloras genom utgående kväveflöden i form av denitrifiering och läckage. All indata och alla flöden i modellen har enheten g/m^2 (Johnsson et al., 1987).

SOILN-modellen är en matematisk modell och uppbyggd av en rad ekvationer som beskriver och beräknar kvävet väg i marksystemet. Varje process i systemet motsvaras av en ekvation, där de olika styrvariablerna ingår. Vid modellering och beräkning av hur mycket kväve som mineraliserats respektive immobiliserats tas exempelvis hänsyn till C/N-

kvoten och kolets nedbrytningshastighet, som i sin tur styrs av bl a marktemperatur- och fuktighet (Johnsson et al., 1987). I detta arbete skapades en modifierad version av SOILN i Stella m h a ekvationerna från SOILN (Appendix II).

På grund av att markens fysikaliska och biologiska egenskaper förändras med djup, delar SOILN in marken i olika lager. De oorganiska och organiska kvävemagasinen upprepas i varje lager, medan de externa kväveflödena fungerar som indata till det översta lagret. Kväveförluster i form av denitrifiering och nitratläckage sker från samtliga lager (Johnsson et al., 1987). För att förenkla simuleringen något förutsätter vi att kvävetransporten endast sker i översta marklagret, d v s rotzonslagret (kap 2.3.2).

6.2 Markvattenmodellen

Markvatteninnehållet är av central betydelse för kväveutlakningen, eftersom stora mängder kväve (nitrat) följer med det perkolerande vattnet ut ur marken. En tidigare utvecklad markvattenmodell SOIL brukar användas som drivvariabel till SOILN-modellen (Johnsson et al., 1987). I detta arbete används en annan modell (Appendix III) med följande ingående meteorologiska parametrar; lufttemperatur, nederbörd, vindhastighet och relativ fuktighet (fig 10).

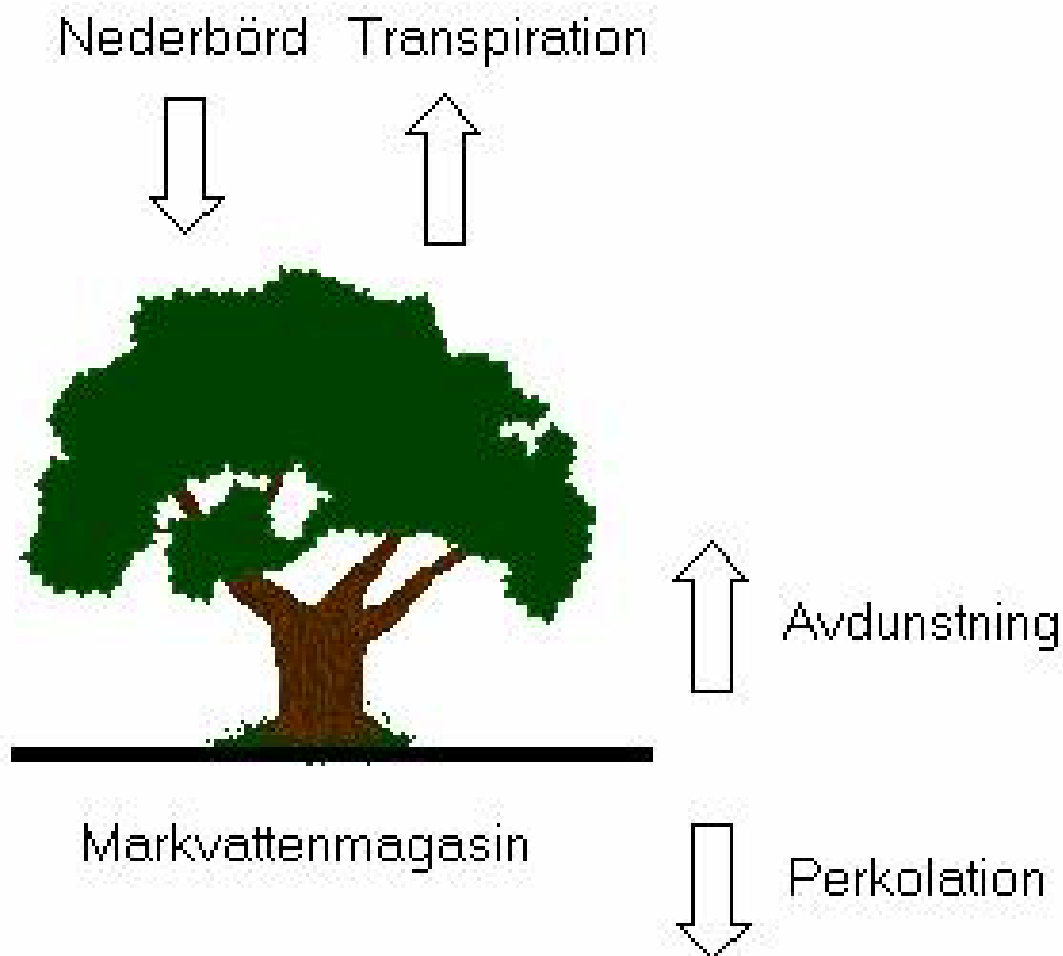


Fig 10. Principskiss över markvattenmodellen.

I simuleringen initierades markvattenmagasinet med ett värde på 300 mm, som sedan förändrades över året beroende på meteorologiska förhållanden. Vidare antogs att det sker en konstant perkolation på 0,2 % av markvattenmagasinet, trots det faktum att det under vissa sommarmånader kan ske uppåtgående vattenströmmar i marken och då det alltså i verkligheten inte förekommer någon perkolation.

Avdunstningen samt växternas transpiration är viktiga parametrar att ta hänsyn till vid beräkning av hur mycket markvatten som finns tillgängligt. Dessa variabler ingår därför i markvattenmodellen och beräknas i denna m h a Penman-Monteith's formel enligt följande;

$$\text{Avdunstning} = (V_s - V_a)/r_a$$

där V_s är mättnadsvolymen d v s hur stor volym vatten luften maximalt kan innehålla vid en viss temperatur, V_a är den aktuella volymen d v s hur stor volym vatten som luften

faktiskt innehåller vid en viss temperatur och r_a är den atmosfäriska/aerodynamiska resistansen. Tidigare nämnda meteorologiska parametrar utgör indata till modellen för att möjliggöra beräkning av avdunstning och transpiration.

$$\text{Transpiration} = \text{LAI} * ((V_s - V_a) / (r_a + r_s))$$

där LAI (bladyteindex) definieras som "den totala arean av fotosyntetiskt aktiva blad, som täcker en area av marken" och r_s är ett mått på stomataresistansen $d v s$ motståndet i växternas klyvöppningar (Guyot, 1998, Chen et al, 1997).

6.3 Åtgärder

Dagens intensiva hantering av gödsel leder till ett onaturligt stort kväveläckage, speciellt under de årstider marken normalt ligger bar. Den årliga normalutlakningen från Sveriges åkermark ligger runt 20-30 kg N/ha, men kan uppgå till omkring 100 kg N/ha. Detta kan jämföras med ett "basvärde" i naturen, utan antropogen påverkan, på 1 kg N/ha (Ahl & Wiederholm, 1977). I dagsläget är det möjligt att reducera läckaget till 25-30 kg N/ha m h a åtgärder. I Tolånga dräneringsområde utgörs markanvändningen, förutom av åkermark, dessutom av skogs- och betesmark. Läckaget från dessa är marginellt och ligger årligen runt 2 kg N/ha. Barmarken i området förväntas stå för ett läckage i samma storleksordning som skog och betesmark.

För att minska läckaget kan en mängd olika åtgärder vidtas. Exempelvis kan själva tillflödet reduceras genom en minskning av gödselgivan. Ett annat sätt är att odla fånggrödor på hösten direkt efter skörden, vilket förhindrar att det utspridda gödslet utlakas. För att undersöka hur kväveutlakningen kan reduceras, simulerades utlakningen vid odling med och utan fånggrödor.

6.3.1 Fånggrödor

En fånggröda är vanligtvis ett gräs, engelskt eller italienskt rajgräs, som antingen kan sås in i huvudgrödan eller också odlas efter det att huvudgrödan har skördats. Fånggrödan plöjs ner i marken senare under hösten eller på våren innan sådd av en ny huvudgröda. Fånggrödan tar upp kvävet som frigörs under vinterhalvåret när marken vanligtvis ligger helt bar. Orsaken till att utlakningen minskar om marken är bevuxen med fånggrödor är att växten har ett utvecklat rotsystem som tar upp näring långt in på vinterhalvåret. Växten tar dessutom upp vatten från marken (varav en del avdunstar), vilket minskar avrinningen och därmed utlakningen (Jordbruksverket, 1998)

Flera försök har gjorts med fånggrödor. Lewan undersökte i sin doktorsavhandling (SLU, Uppsala) skillnader mellan obevuxen och bevuxen mark under vinterhalvåret på sandjord nära Laholmsbukten. Halland är överhuvudtaget ett drabbat område vad gäller kväveutlakning med genomsläppliga sandjordar och intensivt jordbruk. Studien visade att det går att minska kväveläckaget med 60 % m h a fånggrödor. Dessutom var avrinningen 10 % lägre (Lewan, 1996). Även Mellbyförsöken i Halland har visat att det går att

reducera kväveläcket med upp till 60 % m h a fånggrödor (fig 11) (Hushållningssällskapet, 1997).

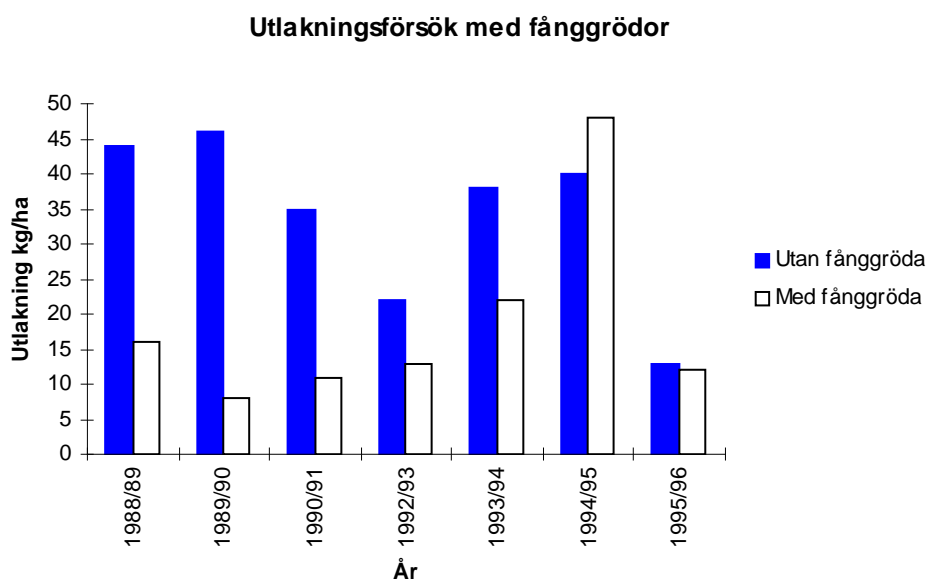


Fig 11 Mellbyförsöken har visat att det går att reducera utlakningen från säd med upp till 60 % m h a fånggrödor. 1991/92 odlades inga fånggrödor. Den stora utlakningen 1994/95 för fältet med fånggrödor berodde på att det var ett torrt år vilket orsakade att fånggrödan etablerades dåligt (Hushållningssällskapet, 1997).

6.4 Simulering

För att åskådliggöra effekten av klimatet genomfördes simuleringen för två olika klimatsituationer, ett nederbördsrikt år (1994) och ett nederbördsfattigt år (1989). Simulering skedde för ett år i taget på daglig basis, d v s modellen simulerade ett värde per dag för ett och samma år. För att få realistiska ingångsvärden till modellen och för att få stabila värden för det aktuella året användes meteorologiska data för en treårsperiod före året av intresse. Ju fler år som används desto stabilare värden uppnås. Problemet är att programvaran Stella endast rymmer 1500 värden. För 1989 års simulering användes således meteorologisk data för perioden 1986-1989 och för 1994 års simulering användes data från 1991 t o m 1994.

6.4.1 Simulering med olika grödor

I modellen simulerades utlakningen för olika grödor. Grödorna delades upp i fyra klasser, vall, säd, rotfrukter och oljeväxter. Det finns inga uppgifter på den exakta procentuella fördelningen av dessa grödor i det aktuella dräneringsområdet och därför användes statistik från SCB (Statistiska centralbyrån), där åkermark i hektar för varje enskild gröda finns representerad på församlingsnivå. Den församling som ligger närmast Tolångaåns tillrinningsområde (av de som finns representerade i SCB:s statistik) är Ilstorp, vars

procentuella fördelning av grödor användes till en approximerad fördelning av grödorna i Tolångaåns tillrinningsområde (fig 12).

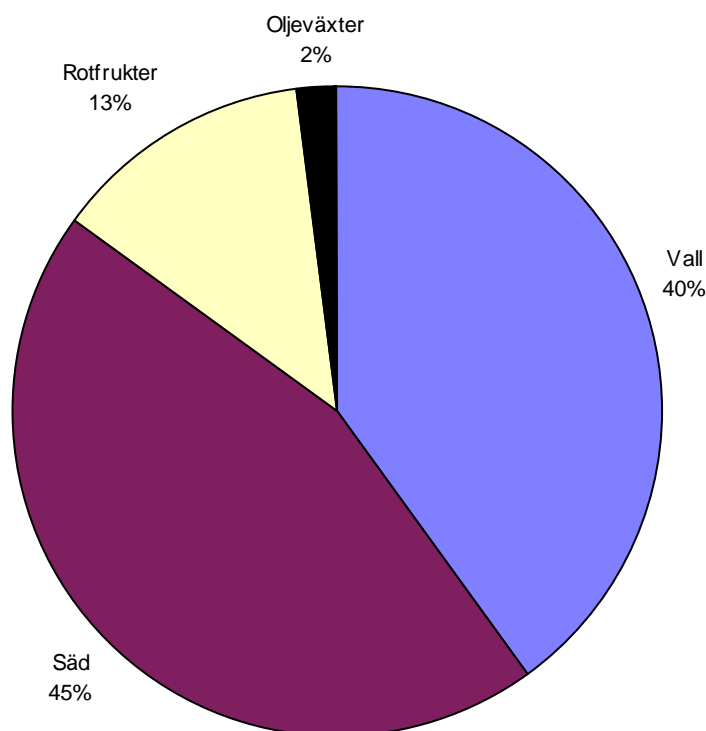


Fig 12 Grödornas fördelning på åkermarken.

Säd utgör både vår- och höstgrödor och dessa valdes att slås samman eftersom höstgrödorna utgör en marginell andel av åkermarken. Syftet med att odla höstgrödor är att reducera läckaget på vinterhalvåret. Frågan är om det verkligen är möjligt att reducera i någon större omfattning eftersom biomassan är så pass begränsad vintertid. Övriga grödor utgör en så pass liten del av odlingen och uteslöts därför i beräkningarna.

Modellen modifierades för varje gröda med avseende på upptag och LAI (bladyteindex). LAI förändras med tiden allt eftersom grödorna växer till sig (fig 13). En del grödor skördas i början av hösten medan exempelvis vall förblir stående under hela året. En gröda med ett högt LAI har vanligtvis stor biomassa och effektiv fotosyntes, vilket innebär att grödan tar upp kväve effektivt.

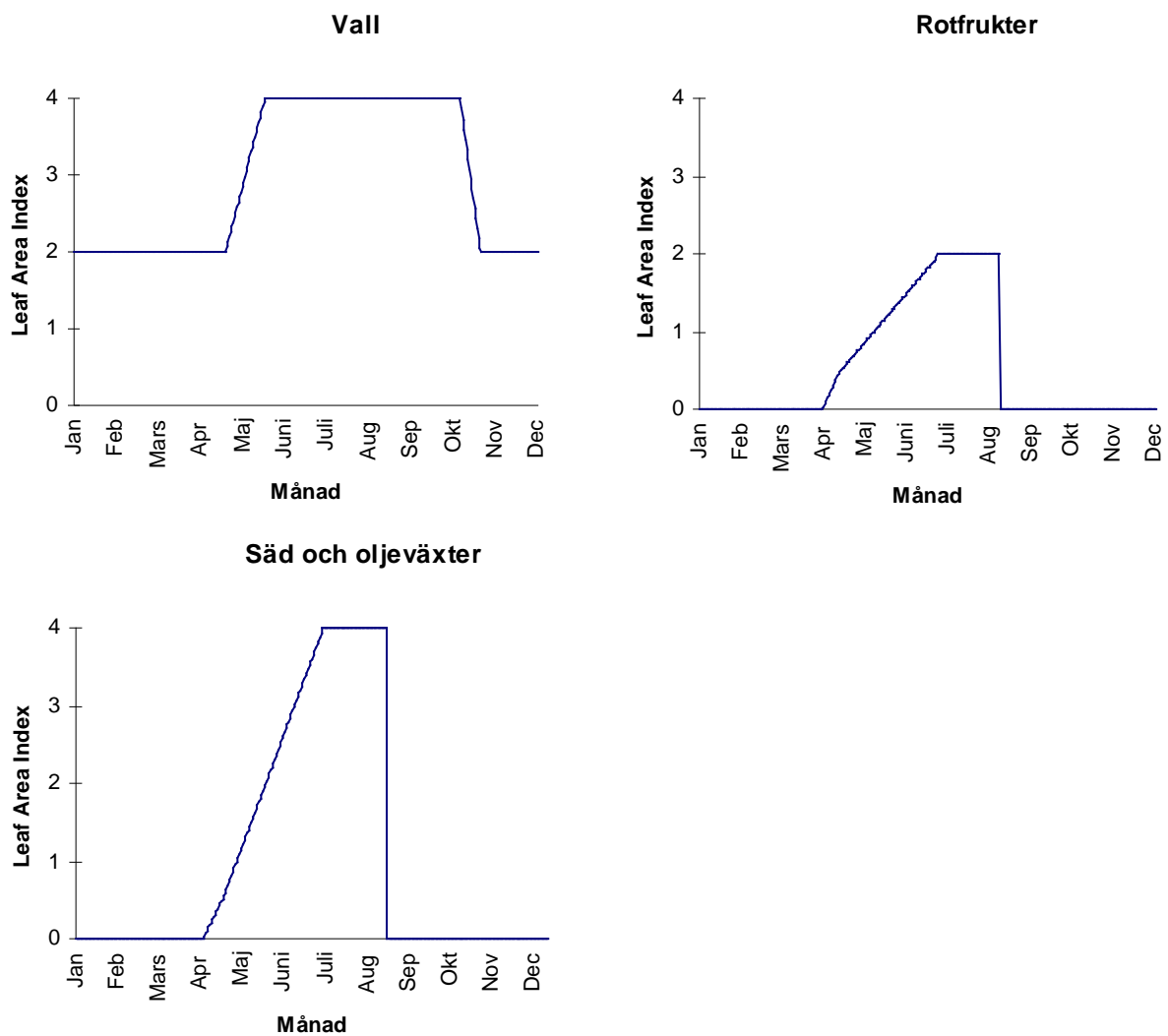


Fig 13 Leaf area index för vall, säd och oljevaxter och rotfrukter.

Förutom att olika grödor har olika LAI måste växtupptaget korrigeras för beräkning av utlakningen. Olika grödor tar upp olika mängd kväve (fig 14). Ekvationen för kväveupptaget modifierades efter vilken gröda som simulerades. En logistisk upptagskurva används för att definiera det kumulativa potentiella kvävebehovet under växtsäsongen.

$$\int u(t)dt = u_a / (1 + (u_a - u_b / u_b) e^{-uct})$$

där u_a är det potentiella årliga kväveupptaget, u_b (1) är en koefficient som ändrar formen på kurvan, uc (0,05) styr längden på perioden då växtupptaget sker och t är antalet dagar efter sådd, då växternas kväveupptag initieras (ca två veckor efter sådd) (Johnsson et al., 1987).

För varje gröda modifierades den logistiska upptagskurvan med avseende på u_a . Kväveupptaget är 400 kg/ha för vall, som är den gröda som är effektivast på att ta upp kväve. Säden är sämst på att tillgodogöra sig kvävet och står för det minsta upptaget på 150kg/ha. För rotfrukter är motsvarande tal 200 kg/ha och för oljevaxter 350 kg/ha (CTIC, 1999). De olika kväveupptagen för grödorna motsvaras av arean under respektive upptagskurva.

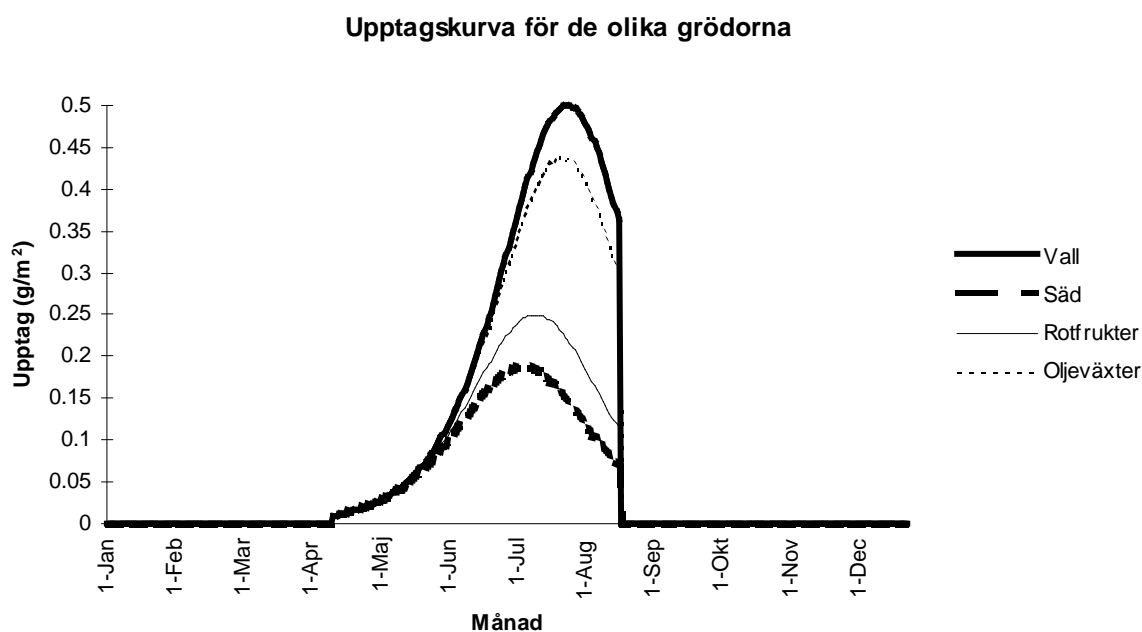


Fig 14 Grödornas olika kväveupptag simulerade med den modell som gjorts utifrån SOILN-modellen. Vall har det största upptaget och säd det minsta.

Läckaget simulerades för vart och ett av åren med tidigare nämnda grödor. För varje år adderades de simulerade utlakningsvärden för samtliga grödor i g/m^2 och omräknades till totalt läckage i ton. Detta värde jämfördes sedan med den uppmätta kvävetransporten.

6.4.2 Simulering med fånggrödor

Effekten av fånggrödor simulerades genom att förlänga växternas upptag på hösten. 25 % av jordbruksarealen i området antogs vara bevuxen med fånggrödor. Fånggrödor odlas inte i samband med vallodling och utlakningen från vall blev därför densamma som vid normalutlakning.

7. Resultat

7.1 Kvävesituationen i ån

Kvävekoncentrationerna i ån är uppmätta 1-3 ggr per månad av SLU mellan 1976-1997 och för varje år räknades månadsmedelvärden ut. Kvävekoncentrationerna var relativt konstanta under åren, förutom vissa år då ovanligt höga koncentrationer uppmättes (fig 15). De högsta koncentrationerna avspeglar sig i 1977 och 1996 års värden.

Kvävekoncentrationerna i Tolångaån 1976-1997

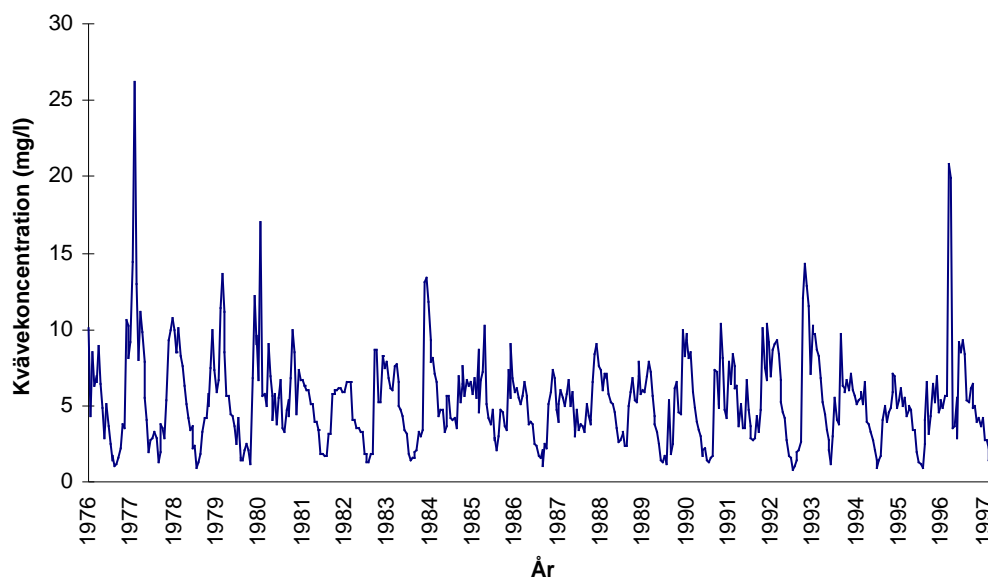


Fig 15 *Kvävekoncentrationens variation vid Tolånga mätstation 1976-1997.*

Årsvariationen visade att de högsta koncentrationerna uppmättes under den tidiga delen av året för de flesta av åren. Eftersom en jämförelse mellan ett nederbördsfattigt år (1989) och ett nederbördsrikt år (1994) gjordes, valdes dessa två år för att åskådliggöra årsvariationen av kvävekoncentrationerna (fig 16).

Kvävekoncentrationer i Tolångaån 1989 och 1994

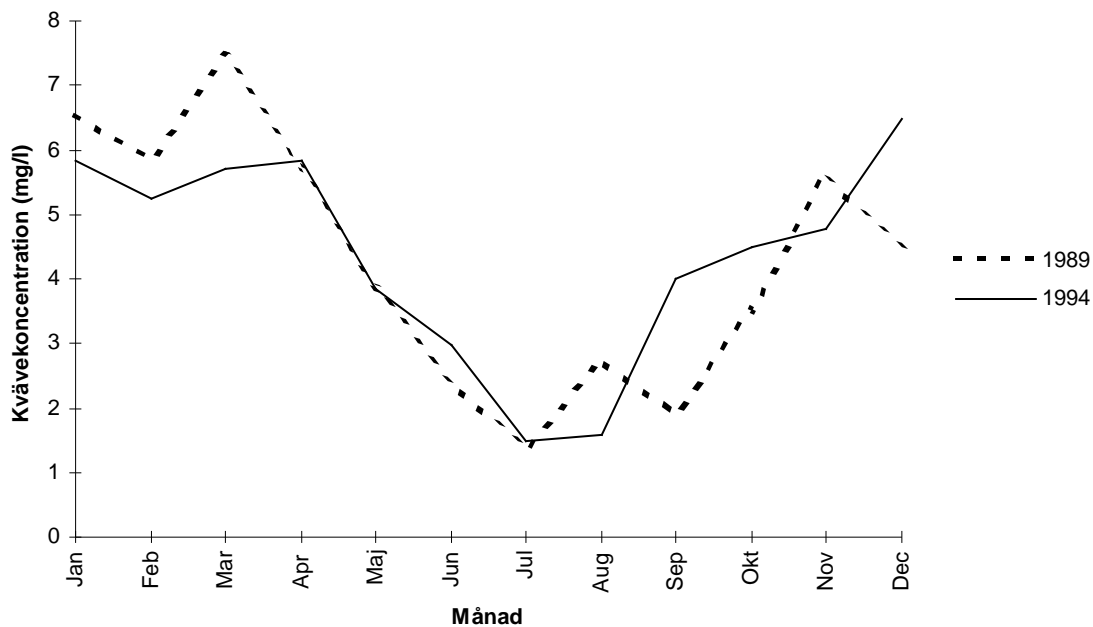


Fig 16 Årsvariationen av kvävekoncentrationer i Tolångaån 1989 och 1994. De högsta koncentrationerna uppmättes under den tidigare delen av året för att avta under växtsäsongen och åter öka på hösten.

Kvävekoncentrationerna styrs till största delen av nederbörden i och med att stora mängder nederbörd lakar ut mycket kväve. Temperaturen spelar också roll eftersom den påverkar mikrobiella aktiviteter. 1989 utgjorde ett nederbördsfattigt år med relativt höga temperaturer medan 1994 var ett nederbördsrikt år, även det med höga temperaturer (fig 17).

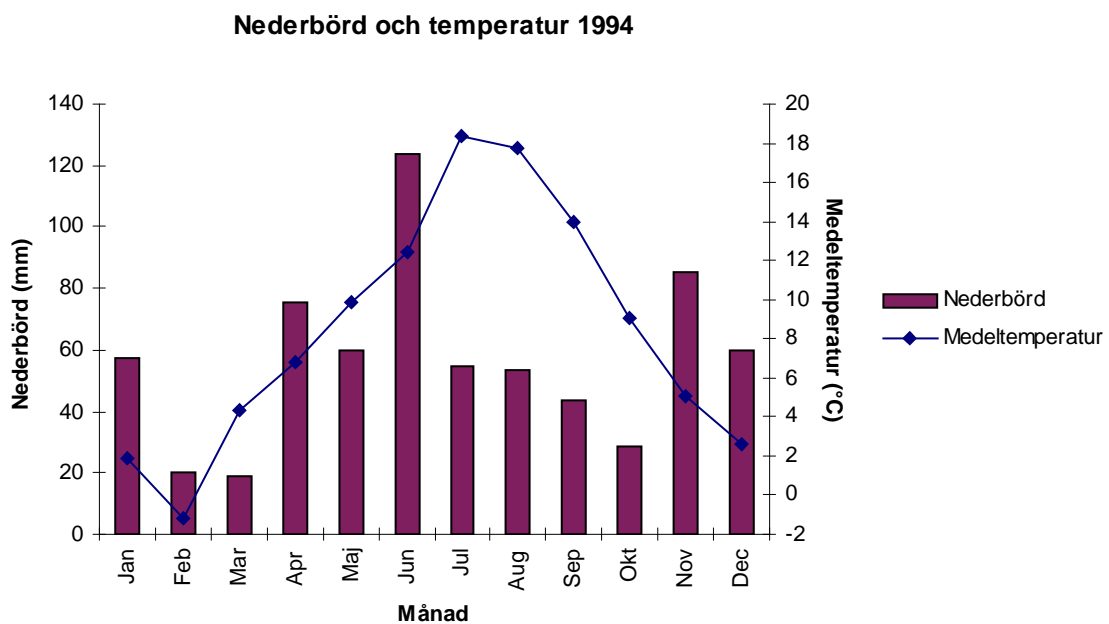
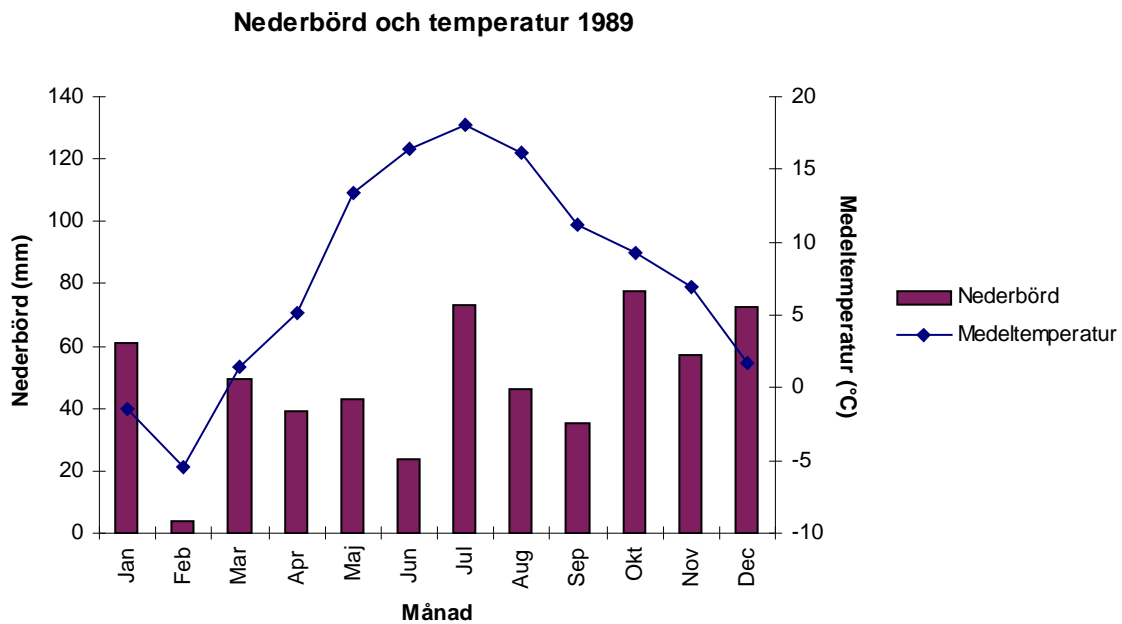


Fig 17 Nederbörd och temperatur 1989 och 1994.

1990 föreslog Naturvårdsverket fem bedömningsklasser för näringstillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag. Tolångaån tillhör enligt denna indelning klassen med det högsta näringstillståndet, klass 5 (tabell 1). Gränsvärdet för klassen när det gäller kvävekoncentrationen är 1,5 mg/l och koncentrationerna uppmätta i Tolångaån, ligger högt över denna gräns (fig18) (Miljövårdsenheten, Malmö, 1992).

Tabell 1. *Kvävet klassindelning i Sveriges sjöar och vattendrag.*

Klass	Gränsvärde (mg/l)
1	< 0.30
2	0.30 - 0.45
3	0.45 - 0.75
4	0.75 - 1.5
5	> 1.5

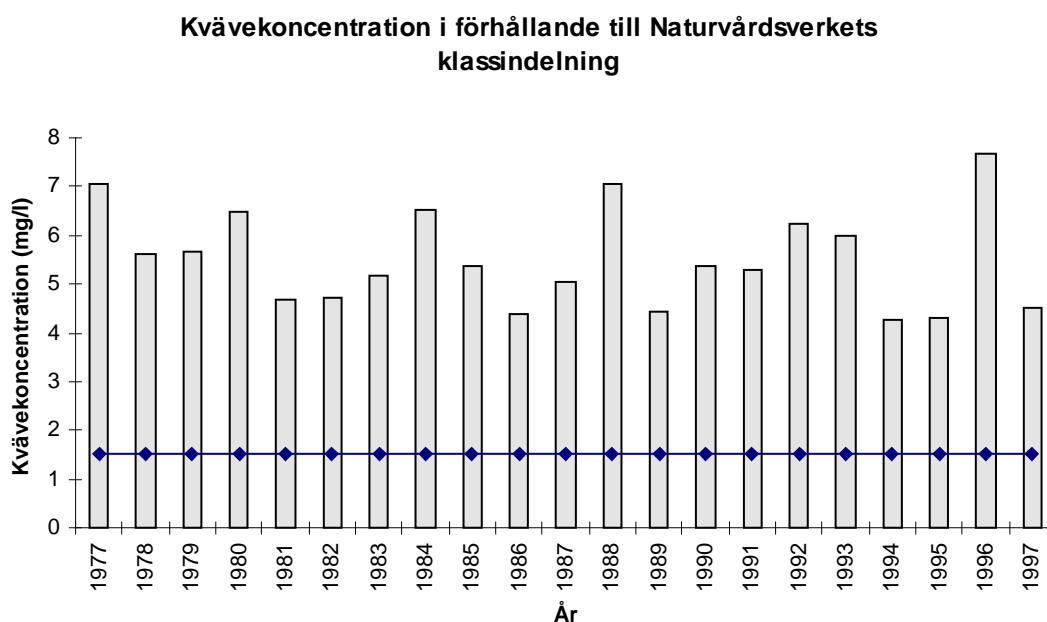


Fig 18 Tolånga tillhör enligt Naturvårdsverkets fem bedömningsklasser, klassen med det högsta näringsstillståndet i Sverige. Den högsta klassen illustreras i diagrammet av den vågräta linjen.

7.1.1 Vattenföring och kvävetransport

Kvävetransporten är starkt sammanlänkad med vattenföringens variation. Årsmedelvattenföringen (m^3/s) och årstransport erhöles från SLU. För mätningarna vid Tolånga, utgör 1977 och 1992 års värden ett undantag, eftersom transporten var ovanligt hög i förhållande till vattenföringen (fig 19). Komplet data för 1996 och 1997 saknades och dessa år utelämnades därför.

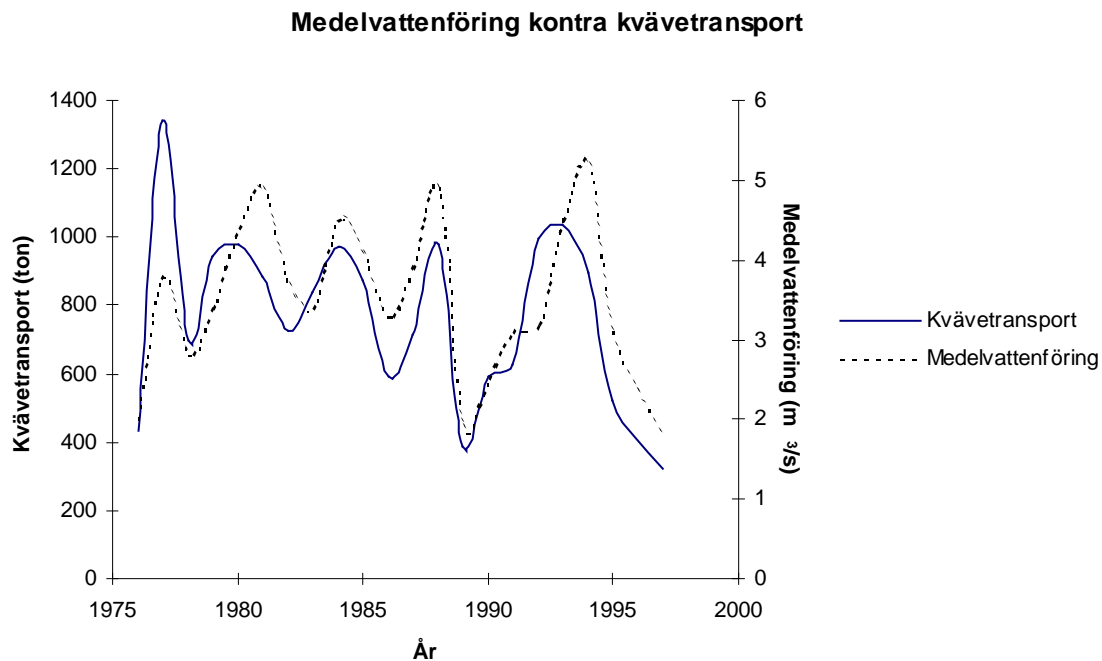


Fig 19 *Vattenföringen har stor betydelse för kvävetransporten, hög vattenföring medför en hög kvävetransport och låg vattenföring ger låg kvävetransport.*

7.1.2 Trendanalys

Eftersom transporten av kväve är starkt beroende av vattenföringen är det svårt att skilja en faktisk förändring av närsaltstransporten från "vattenföringseffekten". En jämförelse av årstransporterna för hela mätperioden ger lätt intrycket av att närsaltstransporten minskat (fig 19), men det är svårt att avgöra om det huvudsakligen är en effekt av vattenföringen eller om det också beror på en faktisk koncentrationsminskning. En hög transport kopplas ofta felaktigt samman med en koncentrationsökning, när den snarare beror på att regniga väderförhållanden lakat ut mer av det kväve som redan finns bundet i marken (Miljöårsrapporten, Malmö, 1992).

För att kunna påvisa en eventuell minskning av kvävekoncentrationen i vattendraget under observationstiden gjordes därför en trendanalys. Den statistiska analys som vanligen används för trendberäkningar (regressionsanalys) är känslig för avvikande värden i början och slutet av en undersökningsperiod. För att komma ifrån den effekt som avvikande nederbördsförhållanden ger, har en metod med kumulativa diagram prövats (Miljöårsrapporten, Malmö, 1992). Det innebär att årsmedelvärden för vattenföring respektive årstransporterna av närsalterna adderas från år till år. I ett diagram "plottades" den kumulativa årstransporten mot den kumulativa vattenföringen (fig 20).

Trenden beror på kurvans lutning, där en ökning av lutningen innebär en ökad koncentration av kväve medan en minskning av kurvans lutning kan härledas till en minskad koncentration.

Trendberäkning mellan 1976 och 1997

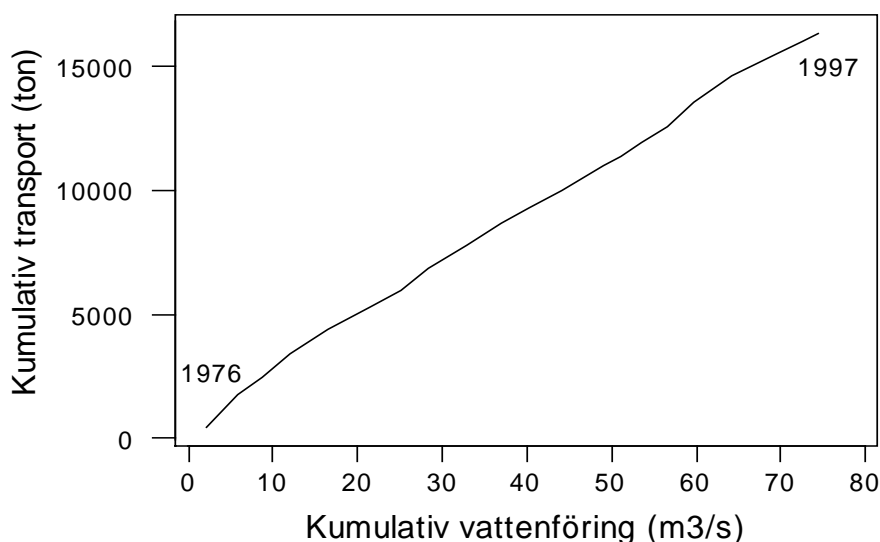


Fig 20 Trendanalysen visar att kvävekoncentrationerna har varit konstanta under hela mätperioden.

Den oförändrade lutningen i trendberäkningen visar att det varken har skett någon ökning eller minskning av kvävekoncentrationen i Tolångaån mellan åren 1976 och 1997.

7.2 Simuleringsresultat

Alltför höga värden på den simulerade utlakningen i förhållande till verkliga värden krävde en anpassning av den simulerade utlakningen till verkliga förhållanden. Dynamiken i modellen var dock bra och de ingående parametrarna ändrades därför inte. I stället fick en s_k modellparameter ingå i modellen, d v s ett tal som multiplicerades med det simulerade läckaget för att uppnå rimligare värden. Parametern togs fram genom att dividera det uppmätta kväveläckaget med det simulerade. För att erhålla ett adekvat värde kalibrerades modellen för en tio-årsperiod, 1985-1994. Medelvärdet av modellparametrarna (0,438) för dessa år användes sedan för att modifiera resultatet och för att få rimliga värden på läckaget.

Efter det att en modellparameter satts in i modellen, simulerades läckaget på nytt. Vissa år simulerades en högre kvävetransport än den uppmätta och vice versa (fig 21). De uppmätta värdena följde nederbörden väl förutom 1992 (fig 22). Den uppmätta kvävetransporten 1994 var förhållandevis liten jämfört med den omfattande nederbörden för samma år. Nederbörden och simulerade värden följde inte varandra i början av perioden men stämde väl överens mellan åren 1987 och 1994.

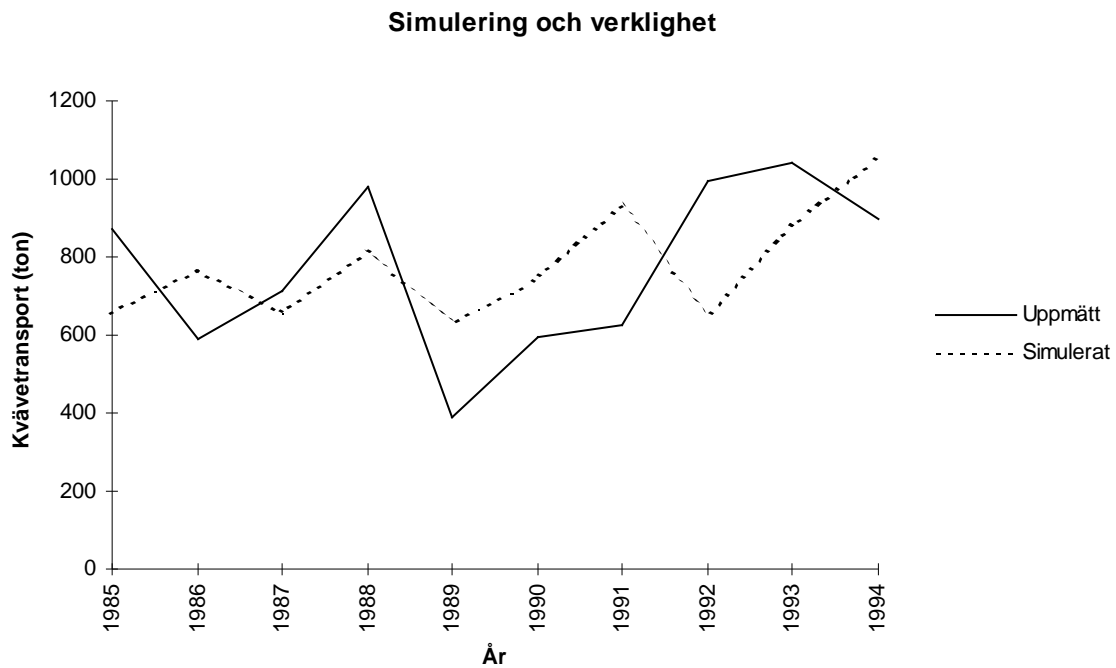


Fig 21 Simulerade och verkliga värden 1985-1994.

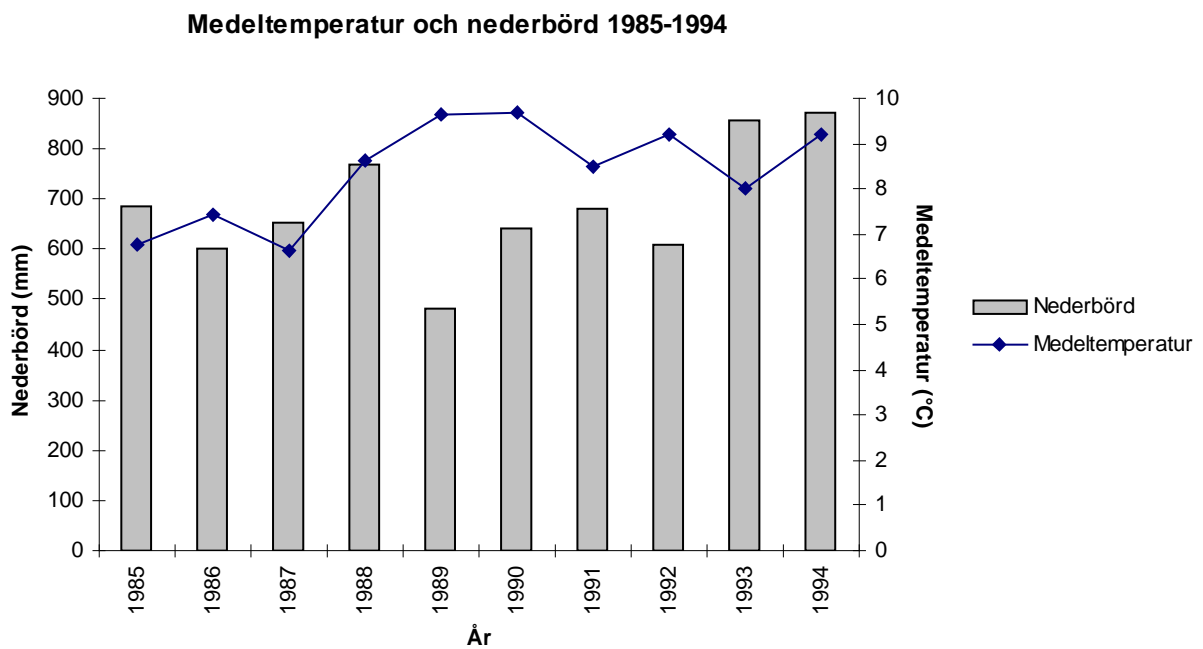


Fig 22 Medeltemperatur och nederbörd 1985-1994.

För att kontrollera hur pass väl simulerade och uppmätta värden överensstämde rent statistiskt genomfördes en korrelationsanalys för åren mellan 1985 och 1994. De år som visade alltför avvikande värden uteslöts från beräkningarna, eftersom dessa års uppmätta

kvävehalter inte kunde förklaras av klimatologiska förhållanden. Dessa år antogs istället härröra från punktutsläpp eller felmätning. Åren utgjordes av 1992 och 1994. Trots att de avvikande åren uteslöts från analysen visade resultaten en ganska dålig korrelation (0.367). 1991 års uppmätta och simulerade utlakningsvärden skiljde sig markant åt och genom att utesluta även 1991 års värden, ökade korrelationen till 0,636 (fig 23).

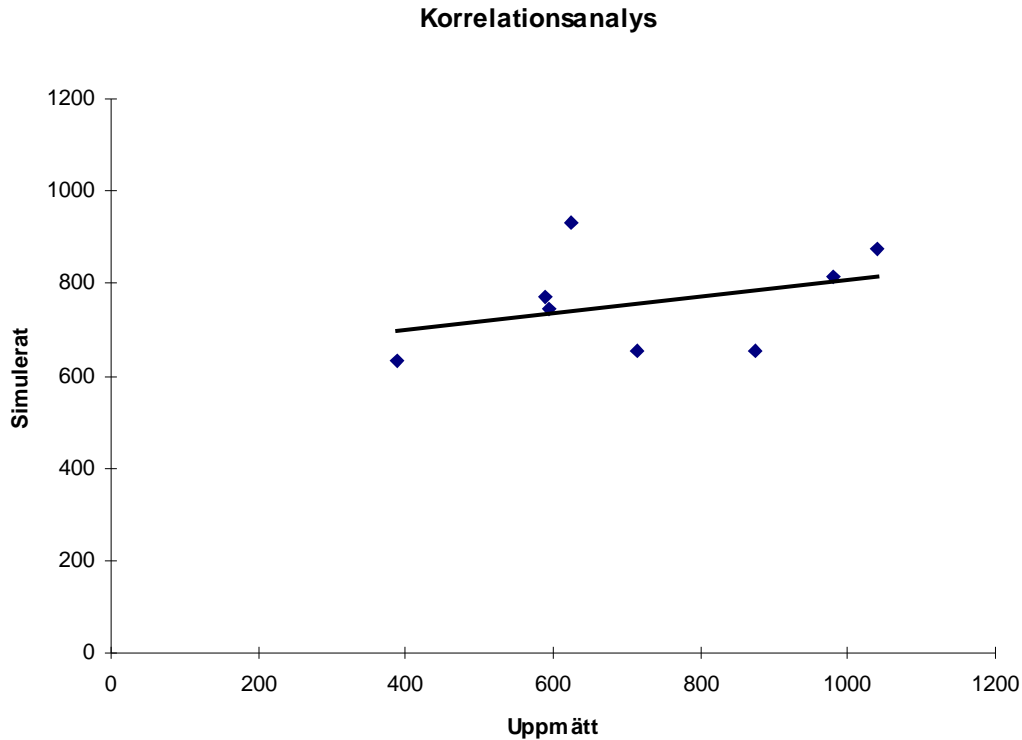


Fig 23 Korrelation mellan uppmätta och simulerade värden var 0,636.

Ett starkt samband råder mellan växternas kväveupptag, mängden kväveläckage och rådande nederbördsförhållanden. Simuleringen visade att kväveutlakningen och kväveupptaget följer varandra väl. När kväveupptaget börjar i juni så minskar kväveutlakningen och efter skörd på hösten ökar åter kväveläckaget. De höga nederbördsmängderna i slutet av augusti “kompenseras” av ett relativt högt upptag som gör att kvävläckaget inte blir så stort trots nederbördsmängderna. 1989 års simulering fick illustrera sambandet mellan dessa olika parametrar (fig 24).

Kväveupptag, kväveläckage och nederbörd 1989

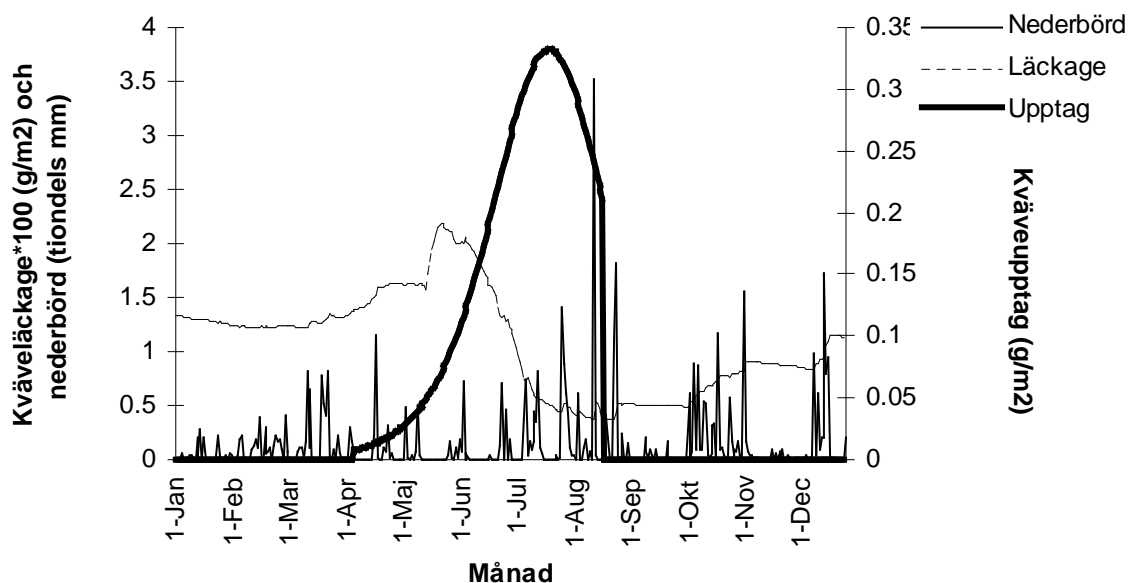


Fig 24 1989 års simulering illustrerar att det råder ett starkt samband mellan växters kväveupptag, kväveläckage och nederbörd.

7.2.1 Simuleringsresultat för olika grödor

Vid simulering utan att ta hänsyn till hur stor andel grödorna utgjorde i området visade det sig att utlakningen skiljer sig mycket beroende på vilken gröda som odlas och vilken tid det är på året. Resultaten visade först och främst att det nederbördsrika året hade avsevärt högre utlakningsvärden (fig 25). Utlakningen för de olika grödorna visade att vall gav den minsta utlakningen oavsett nederbördsmängd medan säd samt rotfrukter stod för den största utlakningen. Säd gav den största utlakningen under det nederbördsrika året medan rotfrukter orsakade den största utlakningen under det nederbördsfattiga året.

Årsutlakning för respektive gröda

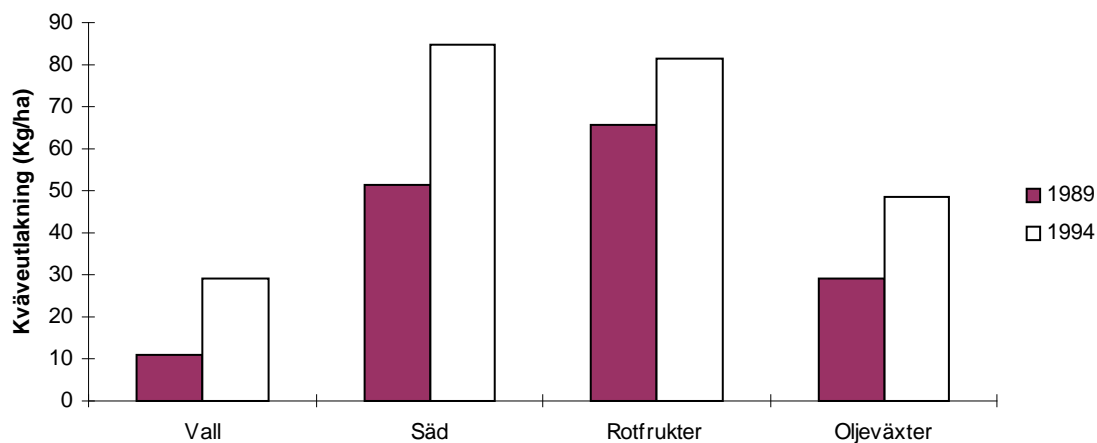
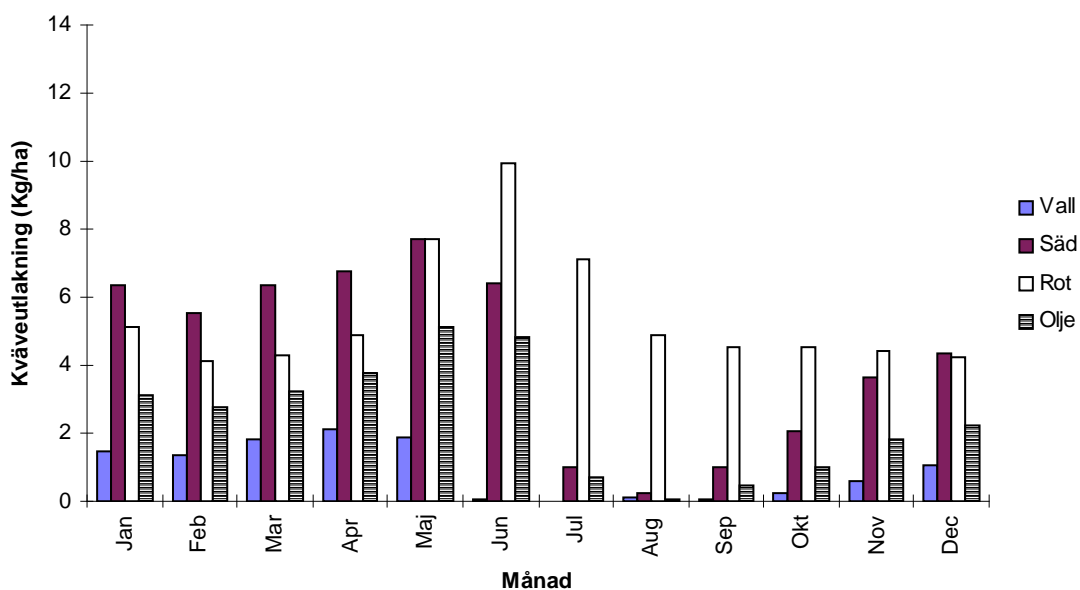


Fig 25 Årsutlakningen för respektive gröda. Vall gav den minsta utlakningen och säd och rotfrukter orsakade den största utlakningen.

Månadsutlakningen för respektive gröda visade att säd orsakade den största utlakningen i början av året för både 1989 och 1994. Rotfrukterna gav störst läckage under växtsäsongen medan övriga grödor istället tillgodogjorde sig kvävet under denna period (fig 26). Utlakningen var överhuvudtaget mindre under den senare delen av året jämfört med den tidiga delen av året. Detta stämmer väl överens med årsvariationen av de uppmätta koncentrationerna i vattendraget (kap 7.1).

Kväveutlakning för olika grödor 1989



Kväveutlakning för olika grödor 1994

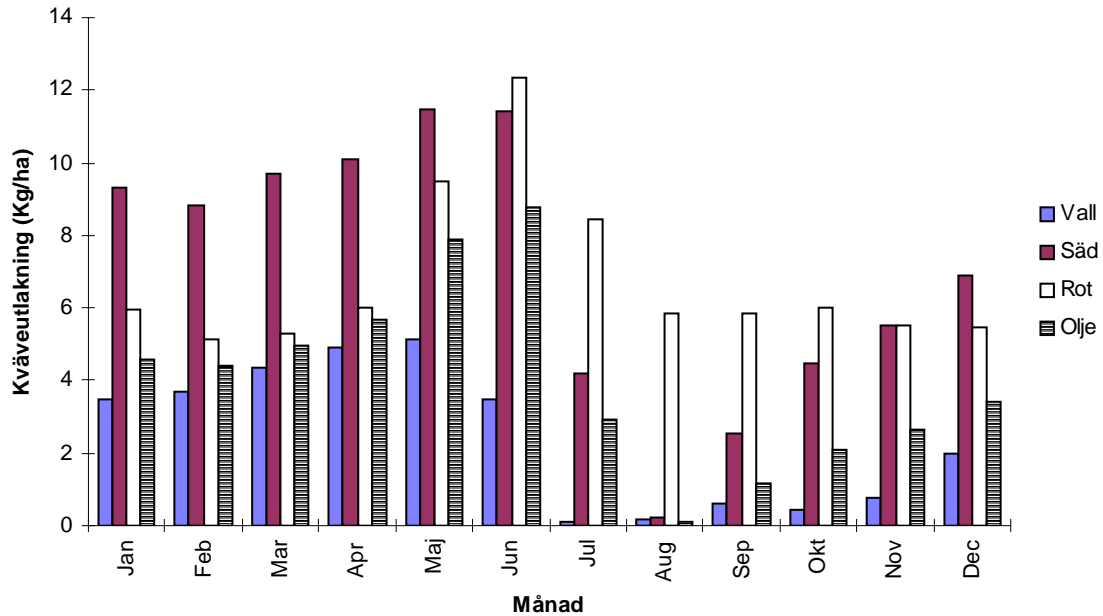


Fig 26 Utlakningen var mindre under den senare delen av året för både 1989 och 1994. Säd gav det största läckaget i början av året och rotfrukter gav det största läckaget under den senare delen av året, d v s även under växtsäsongen då övriga grödor istället tillgodogjorde sig kvävet.

I Tolångaåns avrinningsområde gav säden den största utlakningen och oljeväxterna den minsta utlakningen eftersom de utgör den största respektive minsta andelen av åkermarken. Utlakningen var betydligt mindre det nederbördsfattiga året för vall och säd, medan rotfrukter inte gav så mycket mindre utlakning det nederbördsfattiga året (fig 27).

Årsutlakning för respektive gröda i avrinningsområdet

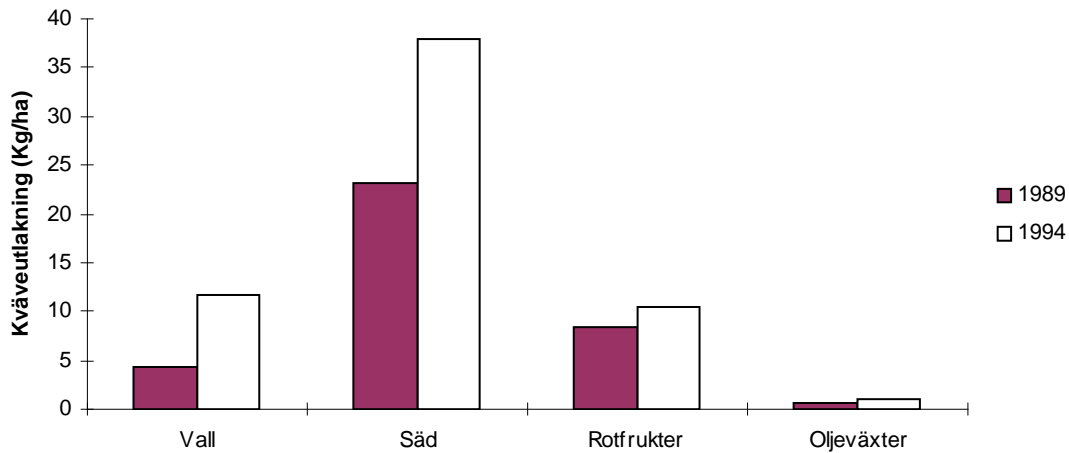


Fig 27 Årsutlakningen för respektive gröda i Tolångaåns avrinningsområde. Säd gav den största utlakningen, då den står för den största andelen av den odlade marken. Det odlas inte mycket oljevaxter i området och läckaget som dessa står för är därför marginellt.

7.2.2 Fånggrödor

Vid antagandet att 25 % av jordbrukarna i området använder sig av fånggrödor, kunde utlakningen reduceras med 7 % 1989 och 3 % 1994 (fig 28). Utan fånggrödor simulerades en utlakning på 36,5 kg/ha för 1989 och 61,3 kg/ha för 1994. Med h a fånggrödor reducerades utlakningen med 2,7 kg/ha 1989 och 2 kg/ha 1994. En större reduktion simulerades det nederbördsfattiga året.

Kväveutlakning med och utan fånggröda

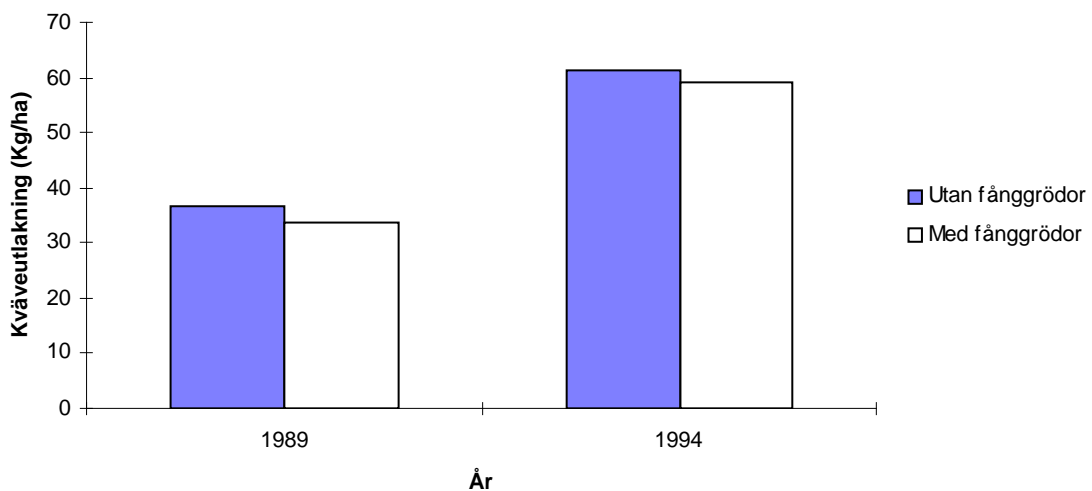


Fig 28 Om 25 % av jordbrukarna hade odlat fånggrödor, skulle den totala utlakningen reducerats med 7 % under det nederbördsfattiga året och med 3 % under det nederbördsrika året.

Om samtliga jordbrukare hade använt sig av fånggrödor skulle kväveutlakningen minska med 30 % under det nederbördsfattiga året och med 13 % under det nederbördsrika året. M h a fånggrödor simulerades en reduktion av utlakningen på 10,4 kg/ha 1989 och 7,7 kg/ha 1994 (fig 29).

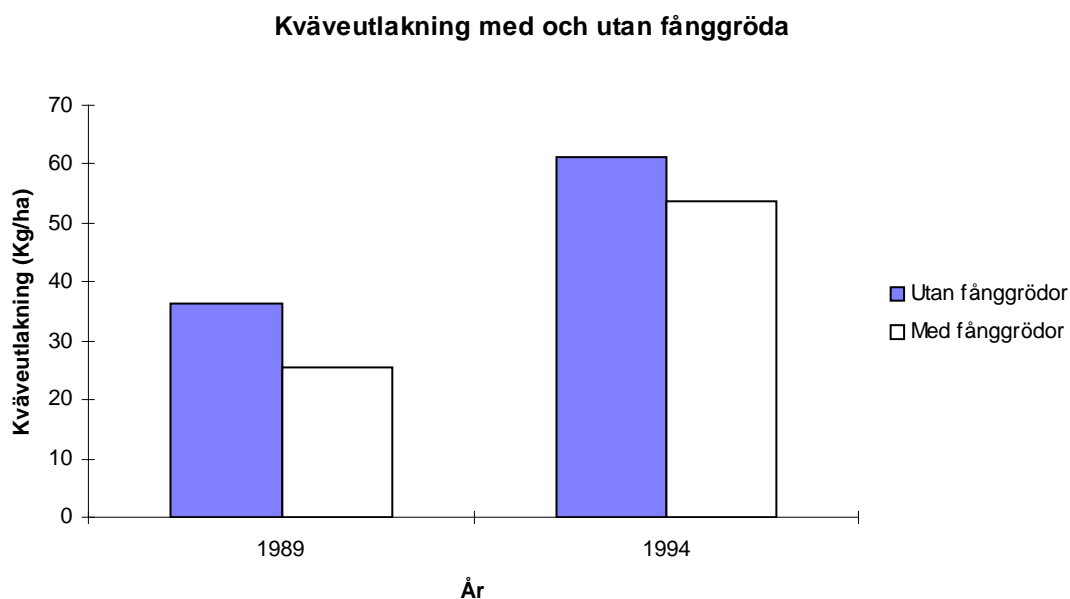
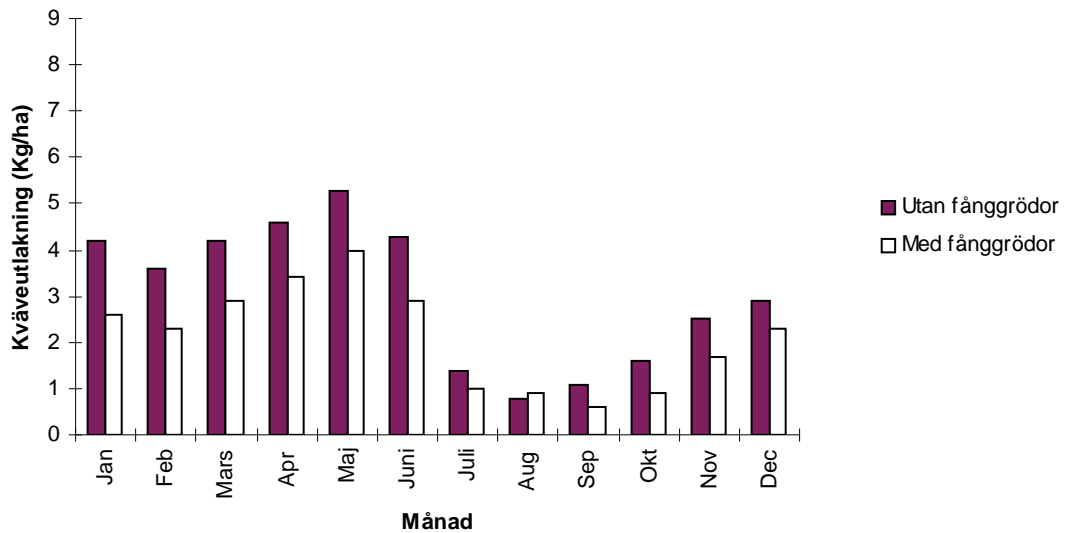


Fig 29 Om 100 % av jordbrukarna hade odlat fånggrödor, skulle den totala utlakningen reducerats med 30 % under det nederbördsfattiga året och med 13 % under det nederbördsrika året.

Årsvariationen av kväveutlakningen vid en simuleringssituation då fånggrödor odlas i hela området, visade under det nederbördsfattiga året att reduktionen var relativt stor under hela året förutom augusti då den simulerade kväveutlakningen var större med fånggröda än utan. Under det nederbördsrika året däremot hade fånggrödorna ingen större effekt förrän under den senare delen av året (fig 30).

Kväveutlakning med och utan fånggrödor 1989



Kväveutlakning med och utan fånggrödor 1994

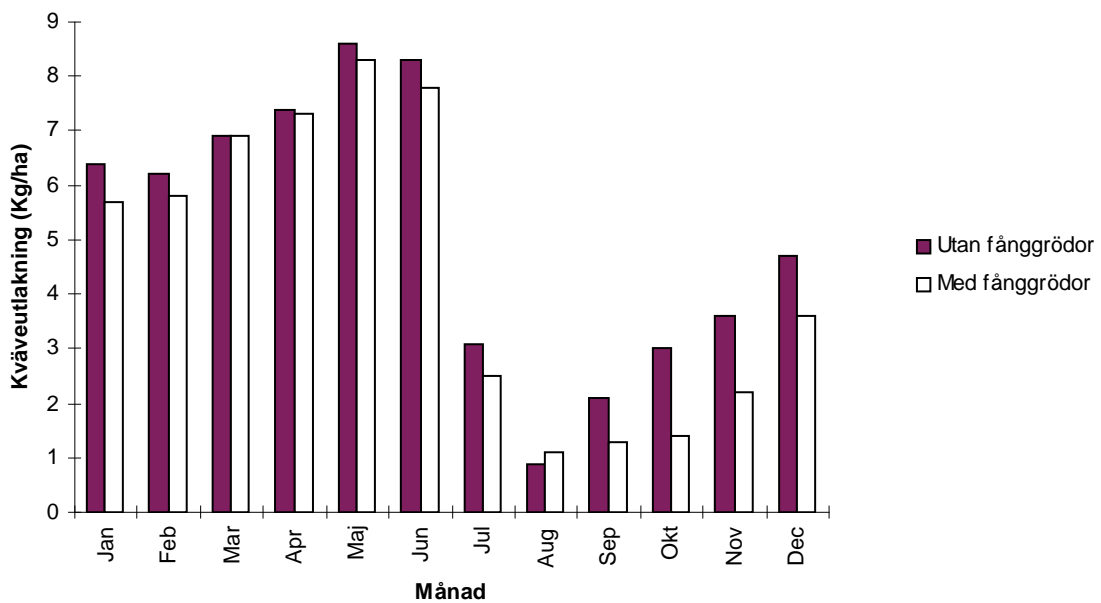


Fig 30 Reduceringen av kväveutlakningen vid odling av fånggrödor var relativt stor under hela 1989 medan den under 1994 var liten under den första delen av året men ökade under den senare delen av året.

8. Diskussion

8.1 Kvävesituationen i ån

Kvävekonzentrationerna i ån har enligt trendanalysen varit oförändrade. Detta kan bero på att gödselgivorna har varit relativt konstanta under dessa år (Miljövårdsenheten, Malmö, 1992). Generellt ska lantbrukarna i området (i Skåne överhuvudtaget) ha vidtagit åtgärder för att reducera kvävebelastningen. I skötsellagen och miljöskyddslagen återfinns bl a bestämmelser om ökad andel höst- och vinterbevuxen mark, minskad stallgödselspridning höst och vinter, arealanpassat djurantal och minskade direktutsläpp från gödselanläggningar. Dessutom har jordbrukspolitiken medfört att trädesarealen har ökat. En liten del av åkermarken har också övergått till annan markanvändning, bl a energiskog och skogsplantering. Anledning till att effekterna av åtgärderna inte har märkts är troligtvis att ekosystemen är tröga och det tar därför lång tid innan en förbättring ger sig till känna. Dessutom har insatta åtgärder troligen varit för få och inte givit önskad effekt.

Kvävetransporten beror till stor del av vattenföringen och i sin tur av nederbörden i området. Utlakningen är således till största delen sammankopplad med klimatet. 1977 och 1992 års extremt höga kvävetransporter kan inte förklaras av hög vattenföring utan beror förmodligen på punktutsläpp av flytgödsel eller felmätning. Tolångaån tillhör enligt Naturvårdsverkets fem bedömningklasser, klassen med det högsta näringstillståndet. Detta beror på att Tolånga ligger i Skåne där det redan finns naturliga förutsättningar för en hög kväveutlakning på ganska dess redan näringsrika jordbruksmark och den största atmosfäriska depositionen i Sverige. Dessutom tillhör Tolånga Sjöbo kommun där djurhållningen är stor och därmed också stallgödselspridningen.

8.2 Simulerade och uppmätta värden

Alltför höga utlakningsvärden simulerades med modellen. Den främsta orsaken är troligen att markvattenmodellen är för enkelt konstruerad. Markvattenmodellen tar inte hänsyn till att det i verkligheten sker ytavrinning, utan räknar med att den nederbörd som inte evapotranspirerar istället perkolerar ner i marken. Mer nitrat lakas således ut i simuleringen under de perioder då det i verkligheten förekommer ytavrinning. I området sker knappast någon direkt ytavrinning under normala väderförhållanden. Det kan förekomma under vinterhalvåret om marken är frusen och täckt av snö eller under extrema nederbördsperioder. Markvattenmodellen räknar dessutom med en konstant perkolation under året, trots att det under vissa perioder under sommaren är så pass torrt att det istället sker uppåtgående vattenströmmar i marken. Andra orsaker till att de simulerade värdena inte stämde överens med de uppmätta värdena är att SOILN är utvecklad i Mellansverige med andra förhållanden vad gäller klimat och jordmåner. Dessutom var vår modell förenklad till att endast omfatta en marknivå, rotzonen. Det hade troligen varit bättre att separera de olika marknivåerna, istället för att "samla" alla processer i översta markskiktet.

För att komma till bukt med höga simulerade utlakningsvärden fick en modellparameter ingå i modellen. Rimligare värden kunde på så sätt simuleras. Trots detta simulerades högre utlakningsvärden än vad som i verkligheten förekom under vissa år, medan situationen var den omvända för andra år. En orsak kan vara att fördelningen av grödor i verkligheten har varierat mellan de olika åren, medan fördelningen har varit densamma för samtliga år i simuleringen. Kväveutlakningen skiljer sig markant beroende på vilken gröda som odlas. Dessutom beror skillnader i simulering och verklighet säkerligen på att kväveutlakningen simulerades med generella ingångsvärden. Inga exakta värden kunde anges för området i fråga.

Det är inte troligt att enbart simuleringsmodellen utgör en felkälla till dålig korrelation mellan uppmätta och simulerade värden. Mätningarna i Tolångaån ligger troligtvis också till grund för skillnader mellan simulering och verklighet. Mätningarna har endast utförts en gång varannan vecka, vilket kan ge upphov till stora skillnader i uppmätta kvävekoncentrationer. Dessutom jämfördes simulerade värden med transporten i vattendraget. Transporten har i sin tur räknats ut genom den uppmätta medelvattenföringen i vattendraget. Ett litet fel i uppmätt vattenföring ger stort utslag i den beräknade transporten.

8.3 Simulering med olika grödor

Vid simulering utan att ta hänsyn till hur stor andel grödorna utgjorde i området orsakade vall de lägsta utlakningssiffrorna båda åren. Detta var väntat eftersom vall är den gröda som effektivast tar upp kväve. Oljeväxterna gav också låga utlakningsvärden eftersom även de har ett stort upptag.

Säd stod för den största utlakningen det nederbördsrika året, vilket i första hand kan bero på att säd inte tar upp mycket kväve. De stora nederbördsmängderna under 1994 lakade därför ut stora mängder kväve. 1989 orsakade istället rotfrukter den största utlakningen. Detta har troligen att göra med nederbördsfattiga förhållanden i kombination med höga temperaturer, samt skillnader i LAI för säd respektive rotfrukter. Säd har ett högt LAI, vilket i sin tur leder till en relativt hög evapotranspiration. De begränsade nederbördsmängderna under 1989 evapotranspirerade således, snarare än perkolerade, från säden och mindre kväve lakades ut. Rotfrukter har ett lågt LAI i förhållande till säd, vilket i sin tur resulterar i en låg evapotranspiration från rotfrukter. Rotfrukternas låga evapotranspiration möjliggjorde därför en relativt omfattande perkolation trots begränsad nederbörd (fig 31). Trots att evapotranspirationen var hög under 1994, hade den ingen större betydelse, eftersom nederbörden var omfattande. Detta visar återigen att nederbörden är av avgörande betydelse för utlakningen.

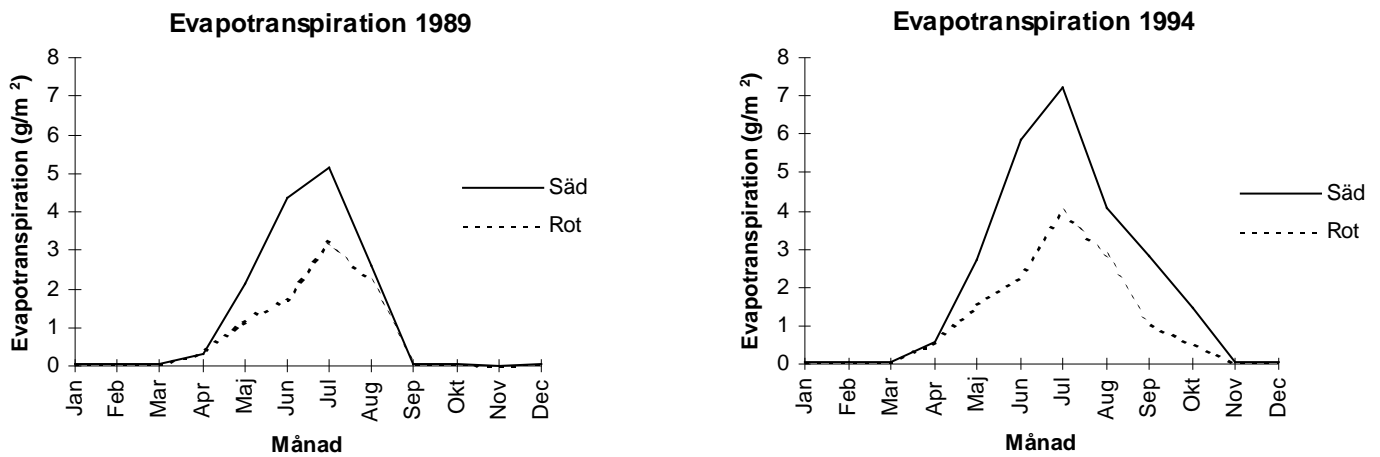


Fig 31 Evapotranspirationen från rotfrukter var ungefär densamma för de båda åren, medan evapotranspirationen från säd var betydligt högre under 1994 än 1989.

Stora skillnader kunde även utläsas efter att ha tagit hänsyn till hur stor andel grödorna utgör i Tolånga. Trots att vall utgör 40 % av området stod den för en väldigt liten andel av utlakningen. Detta visar återigen på att vall är effektivt på att ta upp kväve. Säd stod för den största utlakningen, vilket förklaras av dess dåliga upptag och att andelen säd av den odlade marken är hela 45 %.

Rotfrukter visade sig stå för ett relativt stort läckage även under sommaren, vilket beror på dess låga LAI. Detta innebär i sin tur att evapotranspirationen är låg och att kvävet lakas ut med nederbörden.

8.4 Fånggrödor

Odling av fånggrödor visade sig vara effektivast under 1989, då nederbörden var begränsad i förhållande till 1994. Nederbörsmängderna har en avgörande betydelse för utlakningen och under 1994 märktes inte effekten av fånggrödorna, eftersom den omfattande nederbörden lakade ut stora mängder kväve oavsett reduceringsåtgärd. Det är inte enbart den totala årliga nederbörsmängden som är av betydelse, utan nederbördens fördelning över året spelar också en stor roll. Anledningen till att utlakningen var större under första delen av året det nederbördsfattiga året och under andra delen av året under det nederbördsrika året är sålunda nederbördens fördelning över året.

Vid Mellbyförsöken (kap 6.3.1) kunde betydligt högre läckagereducering uppnås, vilket kan bero på att Mellbyförsöken utgörs av väldigt avgränsade försök med separata dräneringsanordningar. Senare undersökningar på Laholmslätten har visat att de insatser som gjorts vad gäller fånggrödor inte alls gett det resultat som försöken visar. Det är därför inte sannolikt att fånggrödor reducerar så mycket som Mellbyförsöken påvisar.

Fånggrödorna kombinerades i simuleringen med sen höstplöjning. Sen höstplöjning minskar ofta förutsättningarna för mikrobiella aktiviteter p g a låga temperaturer och därmed minskar också frigörningen av kväve. I området når förmodligen temperaturen under vinterhalvåret inte så pass låga nivåer att kvävemineraliseringen hämmas. Jordbearbetning stimulerar därför mineraliseringen under hela vinterhalvåret oavsett tidigt eller sent plöjningsdatum. Fånggrödor i kombination med vårplöjning hade kanske varit det allra bästa alternativet eftersom de nysådda grödorna då hade kunnat tillgodogöra sig kvävet som omsätts vid plöjningen. Även gödselgivan skulle kunna reduceras i en sådan situation eftersom grödorna hade haft tillgång till “naturligt kväve”.

8.5 Andra åtgärder

Odling av fånggrödor är ett bra sätt att reducera kväveläckage men det finns även andra åtgärder som kan användas för det syftet. Den odlingsfria remsan intill vattendrag, den s k skyddzonen, kan exempelvis utökas. Den är ofta snålt tilltagen (en meter) men skulle med en utvidgning med fem till tio meter kunna fungera som en broms för det kväverika vattnet innan det når vattendragen. Ett annat sätt är att fånga upp det kväverika vattnet i miljöer där det kan ske naturliga processer som denitrifiering och sedimentation. Detta kan göras genom att anlägga dammar och våtmarker som förlänger vattnets uppehållstid så att de naturliga processerna kan äga rum. En variant av våtmarker är de antropogena översilningsängarna, som ofta förekom förr i tiden i syfte att utnyttja näringen i marken så bra som möjligt. Om det i vår tid anläggs fler sådana skulle inte bara näringen utnyttjas effektivt, utan översilningsängarna skulle även fungera som kvävefällor för att reducera närsaltstillförseln till våra vattendrag. En kombination av ovanstående metoder skulle troligtvis innebära en effektiv reduktion av dagens kväveläckage samt bidra till en ökad biologisk mångfald och ett ökat naturvärde.

Holland har länge varit drabbat av utlakning av stora mängder kväve och är därför ett föregångsland vad gäller försök att minska kväveläckaget. Där har nyligen utvecklats ett system för att anpassa gödselgivan till olika delar av marken (s k behovsanpassning) beroende på hur näringsrik jorden är på olika delar av åkern. Resultat från föregående års skörd används för att prediktera kommande års skörd på olika delar av åkern. Detta kan sedan kartläggas med hjälp av GPS. Informationen ligger sedan till grund för en optimal spridning av gödslet.

Debatten om det antropogent betingade näringsläckaget kretsar nästan uteslutande kring jordbrukets ineffektiva hantering av närsalter. Jordbruket är förvisso en starkt bidragande faktor till läckaget men även andra källor är av avgörande betydelse. Om jordbruket ensamt hade bidragit till kvävegödslingen hade övergödningen inte varit av samma dignitet som den är i dag. Det är därför med viss orätt som jordbruket får bära det tunga ansvaret, medan andra orsaker lätt glöms bort. Det luftburna kvävet spelar exempelvis också roll. En betydande andel av den atmosfäriska depositionen härrör från utländska källor och betonar vikten av globalt samarbete. Här spelar EU en viktig roll, men EU:s försök till att minska närsaltläckaget, i form av miljöstöd, utnyttjas i betydligt mindre omfattning än vad målen angivit. Trots att Skåne och Halland står för en tredjedel (kap

1.1) av kväveläckaget till våra vattendrag, tilldelas de endast en sjundedel av miljöstödet. Om Skåne eller Halland istället fick stöd motsvarande jordbrukets miljöpåverkan, skulle kväveläckaget kunna minskas med ca 40 % (TT-nyhet, 1999).

9. Slutsatser

Kvävesituationen i Tolångaån har inte förändrats mellan 1976 och 1997. Trots att åtgärder har vidtagits, syns detta inte än, vilket kan bero på att åtgärderna är för få eller för att det finns en viss tröghet i ekosystemen. Tolångaån är emellertid en utsatt å eftersom att den enligt Naturvårdsverkets klassning har kvävekoncentrationer högt över önskade nivåer.

Kvävemodellering är ett bra sätt att få ett mått på hur stora kvävereducerande effekter vidtagna åtgärder kan åstadkomma. Markvattenmodellen som kopplades till kvävemodellen är dock inte fullkomlig och en förbättring av den skulle antagligen simulera åtgärderna på ett mer rättvist sätt. Trots att en simulering gjordes där alla jordbrukare i området använde sig av fånggrödor, blev resultaten inte optimala. Det nederbördsfattiga året kunde den högsta reduceringen av kväveläckaget simuleras med 30 %. Fältförsök har visat att fånggrödor kan reducera kväveläckaget med upp till 60 %. Någon sådan hög reduktion simulerades inte med modellen. Att kombinera fånggrödor med vårplöjning istället för sen höstplöjning är kanske ett alternativ för att erhålla bättre reduceringsresultat.

Vid simulering utan att ta hänsyn till hur stor andel grödorna utgjorde i området kunde effekten av vallodling åskådliggöras. Vallens kvävereducerande effekt verkar vara ett bra alternativ till fånggrödor. Även oljevaxter med sitt höga upptag verkar vara en bra gröda att odla. Säd och rotfrukter är de som sämst tar upp kväve och är sålunda inga bra grödor att använda i områden med redan höga kvävekoncentrationer i omgärdande vattendrag. Generellt sett styr nederbörden och i sin tur vattenföringen till största delen utlakningen.

Dagens otaliga regler och bidrag samt en oändlig kombination av jordarter, grödor och åtgärder medför stora svårigheter när det gäller att komma fram till med hur mycket den enskilde lantbrukaren kan bidra till ett reducerat kväveläckage. Mer forskning för att uppnå det optimala jordbruket är därför av yttersta vikt. Dessutom skulle säkerligen en rannsaking av hur de ekonomiska miljöstöden fördelas, bidra till en gynnsam utveckling av dagens kvävesituation.

Referenslista

- Ahl, T. & Wiederholm, T., 1977. Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierande ämnen. PM 918. Statens Naturvårdsverk. Solna.
- Alström, T., Holmström, K. & Krook, J., 1992. Vattenvårdande åtgärder för delar av Kävlingeåns avrinningsområde. Ekologgruppen, Landskrona.
- Alström, K. & Åkerman, B.A., 1991. Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark. Licentiatavhandling vid Lunds universitets Naturgeografiska institutuion. Rapporter och Notiser 73. Lund.
- Andersson, R., 1986. Förluster av kväve och fosfor från åkermark i Sverige. Omfattning, orsaker och förslag till åtgärder. Doktorsavhandling vid institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Brink, N., Gustavsson A.S. & Ulén, B., 1983. Yttransport av växtnäring från stallgödsblad åker. Ekohydrologi nr. 13. Avdelningen för vattenvård, SLU, Uppsala.
- Chen, J.M., Blanken, P.D., Black, T.A., Guilbeault, M & Chen, S., 1997. Radiation Regime and Canopy Architecture in a Boreal Aspen Forest, Agricultural and Forest Meteorology, vol. 86.
- Claesson, S., Granstedt, A., Gustafson, A. & Steineck, S., 1991. Kväveflöden i jordbruket - Överflöd eller hushållning, SLU, Uppsala.
- Conservation Technology Information Center (CTIC), 1999. [Http://www.ctic.purdue.edu](http://www.ctic.purdue.edu). 1 mars 1999.
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R., 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket. Rapport 4778. Naturvårdsverkets förlag. Uppsala.
- Guyot, G., 1998. Physics of the environment and climate. Praxis Publishing Ltd. West Sussex, England.
- Hushållningssällskapet, Halland & Sveriges Lantbruksuniversitet, 1997. Mellbyförsöken.
- Johnsson, H. & Hoffman, M., 1996. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. Ekohydrologi nr 39. Uppsala.
- Johnsson, H. & Hoffman, M., 1997. Kväveläckage från svensk åkermark – beräkning av normalutlakning och möjliga åtgärder. Naturvårdsverkets förlag, Uppsala.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P.-E. & Paustian, K., 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agric. Ecosystems Environ., 18:333-356.
- Jordbruksverket, 1998. Miljöstöd 1998. Stockholm.
- Jordbruksverket, 1998. Växtnäring på gården - vägar att minska förlusterna av kväve och fosfor, Faktadel. Jönköping.
- Killham, K., 1994. Soil Ecology. Cambridge.
- Lewan, L., 1996. Avdunstning, avrinning och kväveutlakning från en sandjord: Simuleringar och mätningar i olika tids- och rumsskalor. Institutionen för markvetenskap SLU, Uppsala.
- Lönnaeus, O. & Rydén, D., 1999. Miljöstödet till Skåne hamnade i Norrland. Sydsvenska Dagbladet, 18 feb. s.A8.
- Martinius, S., 1982. Jordbrukets förvandling på 1700- och 1800-talen. Liber förlag.

- Miljödelegationen Västra Skåne., 1990. Miljön i västra Skåne. Mark och vattendrag. Underlagsrapport. Statens offentliga utredningar nr. 1990:95. Miljödepartementet.
- Miljövårdsenheten, länsstyrelsen, Malmö., 1992. Vattendrag i Malmöhus län – Koncentration och transport av fosfor och kväve. Länsstyrelsen i Malmöhus län.
- Nationalencyklopedin*, 1997. Bokförlaget Bra Böcker AB, Sverige.
- Naturvårdsverket, 1993. Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. Naturvårdsverket. Rapport 4134. Värnamo.
- Naturvårdsverket., 1997. Källor till kväveutsläpp. Naturvårdsverkets förlag, Uppsala.
- Persson, G. & Olsson H., 1994. Eutrofiering i svenska sjöar och vattendrag: tillstånd, utveckling, orsak och verkan. 2:a upplagan. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Rundqvist, B., 1985. Växtnäringsläckage till yt- och grundvatten från jord- och skogsbruk - orsaker och åtgärder. PM 1975. Statens Naturvårdsverk.
- Ryding, R-O., 1991. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Man and the Biosphere series. vol. 1. ed. Jeffers, J.N.R., UNESCO, Paris & the Partenon Publishing Group.
- Stiling, P., 1996. Ecology - Theories and applications. 2:a upplagan. Upper Saddle river. New Jersey, US.
- Tamm, C.O., 1991. Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Springer-Verlag. TT-nyheter, Stockholm. Sydsvenska Dagbladet, 26 jan s.A12.
- Åhlander, Å., 1998. Åprojekt ska locka växter och djur tillbaka. Sydsvenska Dagbladet, 5 sept s.D16.