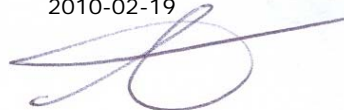


Jämförelse av resultat från
lokal, detaljerad
närsaltsmodellering
med PLC-5-data

Peter Wallenberg
B1900
Februari 2010

Rapporten godkänd
2010-02-19



Lars-Gunnar Lindfors
Senior Advisor

| | |
|---|---|
| Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB | Rapportsammanfattning |
| Adress Box 21060 100 31 Stockholm | Projekttitel Jämförelse av resultat från lokal, detaljerad närsaltsmodellering med PLC-5-data |
| Telefonnr 08-598 563 00 | Anslagsgivare för projektet Samfinansprojekt mellan Lantbrukarnas Riksförbund och Naturvårdsverket |
| Rapportförfattare Peter Wallenberg | |
| Rapporttitel och undertitel Jämförelse av resultat från lokal, detaljerad närsaltsmodellering med PLC-5-data | |
| Sammanfattning Se nedanstående svensk sammanfattning | |
| Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Avrinningsområden, LRF, Fosfor, Kväve, Typområde, SWAT, PLC-5 | |
| Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1900 | |
| Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm | |

Abstract

Eutrophication is one of our most serious environmental threats to the Baltic Sea as well as to inland lakes. The Baltic Sea states all produce national nutrient load modelling calculations for HELCOM (The Helsinki Commission). For Sweden there are no other modelling calculations that cover the whole country. This has led to a situation where authorities such as the county boards lack data from other more locally adapted calculations. The calculations for HELCOM (PLC5) are not optimized to represent the local and regional load of nutrients. But are nevertheless used for identification of reduction targets and in some cases actions, on a local scale. This study compares PLC5 modelling results with local, detailed nutrient modelling using the SWAT model. The project aimed to compare the model results from two intensely studied agricultural areas in the county of Uppsala and in the County of Halland with the PLC5 model calculations. The collection of local information on farming practises, crop yields, soil nutrients and soil drainage were based on individual interviews with farmers in the areas. For the Uppsala area the SWAT model calculation showed a good correspondence with monitoring data for both the hydrological and chemical simulations. For N34 the results were not as good and the explanation is believed to be found in the input data for precipitation and soil characteristics. The project has shown that there are important differences to take into consideration between different model calculations such as PLC-5 and SWAT. A comparison with flow proportional measurements shows that the calculations to PLC-5 generally predict a higher nutrient load than measured. The calculation from the SWAT model showed a good correspondence for nitrogen and phosphorus, for nitrogen the SWAT model underestimates compared to the measurements and for phosphorous the model overestimates but not as much as the PLC-5 calculations. The results show how important it is to use flow proportional measurements to be able to obtain a correct view of the situation and to use models that are adapted to the needs.

Sammanfattning

Övergödningen av haven är ett av vår tids allvarligaste miljöproblem. För myndigheter och sakägare i Sverige är det viktigt att de underlag som ligger till grund för olika åtgärder är tillförlitliga. Sverige tar liksom de andra Östersjöländerna fram nationella beräkningar av utsläppsbelastning på haven, den senaste kallad PLC5. Dessa beräkningar är anpassade för att ge bra resultat på nationell nivå, men inte för att vara noggranna på lokal nivå. På grund av bristen på andra beräkningsunderlag används likväl dessa data för identifiering av åtgärdsbeting på lokal nivå och ibland till och med för åtgärdsidentifiering. Denna studie, finansierad av Naturvårdsverket och Lantmännens Riksförbund (LRF) syftar till att undersöka, betydelsen av att använda lokalt anpassade modeller för att beräkna växtnärläckaget. För att utvärdera PLC-5 beräkningarna jämförs dessa med modelleringar från en avrinningsområdesanpassad modell, SWAT. Projektet jämför modellresultaten från två typområden C6 i Uppsala län och N34 i Hallands län med PLC5-beräkningarna för HELCOM. Insamlandet av lokalt baserad information angående bland annat jordbruksmarkens skötsel, gödslingsgivor, skördar, jordarnas näringsinnehåll och dränering har skett via individuella intervjuer med markägare i området kring C6 och N34 och i närliggande områden. För typområde C6 uppvisade modellresultaten från SWAT en god överensstämmelse såväl hydrologiskt som kemiskt. Modellresultaten för typområde N34 var dock inte lika goda och förklaringen bedöms ligga i indata-parametrarna för jordart och nederbörd. Projektet har visat att det finns viktiga skillnader att beakta angående växtnärläckningen från de två olika modellberäkningarna SWAT och PLC-5. En jämförelse med flödesproportionella provtagningar visar att beräkningarna från PLC-5 genomgående ger en högre belastning än uppmätt. Beräkningarna från SWAT-modellen visar på en bra överensstämmelse för kväve och resultatet ligger nära de flödesproportionella provtagningarna. För fosfor överskattar även SWAT-modellen belastningen men inte i samma utsträckning som PLC-5 beräkningarna. Eftersom PLC5-beräkningen är flödesnormaliserade, d.v.s flödet är ett medelvärde för 20 år men belastningsberäkningen är gjord för ett visst år, medför det problem att försöka jämföra dessa data med annan modellering, som normalt inte är flödesnormaliserad. Längre perioder av flödesproportionella mätningar skulle egentligen behövas för att kunna avgöra hur stora skillnaderna är mellan de olika modellresultaten. Resultatet visar på hur viktigt det är att använda flödesproportionella provtagningar för att få en korrekt bild av situationen och att använda behovsanpassade modeller. Det är också viktigt, för att få en korrekt uppskattning av situationen, att modellberäkningar kompletteras med flödesproportionella provtagningar. För de två områdena C6 och N34 var den tidigare informationen god och den fördjupade informationsinhämtningen visade inte på några stora skillnader. Orsaken är troligen det faktum att de både typområdena sedan lång tid tillbaka har studerats av SLU och den tidigare kunskapen om området är god.

Innehållsförteckning

| | |
|---|----|
| Abstract..... | 1 |
| Sammanfattning..... | 2 |
| 1 Introduktion..... | 5 |
| 2 Syfte..... | 5 |
| 3 Vattendirektivet..... | 6 |
| 4 Modellbeskrivning..... | 6 |
| 4.1 PLC-5..... | 6 |
| 4.2 Svagheter i PLC-5..... | 6 |
| 4.3 SWAT..... | 8 |
| 5 Områdesbeskrivning..... | 8 |
| 6 Datainsamling..... | 10 |
| 6.1 Intervjuer av lantbrukare..... | 10 |
| 6.2 Driftinriktning..... | 10 |
| 6.3 Dränering..... | 10 |
| 6.4 Jordarter och deras egenskaper..... | 10 |
| 6.5 Jordbearbetning..... | 11 |
| 6.6 Odlingsdatum..... | 11 |
| 6.7 Växtnäringsgivor..... | 11 |
| 6.8 Enskilda avlopp..... | 11 |
| 6.9 Punktkällor..... | 11 |
| 6.10 Geografiska data..... | 12 |
| 6.11 Grödor..... | 12 |
| 6.12 Mätdata..... | 12 |
| 7 Resultat..... | 12 |
| 7.1 Intervjuresultat..... | 12 |
| 7.2 Hydrologi..... | 13 |
| 7.3 Typområde C6..... | 14 |
| 7.4 Typområde N34..... | 15 |
| 7.5 Fosfor och kväve..... | 16 |
| 7.6 Typområde C6..... | 17 |
| 7.7 Typområde N34..... | 20 |
| 8 Modelljämförelse..... | 20 |
| 8.1 PLC-5 vs SWAT..... | 20 |
| 8.2 Källfördelning..... | 22 |
| 9 Känslighetsanalys..... | 23 |
| 10 Osäkerhetsanalys..... | 25 |
| 11 Slutsatser..... | 26 |
| 12 Referenser..... | 26 |
| Bilaga 1. Intervjuformulär..... | 28 |
| Bilaga 2. Indata jämförelse lantbruk..... | 30 |

1 Introduktion

Kunskapen om Östersjöns tillstånd har ökat under slutet av 1900 talet och rapporterna om de miljöproblem som Östersjön brottas med är många. Ett av de problem som ofta hamnar i fokus är övergödningen och dess orsaker. Flera av länderna kring Östersjön samarbetar kring övergödningens problematik och det finns ett ökande intresse av att lösa Östersjöns problem gemensamt. Det finns flera olika beräkningsmodeller som syftar till att beräkna bidrag av växtnäringsämnen fosfor och kväve från land till Östersjön. För Helsingforskommissionen (HELCOM) sker nationella rapporteringar för att beskriva ländernas bidrag av övergödande ämnen till Östersjön samt hur dessa är källfördelade, denna rapportering kallas Pollution Load Compilation (PLC). De senaste beräkningarna till denna rapportering är PLC-5. Syftet med rapporterna är att ge en uppskattning av de omkringliggande ländernas nationella bidrag till Östersjön. De bakomliggande ekvationerna och parametrarna är dock inte optimerade för att beräkna växtnäringsläckagen från omkringliggande mark till vattendrag på lokal nivå. För Sveriges del finns det dock inga andra heltäckande undersökningar. Det har medfört att myndigheter såsom Länsstyrelser och vattenmyndigheter i många fall saknar jämförelsedata från andra mer lokalt anpassade beräkningar. Då beräkningarna för PLC inte är optimerade för att redovisa det lokala eller regionala bidraget av näringsämnen, finns det en risk att uppgifterna från PLC-beräkningarna inte överensstämmer med vad mer detaljerade och lokalt anpassade beräkningar skulle kunna påvisa. Vi vill med hjälp av detta projekt undersöka, betydelsen av att lokalt anpassade modeller används för att beräkna växtnäringsläckaget. IVL Svenska Miljöinstitutet AB (IVL) har under en följd av år utvecklat och utvärderat modelleringsverktyg för simulering av transporter och koncentrationer av kväve- och fosfor i avrinningsområden, samt prediktion av åtgärdseffekter. IVL är inte bundet till egenutvecklade verktyg utan arbetar med den modell som bedöms vara optimal för den skala och den problemställning som är aktuell. Det modelleringsverktyg som användes i denna studie, SWAT – Soil and Water Assessment Tool, har av IVL tidigare satts upp för sju avrinningsområden i Sverige och två i Sydamerika. De svenska områdena var Svartån, Sagån, Örsundaån, Hedströmmen, Köpingsån, samt Mälarens närområde. I Sagåns avrinningsområde har en utökad detaljerad studie liknande denna genomförts, där vikten av lokalt insamlad information undersöktes (Wallenberg & Ekstrand 2007).

2 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka vikten av lokalt baserad information och användningen av avrinningsområdesanpassade modeller vid beräkningar av växtnäringsläckage från jordbruksmark. Utvärderingen kommer att ske genom en modellstudie mellan olika parametersättningar för jordbruksdriften för två olika delavrinningsområden. Resultatet från denna modellstudie jämförs sedan med resultat från de nationella PLC-5-beräkningarna. Genom att jämföra med PLC-5 beräkningarna, uppnås ett resultat som visar på skillnaderna mellan de olika modellerna samt skillnaderna mellan lokalt baserad brukarinformation och central information för regionen.

Projektet har genomförts i följande steg:

1. Datainsamling
2. Bearbetning och inmatning av data i SWAT modellen
3. Modellering
4. Jämförelse med tidigare modellering
5. Rapportskrivning

3 Vattendirektivet

Arbetet inom ramen för EU:s vattendirektiv kommer under de följande åren att bli intensivt, och kommunerna kommer enligt regeringspropositionen att få ett betydande ansvar för åtgärdsarbetet. Vattenmyndigheten för Norra Östersjöns distrikt har nyligen genomfört en klassning av vattenförekomsterna i distriktet enligt ekologisk status. Samrådsprocessen med intressentgrupperna är en del som understryks som mycket viktig i direktivet. Eftersom intressenterna kommer att vara med och betala för åtgärderna bör de engageras tidigt i processen. Lokalt anpassade modelleringar kan vara ett steg i den processen.

4 Modellbeskrivning

4.1 PLC-5

Beräkningssystem Vatten för PLC-5-beräkningen är en statisk klimat- och flödesnormaliserad belastningsberäkning av totalt kväve och fosfor men i övrigt beräknat för ett specifikt år. Det diffusa markläckaget för ett område beräknas genom att markarealen för en viss markanvändning (t.ex. skog) (km^2) i området multipliceras med en typhalt (mg/l) för denna markanvändning och med avrinningen i området (l/s km^2). Bruttobelastningen beräknas som summan av det diffusa läckaget och utsläppen från punktkällor (reningsverk och industrier samt enskilda avlopp) i området. Avrinningen beräknas i HBV-modellen och levereras som långtidsmedelvärden (20 år) för säsong (TRK) respektive månad (PLC-5) (Ejhed, H. et al. 2007).

Beräkningssystem Vatten består av en databas, där förädlade indata lagras och ett antal beräkningar, summeringar och aggregeringar utförs. Hantering av ett antal indata sker med hjälp av GIS, men också med separata rutiner. Resultat från de bakomliggande modellerna HBV-NP och ICECREAM används som indata till systemet. Med ICECREAM beräknas en matris av koefficienter med förluster från åkermark bestående av klimatnormaliserade koncentrationer av löst och partikulärt fosfor. Koefficienterna beräknas för 22 s.k. utlakningsregioner som representerar olika klimat och odling (t.ex. gödsling och skörd). Separata koefficienter beräknas för olika klasser av grödor, jordar, fosforhalt i marken, gödslingstyp och lutning. Denna matris, bestående av ca 20,000 koefficienter, samt andra förädlade indata (t.ex. markanvändning, punkutsläpp) importerar till HBV-NP-modellen och därefter beräknas retention för kväve och fosfor per rapporteringsområde, som sedan återgår tillbaka till och används i beräkningssystemet för att ta fram nettobelastningen. Valideringen mot mätdata sker i HBV-NP-modellens uppsättning (Ejhed, H. et al. 2007).

4.2 Svagheter i PLC-5

De nationella belastningsberäkningarna som är framtagna via PLC-5 har vissa begränsningar i sin upplösning och input data på lokal nivå, de stora svagheter beskrivs nedan.

Jordart och PHCL jordbruksmark: Endast SLU:s inventerade punkter av jordart på jordbruksmark har använts i PLC-5. Samma jordart har satts på hela delavrinningsområdet. Detsamma gäller fosforhalten i marken. Simuleringarna har gjorts för att ta fram utlakningskoefficienter för tre PHCL klasser per utlakningsregion. Jordartskartan för åkermark i

Sverige har en relativt låg upplösning och kan därmed ge osäkerheter vid användning i enskilda avrinningsområden (Ejhed, H. et al. 2007).

ICECREAMDB ytavrinning och skyddszoner: en reduktionsfaktor för förluster via ytavrinning har introducerats i ICECREAMDB simuleringen eftersom fältkanten inte ansluter direkt till vattendrag. En faktor på 0.55 har antagits, dvs. 45% av andelen fosfor som transporteras med ytavrinning når vattendraget. För att ta hänsyn till skyddszoner som är anlagda för att minska förlusterna av fosfor via ytavrinning har reduktionsfaktorn ökat i relation till andelen skyddszoner per utlakningsregion. Detta är grova förenklingar nödvändiga för nationella beräkningar (Ejhed, H. et al. 2007).

Skötselrutiner: De regionala antaganden om skötselrutiner som använts i PLC-5 stämmer i inte alltid. Lantbrukarna kan ha gått över från plöjning till kultivering, från höstbearbetning till vårbearbetning, datumen för t.ex. spridning av gödsel kan vara annorlunda.

Gödsel: Två gödslingsregimer beräknas för kväve: en med enbart handelsgödsel och en med stallgödsel kompletterad med handelsgödsel. Gödslingsregimerna viktas samman enligt den relativa förekomsten i varje region till en koefficient för varje gröda och jordart.

Införda jordbruksåtgärder: Många lantbrukare har infört åtgärder som PLC-5 i bästa fall tar hänsyn till med regional statistik. Det är viktigt att inhämta lokal information om vilka åtgärder som genomförts, t.ex. efter rådgivning av Greppa Näringen, men också i övrigt vad gäller åtgärder på fälten, vid vattendrag som skyddszoner, och i vattendragen (mindre dammar, våtmarker).

Hydrologi: För PLC-5:s avrinningsberäkningar har HBV-data använts, vilka är okalibrerade i de flesta PLC-5-områden, d.v.s. inga mätdata för kalibrering har funnits tillgängliga. Normalt beräknas belastningen som månadsvärden då månadsmedelvärden räknas fram från enstaka mätvärden, ofta bara ett eller två per månad. Sådan grov ”generalisering” i mätdata gör att koncentrationer och närsaltsflöden under snösmältning och höga flöden ofta blir dåligt kalibrerade.

Enskilda avlopp: Data om enskilda avlopp är relativt goda i PLC-5, eftersom omfattande nationella enkätstudier genomförts med kommunala tjänstemän ansvariga för enskilda avlopp. En kompletterande genomgång med kommunen för det aktuella området kan ändå ge ytterligare information som kompletterar bilden.

Punktkällor: Kompletterande datainsamling är kanske ännu viktigare för större och mindre punktkällor. Av erfarenhet vet vi att även för stora punktkällor kan de data som finns i EMIR, vilka använts för PLC-5, ibland vara ofullständiga. Siffror som lagts in där av t.ex. VA-ansvariga för reningsverk kan gälla för optimala förhållanden, eller för tillfälliga driftsstörningar. Orapporterade återkommande bräddningar kan också ställa till det., vilket oftast framgår vid direktintervjuer. Tidvis saknas också uppdaterade siffror i EMIR.

Skog, myr och öppen mark: PLC-5 har samma fosfor-typhalt för samtliga områden i södra Sverige och ingen månadsfaktor. För kväve finns en typhalt för sydvästra Sverige och en annan för sydöstra Sverige. Öppen mark har en annan typhalt i Skåne För kväve används månadsfaktorer. Hygge har en fosfor-typhalt för Södra Sverige, ingen månadsvariation.

4.3 SWAT

Den modell som har använts i projektet är en amerikansk modell utvecklad främst för forskare. IVL har tidigare använt modellen, SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Neitsch et al., 2000), inom EU-projektet TWINBAS, där fokus dels låg på att ta fram källfördelningsresultat för Norrströms avrinningsområde, dels på att förbättra modellering och dataunderlag för implementeringen av Vattendirektivet. SWAT har använts inom många områden världen över och i Europa har den bland annat prövats inom EU-projektet EUROHARP. Modellen tar ett helhetsbegrepp kring vattendynamik och växtnäring. Modellbeskrivningen av åtgärder inom jordbruket ligger på en hög nivå och den täcker väl de processer och utbyten som sker mellan marken, växten och vattnets kretslopp.

SWAT är en komplex konceptuell modell med spatiell distribuering som är kontinuerlig och kan hantera långa tidsserier. Modellen arbetar med dagliga tidssteg och är designad för att modellera effekten för vattendrag, sedimentering och skördemängder samt växtnäring förluster vid olika skötselscenarier. SWAT är fysikaliskt baserad och kan inkludera väldigt många olika markfysikaliska och kemiska processer. Huvudkomponenter som behandlas i modellen är: klimatfaktorer, hydrologi, jordegenskaper, biomassa tillväxt, växtnäring, bekämpningsmedel och markskötsel. SWAT kan appliceras på avrinningsområden som är upp till flera tusen kvadratkilometer stora. Avrinningsområdet är uppdelat i delavrinningsområden, vilka i sin tur är uppdelade i HRU:er (Hydrological Response Unit). En HRU består av en unik kombination av markanvändning, jordart och lutning. Inom ett delavrinningsområde är dock inte en HRU geografiskt representerad utan den representerar all procentuell mark inom delavrinningsområdet med den specifika kombination och beräknas virtuellt utan den rumsliga representationen. Resultat för flöde, kväve och fosfor, (med möjlighet att även modellera växtbekämpningsmedel) presenteras för HRU, delavrinningsområde och huvudavrinningsområde.

Vattenbalansen inom varje HRU är representerad av fyra olika volymer: Snö, jordprofilen (0-2 m), grund akvifär (2-20 m) och djup akvifär (>20 m). Flödes-, sediment-, växtnäring och bekämpningsmedelsberäkningar summeras för varje HRU och transporteras sedan via vattendrag, sjöar och våtmarker till avrinningsområdets utlopp. Hydrologin i modellen baseras på vattenbalansen och behandlar ytvattenavrinning, nederbörd, evapotranspiration, infiltration och lateralt flöde.

Den senaste versionen SWAT2005 är byggd kring ArcGIS 9.2 och därför döpt till ArcSWAT. ArcSWAT bygger på en mycket detaljerad beskrivning av skötselstrategier i lantbruket och flödet av växtnäringssämnen genom marken och i vattendrag. Den vetenskapliga bakgrunden är stark i alla delar av beräkningarna, med över 300 referenser som vidareutvecklar eller utvärderar olika delar av SWAT:s beräkningssteg. ArcSWAT hanterar lokala data om jordar och skötselstrategier med hög geografisk upplösning och ger en detaljerad modellering av jordbruksläckaget. I den här rapporten redovisas resultaten med dygnsupplösning.

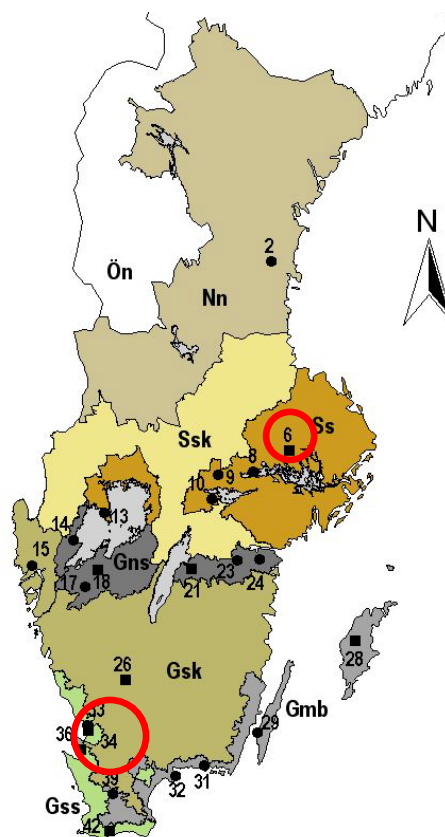
5 Områdesbeskrivning

De studieområden som valdes ut var två jordbruksdominerade avrinningsområden, så kallade typområden över svensk jordbruksmark som SLU kontinuerligt samlar in miljöövervakning ifrån. Därigenom säkerställdes god kunskap om områdena samt långa mätserier över vattenkvaliteten för kalibrering och validering av modellresultaten. Typområden är områden där lantbrukarna har ett nära samarbete med SLU. Det är av vikt att det kontinuerliga informationsutbytet inte störs och

därför redovisas inte den exakta lägesbeskrivningen för de två områdena. De två områdena kallas för C6 och N34 i den nationella beskrivningen och är lokaliserade i Uppsala och Hallands län.

C6 är lokaliserad i Örsundaåns avrinningsområde i Uppsala län och domineras av jordar med styv och mellan ler. C6 består av 3290 hektar. Område C6 är markerat med en röd ring runt siffran 6 i Figur 1 nedan.

N34 tillhör Lagans avrinningsområde i Hallands län och består till större delen av lättare jordar med mindre inslag av ler. Typområde N34 är cirka 1460 hektar stort. Område N34 är markerat med en röd ring runt siffran 34 i Figur 1 nedan.



Figur 1. Typområden i Sverige 2007/2008 samt produktionsområden enligt SCB:s indelning

6 Datainsamling

6.1 Intervjuer av lantbrukare

Vid modelleringsstudier är det av stor vikt att de indata som används till modellerna är representativa för det modellerade området. Under sommaren 2008 intervjuades lantbrukare i respektive område av personal från Hushållningssällskapet i Uppsala respektive Hallands län, med syfte att uppnå lokal kännedom om användningen av åkermark. Lantbrukarna valdes ut av Hushållningssällskapet vilka har en god kännedom om området och därmed kunde identifiera lantbrukare med varierande brukningsformer och areal. För typområde C6 motsvarade den intervjuade arealen ca 2850 ha jordbruksmark. För Typområde N34 motsvarade den intervjuade arealen ca 2400 hektar vilket innebär att både lantbrukare inom och utanför området intervjuades. I bägge fallen motsvarar den intervjuade arealen en majoritet av den odlade arealen i avrinningsområdena. Informationen användes till att kvalitetssäkra och komplettera befintliga uppgifter om områdena, data användes även till indata parametrar till SWAT-modellen. Utöver de lokala data som samlades in med hjälp av Hushållningssällskapet och de lokala lantbrukarna användes även nationell data från Lantmäteriet, SGU, SLU, SMHI, SMED och jordbruksverket

De frågor som ställdes under intervjuerna återfinns i bilaga 1.

6.2 Driftinriktning

Jordbruket bör inte betraktas som en homogen näring när det rör förluster av växtnäring. Växtnäringsförluster från jordbruksmark är beroende av en mängd olika variabler, till exempel markkemi, jordart, gröda, skötsel, växtföljd, gödslingsgivor och många fler. Det är svårt att rangordna vilka variabler som är viktigast då det är kombinationen av dem som avgör hur stora de eventuella förlusterna blir. En viktig variabel som lantbrukarna kan påverka är gödselgivorna och det kan förekomma stora skillnader mellan ett lantbruk med spannmålsproduktion och ett med djurproduktion. Inom de olika driftinriktningarna har skillnaderna dock varit relativt små.

6.3 Dränering

Undersökningar har visat att täckdikningar kan leda bort stora mängder av fosfor under vissa förutsättningar. Information om dränering finns inte lagrad på centralnivå utan den kunskapen finns endast hos den enskilda markägaren. Det har därför varit viktigt att fastställa utbredningen av dräneringar samt hur gamla dessa är och hur väl de fungerat. Med hjälp av den nya informationen har modellens inställningar kunnat valideras.

6.4 Jordarter och deras egenskaper

På uppdrag av Naturvårdsverket gjordes 1997 en undersökning av de svenska jordbruksjordarnas status (Eriksson et al., 1997). Mellan de olika insamlingspunkterna gjordes en interpolering för fosfor- och kvävevärdena. Ett medelvärde beräknades sedan per delavrinningsområde och markanvändning, värdena användes senare som ett invärde för åkerjordarnas översta lager. Dessa data kompletterades senare med information från lantbrukarnas markkarteringskartor. Många

lantbrukare har detaljerad information om markens kemi från markkarteringar och med hjälp av dessa kunde en bättre bild av markens växtnäringsinnehåll fås. Markkarteringens främsta värde för det här projektet var i första hand en bra uppskattning av markens fosforinnehåll. Den nya informationen visade att tidigare modellinställningar för fosforhalten var för låga. Då det inte fanns några mätvärden för skog antogs de lägsta värdena från Erikssons studie vara gällande för skogsmarken. Markägarnas kunskap om hur deras jordar skall kategoriseras med tanke på lerhalt och markens vattengenomsläpplighet var till stor nytta för modellinställningarna.

6.5 Jordbearbetning

Jordbearbetning påverkar bland annat markens yta och uppluckring och därmed ytavrinningen samt perkolationen. Via intervjuerna framkom att den aktuella bearbetningen skiljde sig från PLC5 inställningarna, en skillnad är till exempel det omfattande användandet av kultivator istället för plog. Andelen direktsådd efter kultivering var också betydligt högre än i tidigare studier (Wallenberg & Ekstrand 2007).

6.6 Odlingsdatum

Vid all form av lantbruk är planeringen i förhållande till väderleken central. För att modelleringen ska efterlikna verkligheten på ett bra sätt måste de odlingsdatum som anges i modellen korrelera till verkligheten. I en modell kan dock inte samma anpassning ske som i verkligheten på grund av den sämre geografiska representationen av nederbörd. Ett och samma nederbördsvärde sätts för ett större område. De odlingsdatum som sätts ska dock på ett bra sätt stämma med verkligheten och jämfört med den information som användes i PLC5 flyttades datumen fram lite, d.v.s. flera åtgärder vidtas nu tidigare på året.

6.7 Växtnäringsgivor

För att ge rätt förutsättningar för modellen att generera skörd och även kunna kalibrera in den mot uppmätta koncentrationer av fosfor och kväve i vattendragen är det viktigt att gödslinggivorna är korrekta. Intervjuresultaten ledde till att gödselgivorna modifierades för att bättre kunna representera de lantbrukare som har en driftinriktning mot djurproduktion.

6.8 Enskilda avlopp

Bruttobelastningen från enskilda avlopp hämtades från SMED och retentionen beräknades med SWAT. I de två områdena C6 och N34 var andelen enskilda avlopp liten och utgjorde en marginell del av den totala fosfor- och kvävebelastningen.

6.9 Punktkällor

I varken C6 eller N34 förekom någon punktkälla.

6.10 Geografiska data

SMHI har skapat en digital karta för alla vattendrag med en skala på 1:250 000. Den innehåller alla vattendrag med en längd längre än 15 km. Upplösningen bedömdes vara tillräcklig för den storlek som delavrinningsområdena har i SWAT modellen. Den digitala höjdmodellen har en upplösning på 50 x 50 meter. Höjdmodellen har en maximal avvikelse på 4 meter i höjddled, medelfelet i höjd är dock 2,5 meter, vilket innebär att man inte kan använda den direkt utan förberedning. Höjdmodellen modifierades genom att vattendragen brändes in, och användes senare för indelning av delavrinningsområden. Indelningen av delavrinningsområden jämfördes och anpassades senare mot de befintliga områdena framtagna av SMHI

6.11 Grödor

Data för att beskriva olika grödor och skötselåtgärder samlades in från olika källor såsom SCB, Jordbruksverket och litteratur inom området (Blombäck, 1998, Alavi 1999, Johnsson och Mårtensson, 2002). Näringsinnehållet i de olika grödorna ändrades från de ursprungliga amerikanska värdena till svenska förhållanden, där SCB och Jordbruksverket var huvudkällorna.

6.12 Mätdata

De mätdata som har använts för att kalibrera modellen kommer ifrån de olika mät- och inventeringsprogram som finns i området. För de olika klimatvariablerna har SMHI stått för datavärdskapet, och de variabler som tas i beaktande av modellen är: nederbörd, temperatur, solinstrålning, vindhastighet och relativ luftfuktighet. I samtliga fall rör det sig om dygnsvärden. Även flödesprovtagningar kommer från SMHI. SLU har under lång tid genomfört miljöövervakning av typområde C6 och N34 och har därvid genomfört vattenkemiska provtagningar i vattendragen. Vattenkvalitetsprov har tagits med varierande intervaller med en variation från en gång per månad till en gång per vecka. Från och med 2004 har vattenkvalitetsprov skett med flödesproportionella provtagningar. Med flödesproportionella provtagningar sker en kontinuerlig mätning av flödet och när en definierad mängd vatten passerat sker en provtagning, alltså oftare vid höga flöden och mer sällan vid låga flöden. Därigenom fångas alla toppar i vattenföringen in och beskrivs med flera prover.

7 Resultat

7.1 Intervjuresultat

Intervjuerna med lantbrukarna gav värdefull information om hur lantbrukarna driver sina lantbruk. Skillnaderna mellan den information som fanns centralt via bland annat SMED och litteraturuppgifter rörde först och främst gödselgivor (se bilaga 2). Generellt kan dock konstateras att för avrinningsområdena C6 och N34 är den centrala informationen representativ för de bägge områdena.

För område C6 är de vanligaste grödorna är vårkorn och höstvetete med mindre inslag av raps och havre. En majoritet av lantbrukarna plöjer eller kultiverar åkrarna på hösten inför vårbruket.

Kombisådd är den vanligaste metoden för sådd. Gödslingsgivorna är generellt låga och anpassade till fosforhalterna (Tabell 1) och består till stor del av handelsgödsel då andelen djurgårdar är liten.

Tabell 1. Gödselgivor inom C6 för de två vanligaste grödorna.

| Typområde C6 | Gödselgiva kväve kg/ha | Gödselgiva fosfor kg/ha | Skörd ton/ha |
|--------------|------------------------|-------------------------|--------------|
| Vårkorn | 90 | 15 | 5,0 |
| Höstvete | 120 | 18 | 6,3 |

I område N34 är de vanligaste grödorna korn och vall med mindre inslag av rågvete. Ungefär hälften av lantbrukarna bearbetar åkrarna på hösten inför vårbruket medan den andra hälften bearbetar åkrarna på våren. Gödselgivorna redovisas i Tabell 2. För Område N34 består gödselgivorna till stor del av en kombination av stallgödsel och handelsgödsel.

Tabell 2. Totalgödselgivor inom N34 för de två vanligaste grödorna.

| Typområde N34 | Gödselgiva kväve kg/ha | Gödselgiva fosfor kg/ha | Skörd ton/ha |
|---------------|------------------------|-------------------------|--------------|
| Vall | 90 | 15 | 3 |
| Korn | 100 | 10 | 8,3 |

En jämförelse mellan intervjubaserad information och information från PLC-5 beräkningarna återfinns i bilaga 2.

7.2 Hydrologi

SWAT-modellen sattes upp med åren 1996-2001 som kalibreringsperiod och åren 2001-2007 som valideringsperiod. För att modellen inte skulle starta från ett nollvärde användes klimatdata från 1994-1996 som uppvärmningsperiod. Perioden som togs i beaktande var det agrohydrologiska året från 1 juli till 30 juni. Modellresultat brukar granskas med hjälp av olika statistiska metoder. I det här projektet användes R^2 , R_{eff} och D_v . R_{eff} är Nash & Sutcliffe's värde för modelleffektivitet (Ekvation 1), Q_{obs} är observerat flöde (m^3sec^{-1}), och Q_{sim} är simulerat vattenflöde (m^3sec^{-1}). R_{eff} är ett vedertaget mått för att visa hur bra ett simulerat värde klarar av att följa den uppmätta dynamiken i en mätserie, där värdet 1 är lika med en hundra procentig överensstämmelse. Värdet kan sjunka under 0 och visa på minusvärden. Dygnsmodelleringar med R_{eff} värden på över 0,5 anses vara acceptabla resultat (Santhi, C. et al., 2005.). D_v är ett mått på hur väl den simulerade vattenmängden stämmer med de uppmätta värdena, se Ekvation 2.

$$R_{eff} = 1 - \frac{\sum (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2}$$

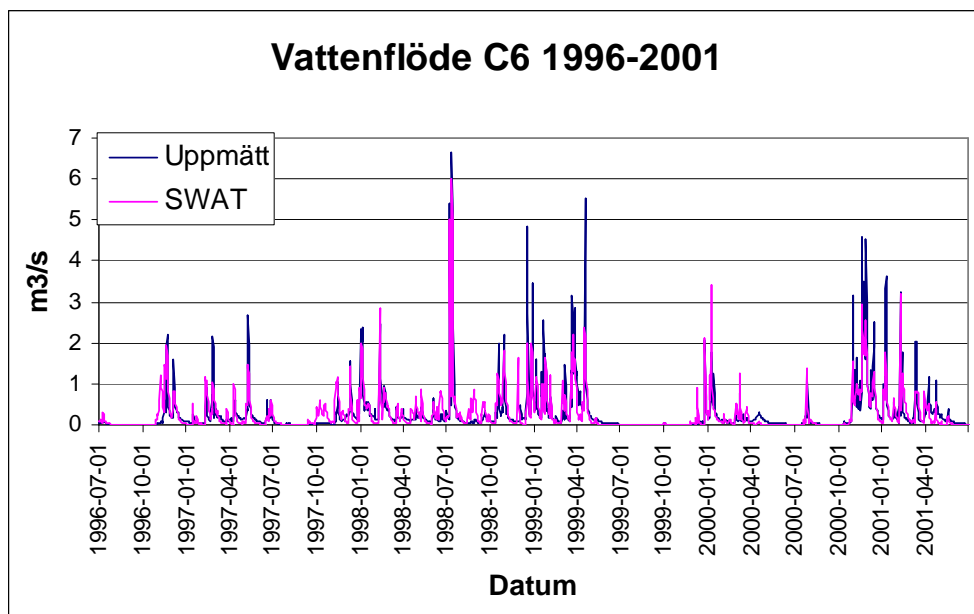
Ekvation 1. Nash & Sutcliffe's ekvation (Xu, 2002).

$$D_v = \frac{\sum (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum Q_{obs}}$$

Ekvation 2. Ekvation för uppskattning av avvikelse av vattenmängd

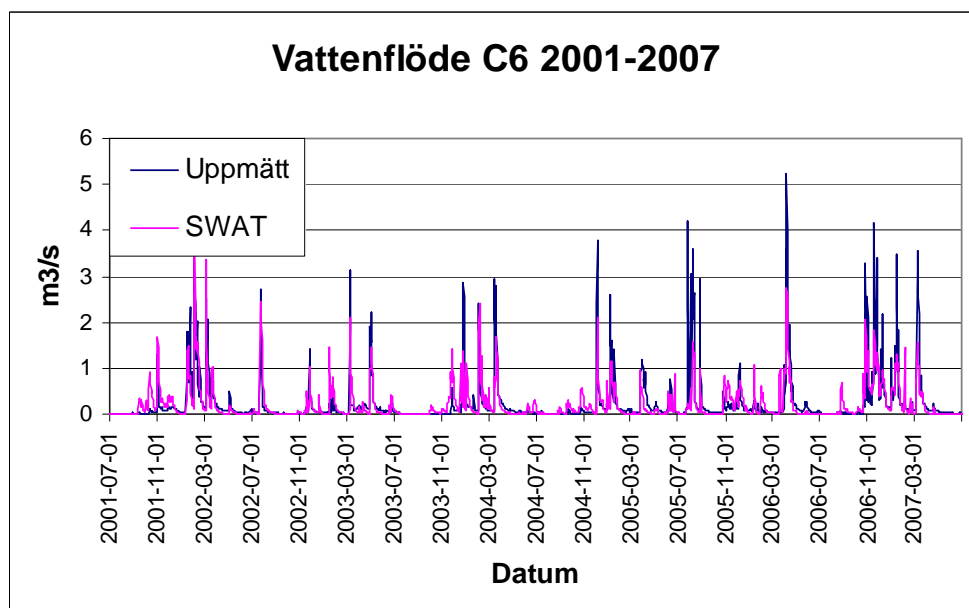
7.3 Typområde C6

Under kalibreringsperioden uppvisar modellresultaten en god hydrologisk dynamik och de stora flödestopparna fångas upp av modellen. Figur 2 visar kalibreringsperioden 1996-2001, som uppvärmning användes perioden 1994-1996.



Figur 2. Hydrologiskt flöde för typområde C6 under kalibreringsperioden.

Även modelleringen av valideringsperioden uppvisar en god hydrologisk överensstämmelse (Figur 3). Det är endast vid ett fåtal tillfällen som det är en markant skillnad mellan uppmätt och simulerad vattenföring. Valideringsperioden bestämdes till 2001-2007 med två års modelluppvärmning.



Figur 3 Hydrologiskt flöde för typområde C6 under valideringsperioden.

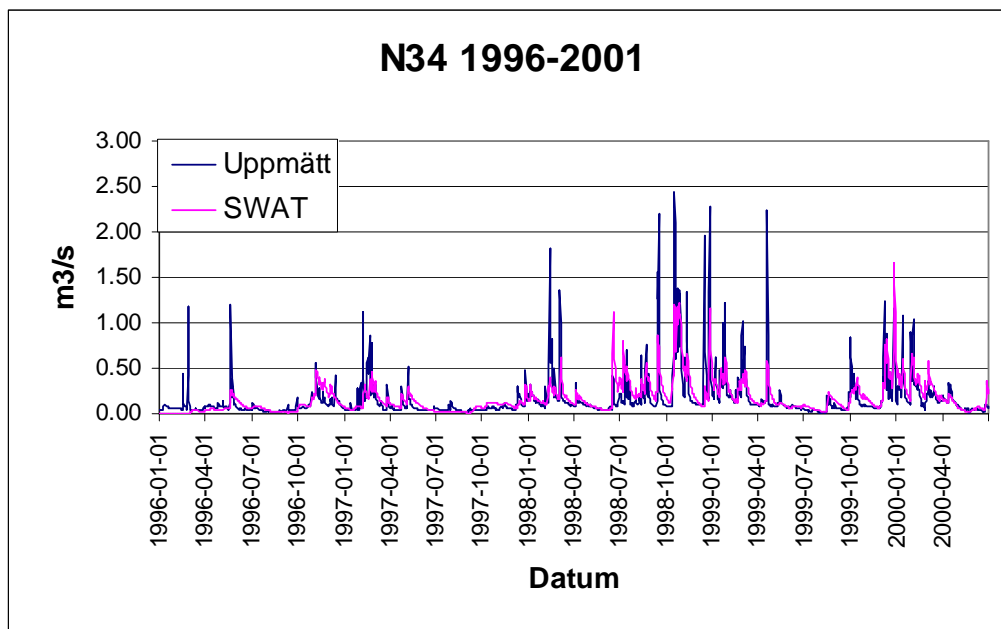
I Figur 2 och Figur 3 ovan går det att utläsa att modellen på ett tillfredställande sätt simulerar vattendynamiken i vattendragen. Under både kalibrerings- och valideringsperioden är överensstämmelsen god men det finns vissa brister under snösmältningsperioden och vid höga uppmätta flöden. Förklaringen till det kan bestå av flera olika faktorer, till exempel den rumsliga beskrivningen av nederbörd och temperatur. Små områden som typområdena kan missgynnas av att inte ha en lokal nederbördsstation eftersom nederbörd kan variera kraftigt lokalt. En annan orsak kan vara bristfällig information om jordarnas egenskaper och deras hydrauliska konduktivitet. Slutsatsen av de hydrologiska resultaten är dock att med hjälp av en god vattendynamik och vattenbalans har modellen relativt goda förutsättningar att modellera växtnäring förluster. Under valideringsperioden är överensstämmelsen sämre men fortfarande god, vilket är normalt se Tabell 3.

Tabell 3. Statistiska variabler för Kalibrerings och valideringsperioden för typområde C6

| | Kalibrering | | | Validering | | |
|----|----------------|------------------|----------------|----------------|------------------|----------------|
| | R ² | R _{eff} | D _v | R ² | R _{eff} | D _v |
| C6 | 0,67 | 0,67 | 0,03 | 0,58 | 0,57 | 0,09 |

7.4 Typområde N34

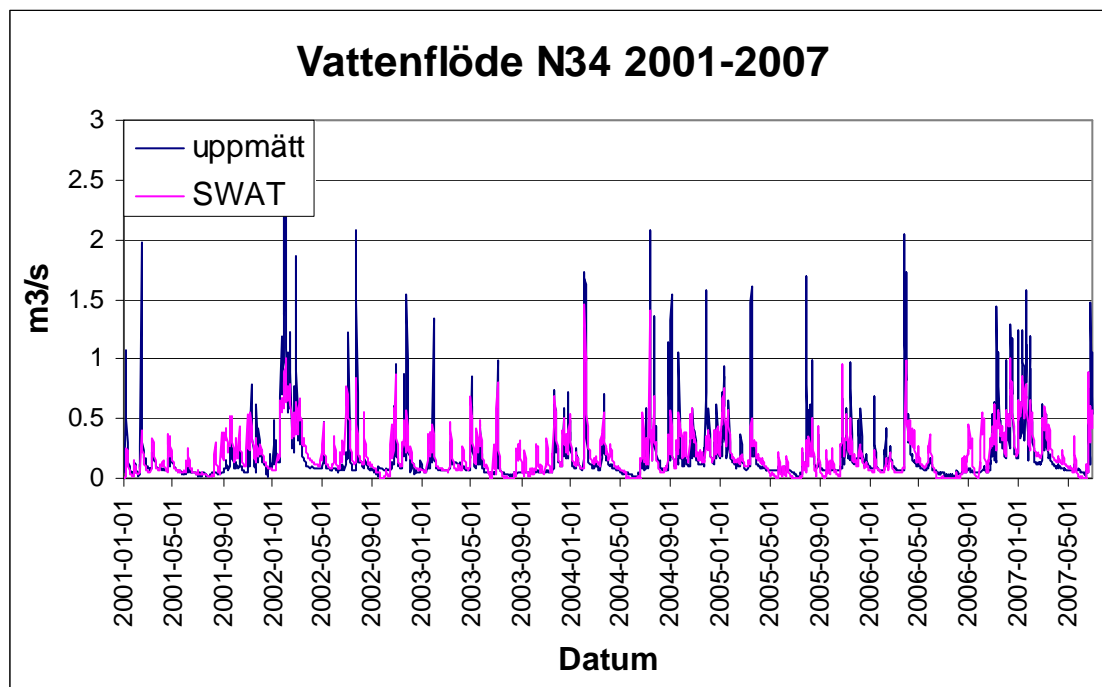
Typområde N34 har en annan fördelning av jordarter och består till större delen av lättare jordar med inslag av ler, vilket påverkar vattnets rörelser genom markprofilen. Figur 4 visar vattenflödet för kalibreringsperioden för typområde N34. Under kalibreringsperioden uppvisar modellresultaten en god hydrologisk dynamik även om de stora flödestopparna endast till en del fångas upp av modellen. Figur 4 visar kalibreringsperioden 1996-2001, som uppvärmning användes perioden 1994-1996.



Figur 4. Hydrologiskt flöde för typområde N34 under kalibreringsperioden

Valideringsperioden bestämdes till 2001-2007 med två års modelluppvärmning. Modelleringen av valideringsperioden uppvisar en relativt god hydrologisk överensstämmelse (Figur 5). Modellresultaten visar dock på alltför snabba och kraftiga flöden vid mindre nederbördsperioder,

vilket kan bero på jordartsdata. Tabell 4 visar på de statistiska variablerna för område N34 för kalibrering och valideringsperioden.



Figur 5. Hydrologiskt flöde för typområde N34 under valideringsperioden

Tabell 4. Statistiska variabler för kalibrerings och valideringsperioden för typområde N34 för vattenflödet

| | Kalibrering | | | Validering | | |
|-----|----------------|------------------|----------------|----------------|------------------|----------------|
| | R ² | R _{eff} | D _v | R ² | R _{eff} | D _v |
| N34 | 0.49 | 0.51 | 0.00 | 0.20 | 0.47 | -0.01 |

De hydrologiska modellresultaten för typområde N34 uppvisar inte lika god överensstämmelse som typområde C6 vilket troligen beror på otillräcklig kunskap om jordarternas genomsläpplighet och lagringskapacitet för de aktuella jordarna. Den övergripande flödesdynamiken är dock acceptabel.

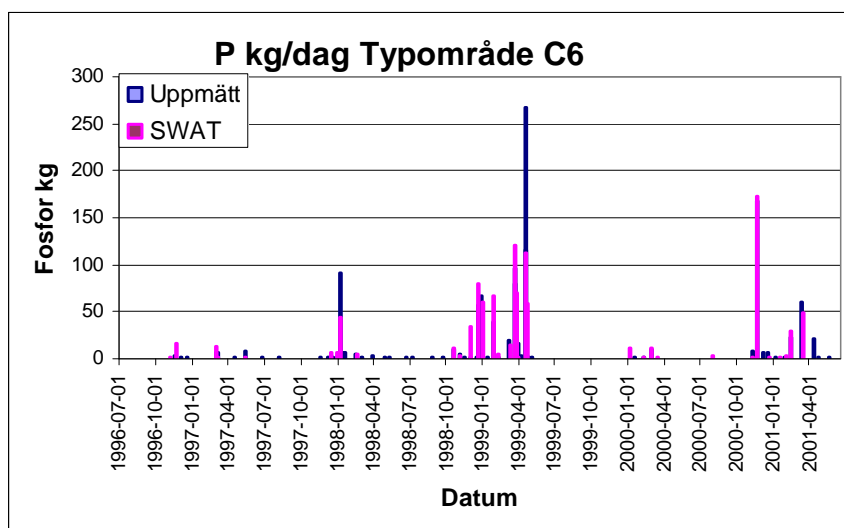
7.5 Fosfor och kväve

Modellering av växtnäringsämnen är en mer komplex process att kalibrera än vattenflödesmodelleringar, dels på grund av större osäkerheter i indata och ofta på grund av ett färre antal provtagningsstillfällen. Med ett fåtal provtagningsstillfällen ökar kalibreringssvårigheterna och det finns en risk att modellen felkalibreras. Ammonium i marksystemet omvandlas till nitrat och kvävet får därmed en stor rörlighet i markprofilen. För kväve kan därför även enstaka provtagningar per månad ge goda möjligheter till en korrekt modellkalibrering, då kväveläckaget till stor del följer vattenflödet. Fosfor är inte lika lösligt och en stor del av fosforläckaget kan bestå av partikulärt fosfor. Förluster av partikulärfosfor sker vid ett fåtal tillfällen när nederbörden eller snösmältningen överskrider markens infiltrerande kapacitet och ytavrinning uppstår. Även inre erosion i lerjordars makroporer kan uppstå vid kraftiga flöden. För modellering av fosfor som uppvisar en stor periodisk variation är det viktigt att uppmätta data ger en god täckning av hela

tidsperioden. För den här modelleringen spelade därför de flödesproportionella provtagningarna genomförda av SLU en viktig roll i valideringsarbetet. Provtagningarna med flödesproportionella provtagningar har dock inte pågått längre tillbaka än 2004 och kalibreringen av modellen genomfördes med hjälp av manuella provtagningar. Dessa hade inte genomförts med en konsekvent tidsperiod mellan provtagningarna och det fanns en risk för att perioder med höga flöden och höga läckagen kunde ha missats.

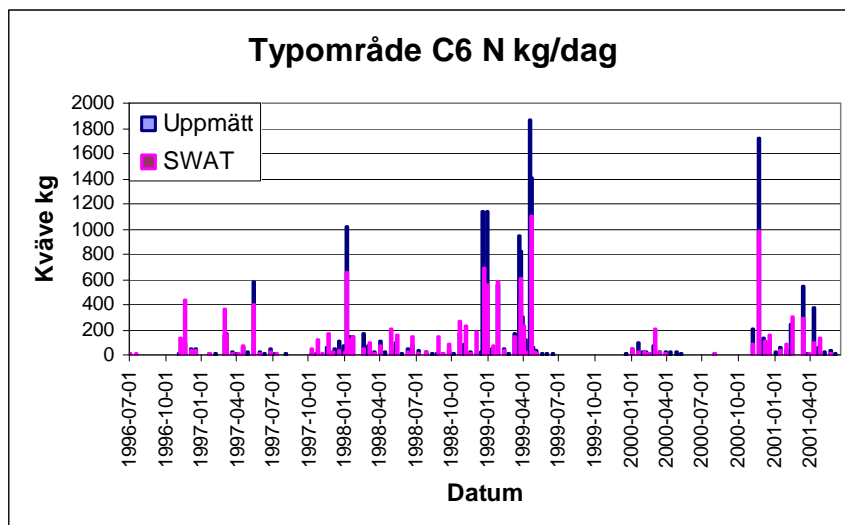
7.6 Typområde C6

Figur 6 visar simulerade fosforförluster för typområde C6 jämfört med uppmätta värden för de datum där provtagningar fanns tillgängliga under kalibreringsperioden. Modellen missar de högsta fosfortopparna, men dynamiken i stort stämmer dock förhållandevis väl. Resultaten stämmer väl överens med de hydrologiska resultaten och missarna kan bland annat bero på lokala variationer i nederbörd.



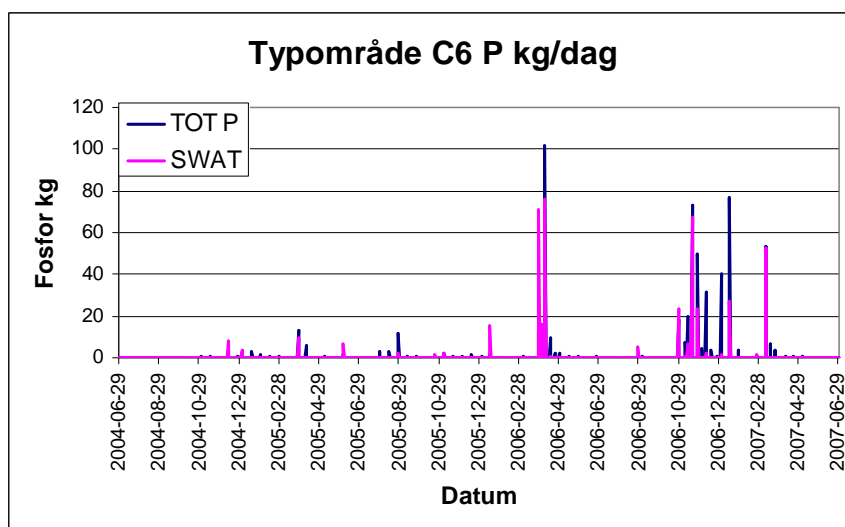
Figur 6. Dygnsjämförelse mellan uppmätta och modellerade fosforvärden för mätstationen vid typområde C6 för kalibreringsperioden 1996-2001.

För kväve är resultaten likartade. Modellen underskattar kväve vid höga uppmätta kväveförluster men uppvisar en god följsamhet och dynamik. Figur 7 visar dygnsjämförelsen för kväveförluster för typområde C6.

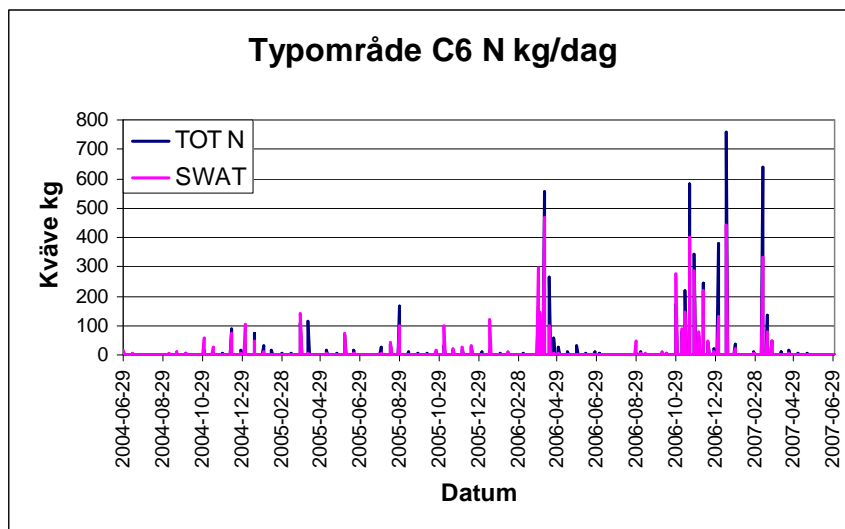


Figur 7. Dygnsjämförelse mellan uppmätta och modellerade kvävevärden för mätstationen vid typområde C6 för kalibreringsperioden 1996-2001.

För valideringsperioden valdes åren 2004-2007 eftersom SLU under den perioden genomförde flödesproportionella provtagningar, vilket ger en tillförlitligare beskrivning av näringsförlusterna till vattendraget än manuella provtagningar. Figur 8 och Figur 9 visar de modellerade resultaten för fosfor och kväve. Figurerna visar endast de datum då det finns mätdata, för övriga datum går det inte att utvärdera modellresultaten.



Figur 8. Dygnsjämförelse mellan uppmätta och modellerade fosforvärden för mätstationen vid typområde C6 för valideringsperioden 2004-2007 med flödesproportionella mätvärden.



Figur 9. Dygnsjämförelse mellan uppmätta och modellerade kvävevärden för mätstationen vid typområde C6 för valideringsperioden 2004-2007 med flödesproportionella mätvärden.

De statistiska värdena för valideringsperioden (Tabell 5) visar på en god överensstämmelse för fosfor och kväve. Den goda överensstämmelsen gentemot flödesproportionella provtagningar visar att kalibrering lyckats och att modellen på ett bra sätt kan simulera såväl flödes- som växtnäringprocesser i området.

Tabell 5 Statistiska variabler för fosfor och kväve under kalibrering och valideringsperioden för typområde C6.

| | Fosfor | | Kväve | |
|-------------|----------------|------------------|----------------|------------------|
| | R ² | R _{eff} | R ² | R _{eff} |
| Kalibrering | 0.77 | 0.76 | 0.89 | 0.77 |
| Validering | 0.66 | 0.61 | 0.86 | 0.77 |

För kväve uppvisar modellen genomgående en god överensstämmelse medan resultatet för fosfor är något lägre men fortfarande tillfredsställande, speciellt med tanke på den höga upplösningen på dygnsnivå. Skillnaden i överensstämmelse mellan kväve och fosfor kan förklaras med skillnaden mellan det mer lätttrörliga ämnet kväve och det orörligare ämnet fosfor. För fosforsimuleringar är hydrologin avgörande och ju mindre avrinningsområde desto viktigare är det med representativ nederbördsdata. Förklaringen till det något lägre resultatet för fosfor under valideringsperioden tycks också ha sin förklaring i hur modellen klarar av att simulera hydrologin under årsskiftet 2006-2007. Under den perioden är det modellerade vattenflödet något under det uppmätta vattenflödet vilket återspeglas i modelleringen av fosfor och kväve.

7.7 Typområde N34

För typområde N34 misslyckades modellen med att uppvisa en god överensstämmelse med de uppmätta växtnäringsläckagen. De modellerade resultaten uppvisade inte den dynamik som förväntats och de nivåer som modellerades motsvarade inte heller de uppmätta nivåerna av kväve och fosfor. Detta gällde för både kalibrerings- och valideringsperioden. En förklaring till den misslyckade modelleringen av växtnäringsförluster kan ligga i de indataparametrar som lagts in i modellen för de jordarter som finns i området. Typområde N34 har en annan sammansättning av jordarter än typområde C6 som till stor del består av lerjordar medan typområde N34 domineras av lättare jordar med mindre inslag av ler. Modellen lyckades inte med att på ett korrekt sätt simulera de förluster av fosfor som kan ske vid kraftiga flöden och lyckades inte heller med att simulera de kväveförluster som sker. SWAT-modellen underskattade kväveförlusterna och överskattade fosforförlusterna vilket antyder att de lättare jordarterna i typområde N34 inte slog igenom i modelluppsättningen. Modellens misslyckande visar på det stora behovet av representativa indata vid modelleringar av hydrologi och växtnäringsämnen. Utan representativa data kan en processbaserad modell som SWAT inte på ett korrekt sätt simulera de förluster som sker. Jordarter har en stor spatiell variation och skillnaden i en jordarts hydrauliska egenskaper mellan två olika åkerfält med samma jordart kan vara betydande, vilket försvårar parameterinställningen av jordartsdata.

8 Modelljämförelse

8.1 PLC-5 vs SWAT

Som tidigare konstaterats är de beräkningar som utförts inom ramen för PLC-5 inte optimerade för att på en lokal nivå beskriva växtnäringsläckaget från diffusa källor. Det är viktigt att utreda hur stora skillnaderna kan bli när en processbaserad modellering för avrinningsområden jämförs med en schablonbaserad modellering. Vid jämförelse av olika modellresultat måste hänsyn tas till hur de olika resultaten har beräknats. De senaste beräkningarna för PLC-5 är genomförda för år 2005 (Ejhed, H. et al. 2007). Avrinningen är dock flödesnormaliserad över en 20 års period vilket har beskrivits ovan. För SWAT:s del har beräkningarna skett på årsbasis och jämförelsevärdet motsvaras i SWAT:s fall av ett medelvärde av de simulerade åren. Metoden med en flödesnormaliserad vattenföring kan vara svår att utvärdera mot uppmätta data vilket visar sig i Tabell 6 och Tabell 7, där de flödesnormaliserade resultaten inte riktigt är i nivå för fosfor för ett längre medelvärde eller för ett specifikt år.

Tabell 6. Jämförelse mellan PLC-5 och linjärinterpolerade data för manuella provtagningar. Siffrorna visar belastningen av kväve och fosfor för typområde C6.

| | Manuella provtagningar | | |
|--------------------|------------------------|-----------|-------|
| | PLC-5* | 1996-2006 | 2005 |
| N brutto kg | 22 491 | 23671 | 18175 |
| P brutto kg | 2 013 | 1132 | 1150 |

* Flödesnormaliserade beräkningar för 20 år.

Tabell 7 Procentuell skillnad mellan PLC-5 värden och medelvärden för linjärinterpolerade data för manuella provtagningar för typområde C6.

| Värden i procent | 1996-2006 | 2005 |
|-------------------------------|-----------|------|
| PLC-5* vs Tidsprovtagningar N | -0.05 | 0.24 |
| PLC-5* vs Tidsprovtagningar P | 0.78 | 0.75 |

* Flödesnormaliserade beräkningar för 20 år.

Den linjära interpoleringen av de manuella provtagningarna visade på en stor differens i belastning mellan de olika åren för såväl fosfor som kväve. Tabell 8 visar variationen i belastning mellan de olika åren 1996-2006. Då variationen mellan vissa år var upp till faktor tre är det svårt att avgöra om alla flödestoppar innefattas i de manuella provtagningarna.

Tabell 8. Årlig variation i belastningen för typområde C6 för åren 1996-2006, enligt manuella provtagningar.

| År | Kg N | Kg P |
|------|-------|------|
| 1996 | 10574 | 303 |
| 1997 | 14682 | 357 |
| 1998 | 39554 | 1783 |
| 1999 | 25478 | 1734 |
| 2000 | 29817 | 1859 |
| 2001 | 14107 | 633 |
| 2002 | 32754 | 1622 |
| 2003 | 17718 | 627 |
| 2004 | 18514 | 569 |
| 2005 | 18175 | 1150 |
| 2006 | 26998 | 1813 |

Linjärinterpolering mellan manuella provtagningar kan resultera i felaktiga uppskattningar beroende på hur långa tidsintervallerna mellan provtagningarna är. Ju längre tidsintervallerna är desto större är risken att höga eller låga värden missas och det interpolerade värdet kan då ge en felaktig bild. Flödesproportionella provtagningar ger en bättre bild av situationen och risken att missa en flödestopp och därmed trolig belastningstopp är mycket liten (obefintlig om provtagningen fungerar). Resultat från flödesproportionella provtagningar är därför ett bättre mätvärde än manuella provtagningar. Jämförande studier mellan manuella och flödesproportionella provtagningar genomförda av SLU för område C6 visade att det för det agrohydrologiska året 2006/2007 skiljde 35 % för fosfor och 3 % för kväve mellan de två provtagningsmetoderna. För andra områden har skillnaderna varit ännu större (Kynkääniemi & Kyllmar 2007).

Tabell 9 visar en jämförelse mellan den flödesnormaliserade belastningen för PLC-5 och SWAT-beräkningarna för typområde C6. De procentuella skillnaderna mellan den modellerade belastningen för det agrohydrologiska året 2005 (2004-07-01-2005-06-30) och 2004-2007 (2004-07-01-2007-06-30) för SWAT och PLC-5 gentemot de flödesproportionella provtagningarna visas i Tabell 10. Då PLC-5 resultaten är flödesnormaliserade för 20 år skall dessa inte jämföras rakt av med år 2005 utan med ett längre medelvärde. De flödesproportionella provtagningarna har inte pågått längre tillbaka än till mitten av 2004 och ett längre medelvärde kan inte beräknas. Skillnaden mellan år 2005 och perioden 2004-2007 visar på vikten av att inte fokusera på ett enskilt år. Skillnaderna mellan Tabell 6 och Tabell 9 visar på vikten av flödesproportionella provtagningar.

Tabell 9 Jämförelse mellan PLC-5 och SWAT för fosfor och kväve läckage för typområde C6.

| | PLC-5* | SWAT | |
|--------------------|--------|-------|-----------|
| | | 2005 | 2004-2007 |
| N brutto kg | 22 491 | 15069 | 18639 |
| P brutto kg | 2 013 | 1328 | 1922 |

* Flödesnormaliserade beräkningar för 20 år.

Tabell 10 Procentuell skillnad mellan PLC-5 och SWAT gentemot flödesproportionella provtagningar för fosfor och kväve för typområde C6

| | 2005 | | 2004-2007 | |
|--------------------|--------|-------|-----------|-------|
| | PLC-5* | SWAT | PLC-5 | SWAT |
| N brutto kg | 0.46 | -0.02 | 0.09 | -0.10 |
| P brutto kg | 0.77 | 0.17 | 0.10 | 0.05 |

* Flödesnormaliserade beräkningar för 20 år.

Tabell 10 visar att de modellerade resultaten från SWAT för typområde C6 ger en god överensstämmelse med de uppmätta läckagen av kväve vilket även konstaterats i Tabell 5. För fosforläckaget är de modellerade resultaten från SWAT genomgående något höga, men lägre än vad beräkningarna från PLC-5 som uppvisar stor differens mot de uppmätta värdena. Värdena för PLC-5 visar dock på en relativt god överensstämmelse för perioden 2004-2007. Även med flödesproportionell provtagning kan läckaget uppvisa stor variation. Läckage av näringsämnen är beroende av många olika faktorer och kan variera mellan olika år, Tabell 11 visar på den procentuella skillnaden i kväve- och fosforläckage mellan åren 2005 och 2006. Det krävs därför längre perioder av flödesproportionella provtagningar för att uppskatta den totala näringsbelastningen från området. För att identifiera den relativa skillnaden i belastning mellan avrinningsområden och delavrinningsområden räcker det dock med kortare mätperioder som fångar in de större flödena under ett år.

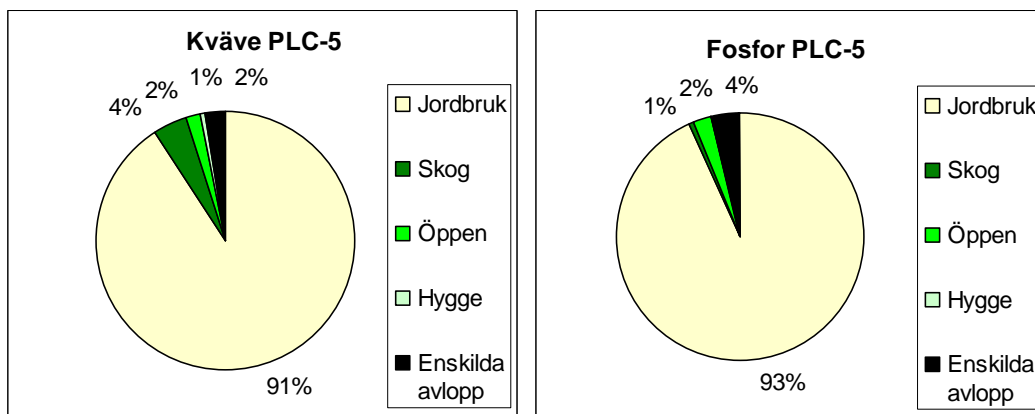
Tabell 11 Procentuell skillnad mellan åren 2005 och 2006 i belastning för typområde C6.

| | Procentuell skillnad mellan 2005 och 2006 |
|--------------------|---|
| N brutto kg | 70 % |
| P brutto kg | 120 % |

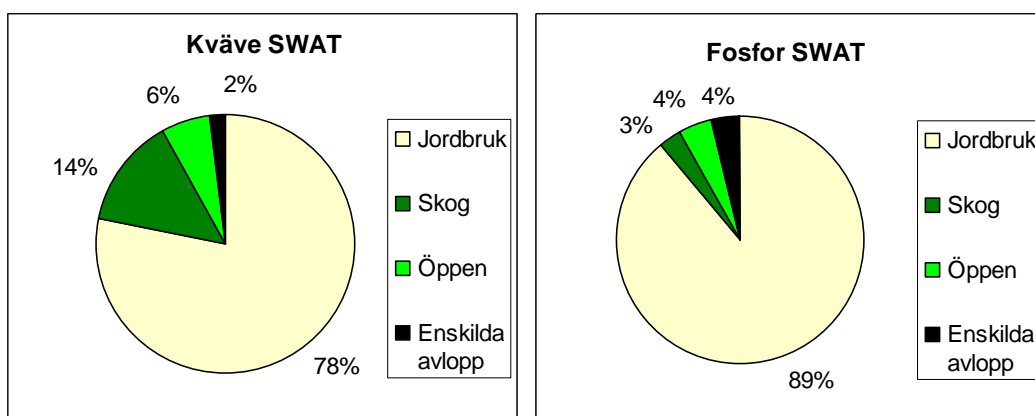
8.2 Källfördelning

För att kunna bedöma vilka åtgärder som är lämpliga inom ett avrinningsområde räcker det inte med att veta växtnäringsbelastningen, det är lika viktigt att känna till hur de olika källorna är fördelade. Man bör därför utvärdera om olika modeller ger olika källfördelningar och hur stora skillnaderna kan vara.

Figur 10 visar källfördelningen av bruttobelastningen för fosfor respektive kväve från PLC-5 beräkningarna för år 2005. Källfördelningen för SWAT-simuleringen (Figur 11) visar på ett snarlikt resultat för fosfor men såväl öppen mark som skog får en större procentuell fördelning för kväve.



Figur 10 Källfördelningen av bruttobelastningen för fosfor respektive kväve från PLC-5 beräkningarna för år 2005 för typområde C6.



Figur 11 Källfördelningen av bruttobelastningen för fosfor respektive kväve från SWAT beräkningarna för valideringsperioden 2001-2007 för typområde C6.

De båda modellberäkningarna visar på att jordbruksmarken är den dominerande källan till såväl fosfor- som kväveläckage vilket beror på att C6 är ett jordbruksdominerat område.

9 Känslighetsanalys

Vid modellering av vattenflöde och växtnärbalans är det viktigt att veta hur modellen reagerar på förändringar av den aktuella parameteruppsättningen. Därför genomfördes en känslighetsanalys av SWAT-modellens parametrar. Känslighetsanalysen omfattar alla de indata parametrar som modellen hanterar och rangordnar dem i fallande ordning, ett högt medelvärde och hög ranking visar på en hög känslighet. Känslighetsanalysen genomfördes med hjälp av LH-OAT metoden vilket är integrerat i ArcSWAT (Van Griensven, 2005). Hög känslighet innebär att små förändringar

i indata ger stora utslag på resultatet. Tabell 12 visar de tio känsligaste modellparametrarna för typområde C6.

Tabell 12 Känslighetsanalys för typområde C6

| Parameter | Rank | Medelvärde |
|-----------|---|------------|
| Sol_Awc | 1 | 2.44 |
| Rchrg_Dp | 2 | 2.07 |
| Gwqmn | 3 | 0.55 |
| Sol_Z | 4 | 0.34 |
| Sol_K | 5 | 0.13 |
| Esco | 6 | 0.13 |
| Gw_Revap | 7 | 0.09 |
| Cn2 | 8 | 0.05 |
| Slope | 9 | 0.04 |
| Timp | 10 | 0.02 |
| | | |
| CN2 | Initialt värde för soil curve number | |
| ESCO | Evaporations factor | |
| GW_REVAP | koefficient för grundvatten revaporation | |
| GWQMN | Gränsvärde för vattennivåer i den grunda akvifären som krävs för att revaporation ska förekomma | |
| RCHRG_DP | Andel vatten som perkolerar till djupa akvifären | |
| SLOPE | Lutning (m/m) | |
| SOL_AWC | Fältkapacitet | |
| SOL_Z | Djup från toppen på jordprofilen till bottenlagret | |
| SOL_K | Hydraulisk konduktivitet | |
| TIMP | Temperaturfaktor reglerande snödjupet | |

Från Tabell 12 går det tydligt att utläsa att modellen är känslig för förändringar av parametrar som berör jordarter och vattnets väg genom markprofilen. Hur vattnet färdas genom markprofilen påverkar även växtnärläckaget i stor utsträckning. För växtnärläckaget är även de markkemiska parametrarna viktiga men växtnärläckage påverkas av fler faktorer än marken kväve- och fosforinnehåll.

En jämförande SWAT-simulering mellan de olika parameterinställningarna för jordbruksdriften för PLC-5 och intervjuresultaten visade att skillnaderna i gödselgivor inte var av avgörande betydelse för resultaten. Tabell 13 visar skillnaderna för SWAT-simuleringen mellan PLC-5 inställningarna och de intervjubaserade inställningarna.

Tabell 13. Skillnader mellan SWAT-simuleringar för PLC-5 inställningar och intervjubaserade inställningar total mängd och i R_{eff} för valideringsperioden.

| SWAT inställningar | Kg kväve valideringsperiod | R_{eff} kväve | Kg fosfor valideringsperiod | R_{eff} fosfor |
|--------------------|----------------------------|-----------------|-----------------------------|------------------|
| PLC-5 | 17873 | 0.75 | 2011 | 0.61 |
| Intervjubaserade | 17272 | 0.77 | 1975 | 0.61 |

10 Osäkerhetsanalys

Det finns många olika modeller som kan simulera hydrologi och växtnäringsförluster från diffusa källor, ofta skiljer sig dessa modeller mer i sin uppbyggnad än i sina resultat. Det är därför viktigt att veta vilka modellosäkerheterna är när resultatet ska granskas. Modellosäkerheter kan delas in i tre olika osäkerheter, konceptuellosäkerhet, indataosäkerhet och parameterosäkerhet. Konceptuell osäkerhet kan till exempel vara:

- modellosäkerheter på grund av förenklingar i den konceptuella modellen.
- modellosäkerheter på grund av processer som sker i avrinningsområdet men som inte tas i beaktande i modellen.
- modellosäkerheter som sker i avrinningsområdet men som inte modellerna har kännedom om.
- modellosäkerheter som sker i avrinningsområdet men som inte modellutvecklarna har kännedom om.

Indataosäkerheter kan vara ett resultat av fel i mätdata som till exempel nederbörd eller till exempel att data som representerar ett begränsat område extraheras till ett större område. Exempel på indataosäkerheter är till exempel jordartsprovtagningar. Parameterosäkerheter exemplifieras bäst genom det faktum att i modeller med stora parameteruppsättningar så kan samma modellresultat eller snarlika modellresultat uppnås genom olika parametersättningar. Det kan ske genom att processer kan kompensera för varandra (Abbaspour, 2009).

Skillnaderna mellan de olika modellernas uppbyggnad vad gäller de konceptuella osäkerheterna och modell förenklingar är redovisade ovan. Vad avser processer som sker i avrinningsområdet men inte tas med i modellen på grund av bristande kännedom är det av naturliga skäl svårt att bedöma dessa. Modellosäkerheter som modellutvecklarna inte har kännedom om är svåra att bedöma men SWAT används av ett stort antal forskare i flera olika länder och består av en öppen källkod, vilket verkar för att osäkerheterna hålls låga.

Angående osäkerheter i indata får data rörande lantbrukarnas skötselmetoder och gödslingsgivor anses vara väl undersökta. Data rörande jordarten och dess fysikaliska parametrar innehåller dock stora osäkerheter och det parametrar som är representativa för jordarten på ett fält behöver inte vara det på ett annat. För de två typområdena användes meteorologisk data från SMHI, trots användandet av flera stationer innebär modellering av mindre områden såsom typområden alltid en osäkerhet. Variationerna i den lokala nederbörden kan vara stora och osäkerheterna i de meteorologiska data ökar desto mindre de modellerade området är och ju längre avståndet är till provtagningsstationerna.

Parameterosäkerheten testades genom Parameter Solutions method (PARASOL) (Van Griensven, 2005). PARASOL medger att samtliga parametrar som påverkar hydrologin och markkemin tas i beaktande i samma analys. Osäkerhetsanalysen innebär att modellresultaten kalibreras mot uppmätta värden för vattenflöde, fosfor och kväve. Modellen körs 20 000 gånger och utdata är ett lägsta värde för Nash & Sutcliffe vilket visar på modell effektiviteten. Med ett lägsta Nash & Sutcliffe värde på 0.42 visar modelluppsättningen på goda resultat och relativt låg osäkerhet.

11 Slutsatser

Projektet har visat att det finns viktiga skillnader att beakta angående växtnäringsbelastningen från de två olika modellberäkningarna SWAT och PLC-5. Skillnaderna är dock beroende på vilka modellår som jämförs. Jämfört med flödesproportionella provtagningar visar beräkningarna från PLC-5 på en något för hög belastning för både fosfor och kväve. Beräkningarna från SWAT-modellen underskattar kväveläckaget något. För fosfor överskattar även SWAT-modellen belastningen men inte i samma utsträckning som PLC-5 beräkningarna. Resultatet visar på hur viktigt det är att använda sig av flödesproportionella provtagningar för att få en korrekt bild av situationen och att använda sig av långa mätserier. Fortsatta flödesproportionella provtagningar kan utgöra ett viktigt underlag för validering av modelleringsresultat. I diskussioner om modellering av växtnäringsläckage är det viktigt att vara medveten om det faktum att även om stora ansträngningar läggs på att samla in lokala data är det omöjligt att samla in alla parametrar i ett område. En modell kan bara ta in data för de parametrar som den har programmerats för och saknas det information i indata ökar osäkerheten i utdata. Jämförelse mellan manuella provtagningar och flödesproportionella provtagningar visar hur viktigt det är att få en korrekt uppskattning av situationen. För de två områdena C6 och N34 var den tidigare informationen från typområdena god och den fördjupade informationsinhämtningen visade inte på några stora skillnader i skötselåtgärder. Orsaken antas vara det faktum att de båda typområdena sedan lång tid tillbaka har studerats av SLU. Det finns fortfarande behov av mer forskning och informationsinhämtning; exempelvis är kunskapen om jordarternas fysikaliska egenskaper osäker och kräver omfattande kalibrering. Tidigare studier har klart visat att insamling av information från lantbrukare i det område som undersöks kan bidra till förbättrade modellresultat och att den lokala informationen kan skilja sig från regionala data (Wallenberg & Ekstrand 2007). För typområde N34 misslyckades modellen med att simulera kväve- och fosforförlusterna. De hydrologiska resultaten var dock relativt goda och modellens misslyckande antas bero på bristande information om jordarternas sammansättning och egenskaper. SWAT överskattade fosforförlusterna och underskattade kväveförlusterna vilket indikerar att modellens indata för jordarnas genomsläpplighet och erosionsbenägenhet inte var representativa för området.

12 Referenser

- Alavi, G. 1999. Climate, leaf area, soil moisture and tree growth in spruce stands in SW Sweden – Field experiments and modelling. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Agraria 175.
- Blombäck, K. 1998. Carbon and Nitrogen in Catch Crop Systems – Modelling of seasonal and long-term dynamics in plant and soil. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Agraria 134.
- Ejhed, H., Brandt, M., Djodjic, F., Olshammar, M., Ryegård, A., Johnson, H., Larsson, M., Nisell, J., Rapp, L., Brännvall, G. Miljöuppföljning Ingen övergödning 1995 och 2005. 2007 SMED rapport nr 7 2007.
- Helcom, 2004, The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation. (Helcom – Helsinki Commission, Governing body for 1992 convention signed by all the countries bordering on the Baltic Sea and by the European Economic Community. 130 pp.
- Johnsson, H. and Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark – beräkning av normalutlakning för 1995 och 1999. Naturvårdsverket Rapport 5248.

- Kynkääniemi, P., Kyllmar, K. 2007. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2006/2007. *Ekohydrologi* 101. Uppsala 2007. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, J.R. Williams and K.W. King. 2001. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, version 2000. Blackland Research Center. Texas Agricultural Experiment Station, Temple. Texas.
- Santhi, C., R. Srinivasan, J.G. Arnold, J.R. Williams. 2005. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environmental Modelling & Software*. 21 (2006): 1141-1157.
- Xu, C. 2002. Textbook of Hydrologi modells (Lärobok i avrinningsmodeller). Department of earth sciences Hydrologi. Uppsala Universitet. Uppsala
- Van Griensven, A., Meixner, T., 2006. Methods to quantify and identify the sources of uncertainty for river basin water quality models. *Water Science and Technology*, 53(1): 51-59.

Bilaga 1. Intervjuformulär

Intervjufrågorna redovisas i wordformat men samlades in i excelformat för att lättare kunna skapa en överblick och underlätta databaneringen.

Kontaktperson: _____

Tel: _____

Adress: _____

Areal, åkermark: _____ Gårdsinriktning: _____

Markvatten

Uppstår stående vatten på åkern vid snösmältning eller kraftigt regn? _____

På vilka jordar uppstår stående vatten? _____

Procentandel av gården som har problem med stående vatten _____

Procentandel av åkerarealen som är dränerad _____

Ålder på huvuddelen av dräneringen _____

Tid från regn till "torr" åker _____

Jordart

Ph _____

P-AI klass _____

P-HCL Klass _____

Amonium kväve (kg/ha) _____

Nitrat kväve (kg/ha) _____

Jordart _____

Lerhalt _____

Mullhalt _____

Ålder Markkartering _____

Växtföljd

Gröda _____ År _____

Gröda _____ År _____

Gröda _____ År _____

Gröda _____ År _____

Gröda _____ År _____

Gröda _____ År _____

Frågor per grödoval

Åtgärd (harvning, kultivering, gödsling, sådd, skörd m.m.) _____
Tidpunkt för respektive åtgärd, vecka _____
Gödsling typ _____
Mängd Stallgödsel ton/ha _____
Uppskattad tid till nedmyllning _____
Uppskattad mängd N i stallgödsel kg/ton _____
Uppskattad mängd P i stallgödsel kg/ton _____
Handelsgödsel N kg/ha _____
Handelsgödsel P kg/ha _____
Handelsgödsel K kg/ha _____
Skördenivå ton/ha _____

Miljöåtgärder

Används vinkelrätt jordbearbetning _____
Procentandel av arealen med skydds zoner _____
Procentandel av arealen med fånggrödor _____
Användande kvävesensor _____
Användande av precisionsodling _____
Förändringar av vikt de senaste åren (t.ex. skydds zoner, våtmark m.m.) _____

Bilaga 2. Indata jämförelse lantbruk

| | Intervjubaserad indata | Indata till PLC-5 beräkningar |
|----------------------------------|---------------------------|----------------------------------|
| Arbetsföljd vårkorn | | |
| Gödsling stallgödsel | v. 10 / v.42 | v.42 |
| Kombisådd | v. 18 | v. 18 |
| Harvning | v. 14-18 | v. 18 |
| Skördemängd | 5-ton | 4-ton |
| Skörd | v. 33-37 | v. 35 |
| Kultivering | v. 40-42 | v. 40 |
| Plöjning | v. 40-42 | v. 40 |
| Harvning | v. 41-42 | v. 40 |
| Kvävegiva stallgödsel vårkorn | 50 kg/ha | 75 kg/ha |
| Kvävegiva handelsgödsel vårkorn | 90 kg/ha | 80 kg/ha |
| Fosforgiva handelsgödsel vårkorn | 15 kg/ha | 11 kg/ha |
| Fosforgiva stallgödsel vårkorn | 18 kg/ha | 24 kg/ha |
| | | |
| Arbetsföljd höstvet | | |
| Kultivering | v. 34-36 | v. 40 |
| Harvning | v. 36-37 | v. 40 |
| Kombisådd | v. 38-39 | v. 37 |
| Gödsling stallgödsel | v. 15-24 | saknas uppgift |
| Skörd | v. 33-34 | v. 36 |
| Skördemängd | 6,3-ton | 5,2-ton |
| Kvävegiva stallgödsel höstvet | 30 kg/ha | 110 kg/ha |
| Kvävegiva handelsgödsel höstvet | 120 kg/ha | 130 kg/ha |
| Fosforgiva handelsgödsel höstvet | 18 kg/ha | 12 kg/ha |
| Fosforgiva stallgödsel höstvet | 15 kg/ha | 21 kg/ha |