



Sveriges
lantbruksuniversitet

Modellering av vattenflöden samt kväve- och fosforkoncentrationer från Krycklans avrinningsområde med HYPE-modellen

Elin Sandqvist

REFERAT

Modellering av vattenflöden samt kväve- och fosforkoncentrationer från Krycklans avrinningsområde med HYPE-modellen

Elin Sandqvist

HYPE-modellen utvecklades som ett hjälpmedel för att uppfylla målet om att alla svenska vattendrag ska ha uppnått åtminstone god ekologisk status år 2015, enligt EU:s ramdirektiv för vatten. I HYPE-modellen delas avrinningsområdet in i markklasser, som definieras utifrån kombinationen av jordart och markanvändning/marktäckeklass. I modellen finns det många parametrar. Vissa av dem är generella för ett större område eller kan hämtas ifrån tidigare forskning, medan andra måste kalibreras för varje avrinningsområde. De parametrar som kalibreras beror i de flesta fall antingen av jordart eller av markanvändning eller marktäckeklass.

Syftet i den här undersökningen var att kalibrera HYPE-modellen för ett mindre avrinningsområde samt undersöka avrinningsvägar och utvärdera den utförda kalibreringen. Det undersökta avrinningsområdet kallas Krycklan och ligger i Vindeln kommun i Västerbottens län. Det är ett avrinningsområde som huvudsakligen består av skog, men även innehåller inslag av jordbruksmark och myrmark. Kalibreringen gjordes i två steg, först för ett mindre delavrinningsområde och sedan för hela avrinningsområdet.

Två avrinningskalibreringar gjordes för det mindre delavrinningsområdet. Kalibrering A utfördes med ansatsen att få en så hög anpassning som möjligt, med utgångspunkt i det statistiska måttet NSE, vilket är kvadratsumman av residualerna dividerat i den totala kvadratsumman. Kalibrering B gjordes i samråd med SMHI om rimlig storlek på parametervärdena, men gav ett sämre värde på NSE. För hela avrinningsområdet utfördes endast en kalibrering. Ett försök till modellering av kväve- och fosforhalter i avrinnande vatten gjordes även.

Resultatet visade att det gick att få en kalibrering av modellen att följa uppmätt flöde väl, även på mikroskala. Skillnaden mellan kalibrering A och kalibrering B var att den första bättre fångade uppmätta flödestoppar, men gav ett för högt basflöde. För både blöta och torra år gick det att få en hög anpassning, men kalibreringen fungerade generellt sätt bättre för blöta år. Det var betydligt svårare för modellen att fånga variationen i kväve- och fosforkoncentrationer, men samband mellan modell och mätvärdena kunde ändå ses.

Nyckelord: HYPE-modellen, modellering, modellutvärdering, kalibrering, avrinning, avrinningsområde, kväve, fosfor, Krycklan.

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7050, SE-750 07 Uppsala, Sverige*

ABSTRACT

Modelling of runoff and concentrations of nitrogen and phosphorus from the Krycklan basin using the HYPE-model

Elin Sandqvist

The HYPE-model was developed as an aid of achieving the goal of all Swedish watercourses should have reached at least well ecological status by the year of 2015, according to the EU Water Framework Directive. In the HYPE model, the catchment is divided into soil classes which are a combination of soil and land use. In the model, there are many parameters. Some of them are general for a larger area or can be obtained from previous research, while others must be calibrated for each catchment. The parameters to be calibrated depend in the most cases either on soil or land uses.

The aim of this study was to calibrate and evaluate the HYPE model for a small catchment. The investigated catchment is called Krycklan and is located in the municipality of Vindeln in the province Västerbotten. The catchment consists mostly of forest, but there are also some agriculture and mire. The calibration was made in two steps, first on a small sub-basin and then to the entire basin.

Two runoff calibrations were made for the smaller sub-basin. Calibration A was performed with the approach to obtain as high fit as possible, on the basis of the statistical measure NSE, which is the quadrate of the residuals divided in the quadrate of the total quadrate sum. Calibration B was made after consultation with SMHI (The Swedish Meteorological and Hydrological Institute) of the adequate size of the parameter values. For the entire basin only one calibration was performed. An attempt at modelling of nitrogen and phosphorus concentration in runoff was also made.

The results showed that it was possible to get the model to follow the measured flow well, even at the micro scale. The difference between calibration A and calibration B was that the first one was better to catch the measured flow peaks, but resulted in too high base flow. For both wet and dry years it was possible to obtain a high fit, but the model generally got better for the wet years. There was much more difficult for the model to capture variation in nitrogen and phosphorus, but the connection between the model and the measurements could still be seen.

Keyword: HYPE model, modelling, model evaluation, calibration, runoff, catchment, basin, nitrogen, phosphorus, Krycklan.

Department of Aquatic Science and Assessment, Swedish University of Agricultural Science

Box 7050, SE-750 07 Uppsala, Sweden

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Det här är ett examensarbete för Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vars omfattning är 30 högskolepoäng. Ämnesgranskare för examensarbetet är Lars Lundin vid institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag vill tacka mina handledare Stephan Köhler vid Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, samt min biträdande handledare Charlotta Pers ifrån SMHI, för all hjälp under examensarbetets gång.

Elin Sandqvist

Uppsala, 2012

Copyright © Elin Sandqvist och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet

UPTEC W 12 030, ISSN 1401-576

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2012.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Modellering av vattenflöden samt kväve- och fosforkoncentrationer från Krycklans avrinningsområde med HYPE-modellen

Elin Sandqvist

För att få ökad kunskap om hur vatten strömmar genom ett landskap kan en modell skapas, vilket är en avbild som beskriver området. Modeller består ofta av en eller ett system av ekvationer som beskriver det objekt som är av intresse. Det finns olika tillvägagångssätt för att bygga en modell, och vilket som väljs beror av tidigare kända fakta om objektet. Inom den hydrologiska vetenskapen finns det redan framtaget ett större antal fysikaliska samband som beskriver hur vatten rör sig inom landskapet, vilket är en given utgångspunkt för att bygga en hydrologisk modell. Om en modell däremot ska skapas av ett objekt som det inte finns någon kunskap om tidigare, är de enda tillgängliga redskapen mätdata och diverse olika statistiska metoder.

I den här rapporten har HYPE-modellen, som är utvecklad av SMHI, undersökts. HYPE-modellen är en hydrologisk modell som är tänkt att fungera som ett hjälpmedel för att uppnå målet om att alla svenska vattendrag ska ha uppnått åtminstone god ekologisk status vid år 2015, enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Modellen kan även användas för att simulera flöden av kväve och fosfor i mark och vattendrag, vilket exempelvis kan vara angeläget om åtgärdsplaner för att förbättra den ekologiska statusen av sjöar och vattendrag ska tas fram.

För att kunna simulera vattenföringen inom ett område måste det avgränsas utifrån redan kända fakta. I HYPE-modellen indelas området först i mindre rumsliga enheter, så kallade markklasser. Markklasserna definieras av höjd, markanvändning eller marktäckeklass och jordart. Jordarten kan till exempel vara morän, sand eller torv och markanvändningen/marktäckeklassen kan exempelvis vara skog eller jordbruk. För varje markklass anges även djup och indelning i lager, vilket är faktorer som kommer att påverka de simulerade vattenflödena. Sjöar betraktas som en egen klass i modellen. När indelningen i markklasser har gjorts bestäms även hur avrinningsområdet ska indelas. Indelningen kan göras i flera mindre delavrinningsområden som kopplas ihop i modellen och markklassernas procentuella fördelning inom området bestäms. En markklass skulle kunna jämföras med en legobit. Om det finns tillgång till 3 olika markklasser finns det 3 sorters legobitar, och om området består av 36 platser där legobitarna ska utplaceras, finns det 46 656 möjliga kombinationer. Varje kombination kommer att skapa ett unikt avrinningsmönster.

I modellen finns det även ett stort antal parametrar som exempelvis beskriver hur lätt avdunstning sker eller med vilken hastighet som regnvatten sipprar ner i markprofilen. En parameter är en konstant i en ekvation, men beroende av vilket scenario som skapades när markklasserna pusslades ihop, kan det lämpligaste parametervärdet variera. Därför måste parametrarna kalibreras och för att kunna utföra en kalibrering krävs det tillgång till mätdata. En kalibrering innebär att de optimala parametervärdena bestäms, så att skillnaden mellan de av modellen beräknade värdena och de uppmätta värdena blir så liten som möjligt i varje mätpunkt, vilket således innebär att modellen justeras för att bli så lik verkligheten som möjligt. Parametrarna i HYPE-modellen är oftast beroende av jordart eller markanvändning/marktäckeklass. En parameter som

beskriver avdunstning påverkas till exempel av landskapets öppenhet eftersom vindar transporterar bort förångat vatten, och därmed av dess markanvändning/marktäcke-klass. En parameter som däremot beskriver regnvattens infiltration i marken är beroende av jordart eftersom infiltrationshastighet bestäms av markens genomsläpplighet, vilket styrs av dess hydrauliska konduktivitet.

I den här undersökningen kalibrerades HYPE-modellen för ett vattendrag som kallas Krycklan och är beläget i närheten av Vindelns i Västerbottens län. Dess avrinningsområde, vilket är det område som uppsamlar den nederbörd som leds ut i vattendraget, är ca 68 km². Markanvändningen i avrinningsområdet består främst av skog, men det finns också mindre delar av jordbruksmark. Den vanligaste jordarten är morän, men det förekommer även inslag av torvjord och sediment i området. Inom Krycklans avrinningsområde avgränsades även ett mindre delavrinningsområde, och modellen kalibrerades både för det mindre och det större avrinningsområdet. Ett försök kalibrera kväve- och fosforhalten i det avrinnande vattnet gjordes även för båda områdena.

Två olika avrinningskalibreringar gjordes för det mindre delavrinningsområdet. Kalibrering A beskrev verkligheten bättre enligt det statistiska måttet NSE, men gav resultatet att vattnet rann ytligare i marken än vad det borde göra i verkligheten. Kalibrering B gav ett sämre värde på NSE, men mer trovärdiga flödesvägar. I avrinningsmönster blir skillnaden mellan de två kalibreringarna att kalibrering A ger rätt höjd på flödestoppar men ett för högt genomsnittsflöde. Kalibrering B ger en storlek på genomsnittsflödet som ligger närmare verkligheten, men flödestopparna blir för låga. Vidare uppkommer det även mindre avvikelser som i vissa fall kan förklaras i att modellen inte beskriver alla transportvägar för vatten som existerar i verkligheten.

En analys av flödesvägarna visade att för kalibrering A bildades det generellt mycket ytavrinning, medan större mängder ytavrinning endast uppstod i samband med vårfloden för kalibrering B. Det visade sig även att, under torra år en större andel vatten rann i det övre marklagret för kalibrering B jämfört med kalibrering A. Under våta år var skillnaden i andel avrinning i det översta marklagret liten mellan kalibrering A och kalibrering B.

För att kalibrera kväve- och fosforkoncentrationer behövs det en flödeskalibrering eftersom näringsämnen färdas med vattnet. Det visade sig vara mycket svårare att få modellen att följa säsongsvariationen i de uppmätta halterna av kväve och fosfor, vilket troligtvis beror på att HYPE-modellen helt enkelt inte är lika bra på att simulera kväve- och fosforflöden som den är på att simulera vattenflöden.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 SYFTE	1
2. BAKGRUND	2
2.1 KÄLLOR TILL KVÄVE OCH FOSFOR	2
2.1.1 Omsättning av kväve i mark	3
2.1.2 Fosfors omsättning i mark	4
3. TEORI	6
3.1 HYPE-MODELLEN	6
3.1.1 Avrinning i HYPE-modellen	7
3.1.2 Omsättning av kväve och fosfor i HYPE-modellen	9
3.2 NASH OCH SUTCLIFFES EFFEKTIVITETSKOEFFICIENT (NSE)	11
4. MATERIAL OCH METODER	12
4.1 OMRÅDESBESKRIVNING	12
4.2 INDATA VID KALIBRERING	13
4.2.1 Vattenföring	13
4.2.2 Klimatdata	13
4.2.3 Kväve och fosfor	15
4.3 UTFÖRANDE	15
4.3.1 Antaganden	15
4.3.2 Kalibrering	17
5. RESULTAT	20
5.1 KALIBRERING A	20
5.2 KALIBRERING B	23
5.3 SKILLNAD I AVRINNINGSMÖNSTER MELLAN KALIBRERING A OCH KALIBRERING B	27
5.4 KALIBRERING FÖR HELA AVRINNINGSSOMRÅDET	30
5.4 KALIBRERING AV KVÄVE	31
5.5 KALIBRERING AV FOSFOR	33
5.6 DEN MODELLERADE AVDUNSTNINGEN	34
5.7 AVVIKELSER I KALIBRERINGSRESULTATEN	35
5.7 VALIDERING	36
6. DISKUSSION	38
6.1 AVRINNING	38
6.2 KVÄVE OCH FOSFOR	39
REFERENSER	40
BILAGA 1: HYDROLOGIPARAMETRAR I HYPE-MODELLEN	A
BILAGA 2: KVÄVE- OCH FOSFORPARAMETRAR I HYPE-MODELLEN	B
BILAGA 3: VARIATION AV RRCS1, RRCS2 OCH MPERC	D
BILAGA 4: MODELLERAD AVRINNING ENLIGT SMHI	F
BILAGA 5: VATTENHALT - ETT RÄKNEEXEMPEL	G
BILAGA 6: JÄMFÖRELSE MELLAN MODELLERAT OCH UTRÄKNAT MARKVATTENINNEHÅLL	H
BILAGA 7: KOLTRANSPORT VS. MODELLERAD VATTENHALT	I

1. INLEDNING

År 2004 infördes EU:s ramdirektiv för vatten i svensk lagstiftning, bland annat genom vattenförvaltningsförordningen. Det innebär att alla svenska vattendrag ska ha uppnått åtminstone god ekologisk status år 2015 (Vattenmyndigheterna, 2012). Som ett hjälpmedel för att karaktärisera svenska vatten har HYPE-modellen utvecklats av SMHI. Det är en hydrologisk modell som kan användas till simulering av vattenflöden samt flöden av kväve, fosfor och organiskt kol. Den version av HYPE-modellen som är utvecklad för svenska förhållanden kallas S-HYPE (SMHI, 2009b).

Indata i modellen är nederbörd och temperatur. För att kunna göra simuleringar och kalibrera modellen behövs det även information om områdets storlek och karaktär samt flödesmätningar och uppmätta halter av näringsämnen. Vidare finns det i modellen ett stort antal parametrar där vissa av värdena kan hämtas ifrån mätningar eller litteratur, men många av dem måste kalibreras. I början av 2009 var kalibreringen klar för de 17 313 avrinningsområden som fanns i SVAR (Svenskt vattenarkiv), vilket sammantaget täcker hela Sveriges yta samt mindre delar av Norge och Finland (SMHI, 2009b).

Transport av kväve och fosfor till sjöar vattendrag beror till stor del på avrinningen. Nederbördsfattiga år är läckaget av näringsämnen lägre jämfört med år med riklig nederbörd (Sonesten, 2010). För att kunna uppnå målet om god ekologisk status är det därför relevant att undersöka hur väl modellen fungerar under år med hög respektive låg nederbörd. De avrinningsområden som finns kalibrerade är i regel relativt stora. Ur forskningssynpunkt är det intressant att undersöka hur väl HYPE-modellen kan simulera vattenföring, kväve och fosfor små mindre avrinningsområde. I den här rapporten kommer därför en kalibrering göras av det mindre avrinningsområdet för vattendraget Krycklan som ligger utanför Vindeln.

1.1 SYFTE

Huvudsyftet är att kalibrera och utvärdera HYPE-modellen med avseende på vattenföring för ett mindre avrinningsområde i närheten av Vindeln i Västerbottens län. Utvärderingen syftar till att undersöka hur stor avvikelsen blir för den utförda kalibreringen, men även att undersöka hur den utförda kalibreringen fungerar för blöta respektive torra år. Vidare kommer den utförda kalibreringen att användas för att studera avrinningsvägarna inom avrinningsområdet. Ett mindre delsyfte är att göra ett försök att kalibrera koncentrationer av kväve och fosfor.

2. BAKGRUND

2.1 KÄLLOR TILL KVÄVE OCH FOSFOR

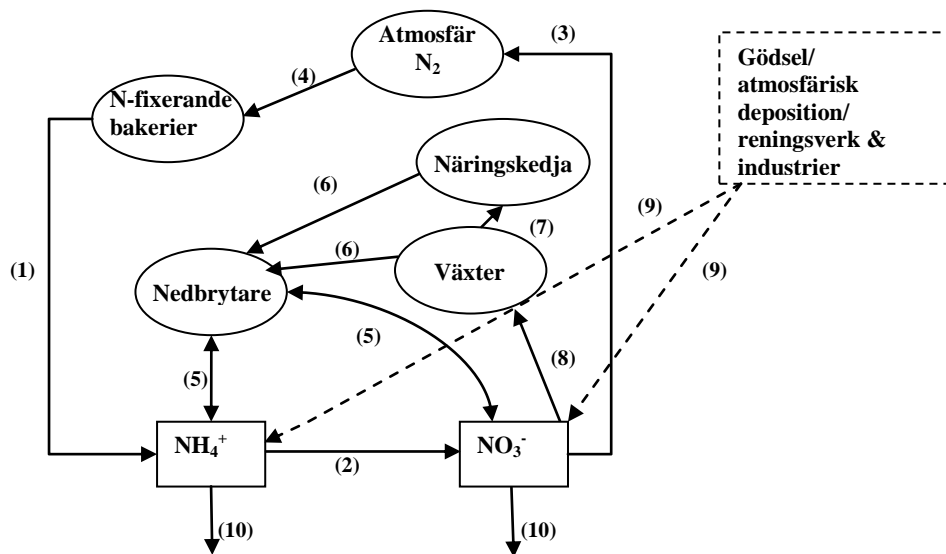
Källor till kväve och fosfor i mark och vattendrag kan vara både naturliga och antropogena. Den främsta naturliga kvävekällan är atmosfären som till största delen består av kväve. För fosfors del är den främsta källan vittring av jord och mineral som innehåller kalciumfosfat (Schlesinger, 1997). Det söndervittrade materialet transporteras sedan bort genom luften via vindar, eller med hjälp av vatten genom avrinning och strömfåror.

Det finns flera antropogena källor till kväve och fosfor. Det kan vara utsläpp ifrån industrier eller reningsverk, förbränning eller näringsläckage ifrån jordbruk. Kväve och fosfor tillförs till åkermark i form av gödsel för att öka skördarnas storlek. När kväve tillsätts i form av gödsel, kan en rad olika förlopp ske. Eftersom kväve oftast tillsätts i form av stallgödsel, urea, ammonium eller ammoniak, måste det först ske en nitrifikationsprocess, vilket innebär att autotrofa bakterier oxiderar ammonium till nitrat, för att de flesta växtarter ska kunna utnyttja kvävet. Efter nitrifikationen kan kväve reduceras vidare till kvävgas genom en denitrifikationsprocess och då avges till luften. Om det tillsätts mer kväve än vad växterna kan utnyttja, kan kvävet istället lagras i jorden eller läcka ner till djupare marklager och transporteras ut i sjöar och vattendrag där det sedan kan orsaka övergödning (Schlesinger, 1997). Enligt Eriksson m.fl. (2005) urlakas kväve främst i form av nitratjoner eftersom ammoniumjoner adsorberas till markens lerpartiklar. Om lerhalten är låg kan ammoniumjoner därför urlakas i högre grad än annars. Fosfor är relativt orörligt i mark, men kan ändå urlakas i så pass stor mängd att det kan bidra till övergödning om tillförseln av fosfor är stor. I många sjöar är det för stor tillförsel av just fosfor som är det huvudsakliga övergödningproblemet.

Kväve och fosfor kan även tillföras till mark och sjöar genom atmosfärisk deposition. Till luften sker utsläpp i form av gaser och partiklar ifrån diverse källor som industrier, jordbruk och vittrade mineral. Våtdeposition sker när kväve och fosfor tillförs via regn. Det kan ske antingen genom att ämnen binds till nederbörden genom regndroppsformation i molnen eller genom att aerosoler nedanför molnen fastnar på de fallande regndropparna. Våtdepositionens mängd beror i hög grad på regnets varaktighet eftersom större mängder av aerosoler hinner fastna och falla ner ju längre tid som regnet pågår. Torrdeposition sker när partiklar med bundet kväve och fosfor faller ner till marken när det inte regnar (Schlesinger, 1997).

Spridning av sura kväveföreningar har förorsakat försurning av mark i stora delar av Europa. I en del skogar är totala tillförseln av kväve genom nedfall ifrån atmosfären sammantaget med det som omsätts naturligt i marken mer än vad träden kan ta upp. Det medför att ammoniumjoner ackumuleras i mark som sedan kan bilda den starka syran HNO_3 genom nitrifikation, vilket gör att marken blir försurad. Nitrat kan även läcka ut i vattendrag och eutrofiera dem (Eriksson m.fl., 2005).

2.1.1 Omsättning av kväve i mark



Figur 1. Kväves omsättning i mark

(1) Ammonifikation, (2) Nitrifikation, (3) Denitrifikation, (4) Kvävefixering, (5) Assimilation/Omsättning, (6) Nedbrytning, (7) Betning, (8) Växtupptag, (9) Tillförsel via antropogena källor, (10) Utlakning.

Som tidigare nämnts innehåller atmosfären ett stort förråd av kväve och det sker ett kväveutbyte mellan atmosfär och mark. Kväve kan förekomma dels som lösta joner i marklösningen, både i form av ammoniumjoner och i form av nitratjoner, dels som kväveföreningar i humusämnen (Schlesinger, 1997). Det kväve som är bundet till humus är otillgängligt för växter, men kan med hjälp av mikrobiella processer bli växttillgängligt (Figur 1).

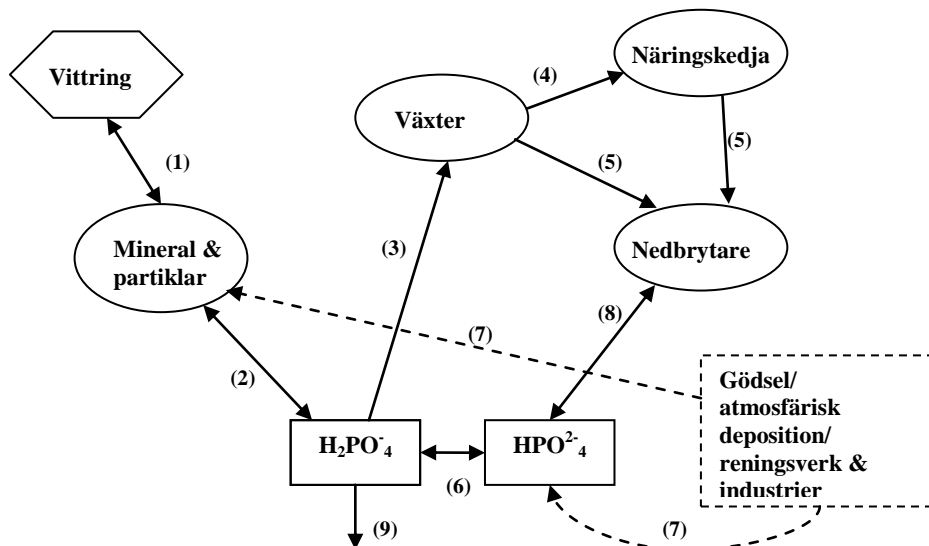
Mineralisering är en nedbrytningsprocess där koldioxid avges från organiskt material samtidigt som organiskt bundna näringsämnen frigörs som joner. Processen utförs i jorden av mikroorganismer som bakterier och svampar. Enligt Schlesinger (1997) bryts delar av substratet ner till fulvo- och humussyror. Dessa har högt innehåll av kväve och fosfor, men är även väldigt stabila och kan inte upptas av växter. Mikroorganismerna frigör inte bara kväve och fosfor i jonform under mineraliseringsprocessen, utan assimilerar även dessa för sin egen tillväxt, vilket kallas immobilisering. När mikroorganismerna dör frigörs återigen kväve och fosfor, vilket innebär att kväve och fosfor i växttillgänglig form inte i första hand härrör från nedbrutna växtdelar utan från nedbrutna mikroorganismer.

När kvävet har mineraliserats till ammoniumjoner kan det oxideras vidare till nitrat genom nitrifikationsprocessen. Om syrefria förhållanden råder i jorden, vilket det kan göra inne i markens aggregat eller om jorden är vattenmättad, kan nitrater reduceras till kvävgas genom denitrifikation. Kväve försvinner då från marken när kvävgasen avges till atmosfären (Eriksson m.fl., 2005). Kväve är ett viktigt näringsämne för växter. Upptag av joner sker via rötterna genom aktiv transport med hjälp av enzymer, eftersom mängden av makronäringsämnen vanligtvis är för låg i marklösningen för att växterna ska kunna ta upp erforderlig mängd genom diffusion. Växternas upptagshastighet begränsas av diffusionshastigheten från omgivande jord till jorden närmast rötterna (Schlesinger, 1997). Majoriteten av alla växtarter tar upp kväve i form av nitratjoner,

men det finns även växter som kan ta upp kväve direkt från atmosfären genom kvävefixering. Kvävefixering indelas i tre kategorier. Kvävefixering kan utföras av icke-symbiotiska bakterier, i symbios mellan bakterier och växter där bakterierna finns i växtens rotknölar eller i symbios mellan bakterier och baljväxter (Eriksson m.fl., 2005).

Det mesta av näringsämnen som tas upp av växterna koncentreras till blad och mindre rötter, vilket är växtdelar som omsätts relativt snabbt. Nedbrytningen av dessa växtdelar är det huvudsakliga flödet för återföring av näringsämnen till jorden. Cirkulationen av dessa växtdelar sker långsammare i barrskog än i bladskog eftersom barrträd som tall och gran behåller majoriteten av sina barr under höst och vinter (Schlesinger, 1997). Växterna kan även betas av djur och kväve införlivas då i en näringskedja och lagras i vävnad eller utsöndras via urinen. Liksom tidigare omnämnts kan även kväve tillföras till mark ifrån antropogena källor.

2.1.2 Fosfors omsättning i mark



Figur 2. Fosfors omsättning i mark
 (1) Erosion, (2) Adsorption/desorption, (3) Växtupptag, (4) Betning, (5) Nedbrytning, (6) Löslighetsjämvikt, (7) Tillförsel ifrån antropogena källor, (8) Assimilation/omsättning, (9) Utlakning.

Fosfor följer delvis samma omsättningsmönster som kväve med den främsta skillnaden att fosfor inte förekommer naturligt i gasfas i atmosfären och istället är vittrade bergarter den främsta fosforkällan. Enligt Eriksson m.fl. (2005) kan fosfor förekomma i jonform i marklösningen som H_2PO_4^- eller HPO_4^{2-} . Den dominerande formen avgörs av marklösningens pH-värde. Vid lägre pH utgör H_2PO_4^- den största andelen medan HPO_4^{2-} förekommer i störst proportion vid högre pH. Fosfor kan även finnas adsorberad som fosfat till humus eller seskvioxider och i denna form är fosfor starkt bunden till partiklar. Fosfor binds även till oorganiska föreningar tillsammans med kalcium, järn och aluminium, vilket bildar föreningar som är mycket svårslösliga. Slutligen kan även fosfor finnas bundet till markens organiska substans som kan bli växttillgängligt genom mineralisering (Figur 2).

Precis som kväve är fosfor ett makronäringsämne som tas upp via växternas rötter. Växterna kan senare dö eller betas, men näringen kommer förr eller senare att återföras

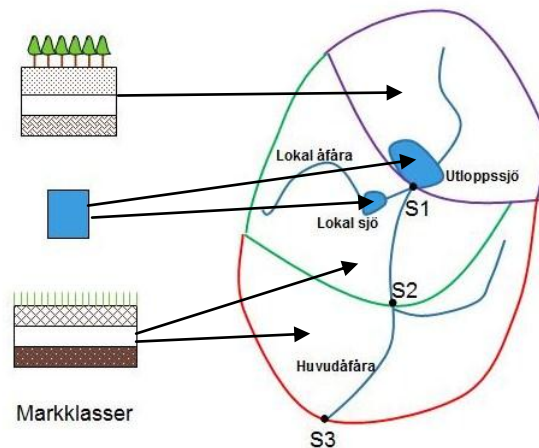
till marken vid nedbrytning av olika mikroorganismer och markdjur. Som tidigare nämnts kan tillförsel av fosfor ske via olika antropogena källor som exempelvis gödsling av jordbruksmark, då fosfor vanligen tillsatts i form av superfosfat, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$.

3. TEORI

3.1 HYPE-MODELLEN

HYPE-modellen (HYdrological Predictions for the Environment) är en modell för simulering av vattenflöden och transport av näringsämnen som utvecklades under 2005-2007 av SMHI (Lindström m.fl., 2010). Den version av modellen som används i detta arbete är HYPE version 3.5.3. Den uppsättning av modellen som är anpassad till Sverige kallas S-HYPE (Strömqvist m.fl., 2012). I HYPE-modellen delas avrinningsområdet in i mindre delavrinningsområden. Indelningen i delavrinningsområden kan vara kopplade till sjöar eller till provpunkter längs med åar och floder, eller grundvattenflöden (Figur 3). Varje delavrinningsområde kan i sin tur indelas i mindre klasser som definieras utifrån markanvändning, jordart och altitud. Delavrinningsområdet tilldelas en area och andelen av de olika klasserna anges procentuellt utifrån kända fakta om området, men deras geografiska belägenhet definieras inte (Lindström m.fl., 2010).

Marken i varje klass kan indelas i maximalt tre lager med olika tjocklek och klassens egenskaper bestäms vidare av jordart och markanvändning eller marktäckeklass. Jordarten kan exempelvis vara morän eller torv och markanvändningen/marktäckeklassen kan vara jordbruk, öppen mark eller skog. Markanvändningen/marktäckeklassen kan även vara en viss typ av gröda som vete eller potatis. Sjöar behandlas som en egen klass och sjöar har en definierad area, men till skillnad från marken kan sjöar inte delas in i lager. Det finns två typer av sjöar och åar, nämligen utloppssjöar och lokala sjöar samt lokala åfåror och huvudåfåror. Utloppssjöarna och de lokala sjöarna samt de lokala åfåror och huvudåfåror kan kopplas samman i serier (Lindström m.fl., 2010).



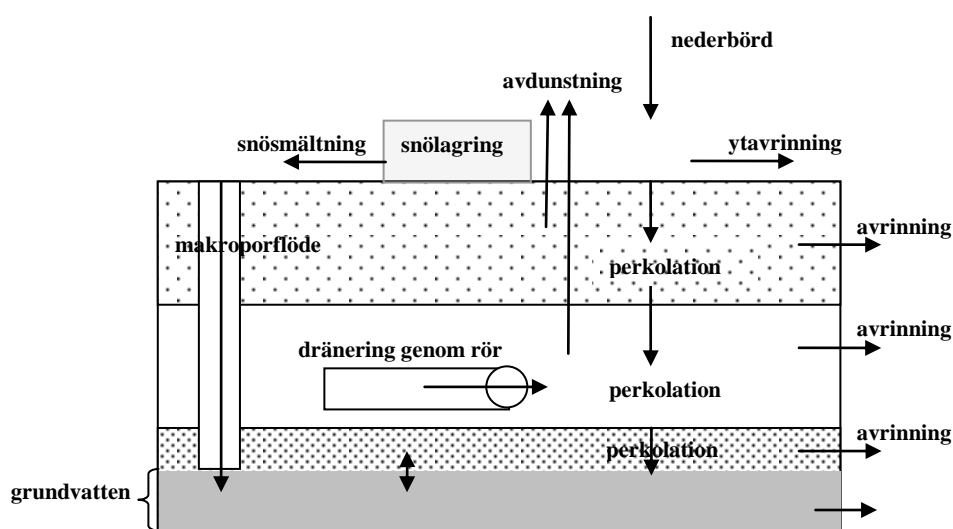
Figur 3 Avrinningsområdets indelning samt definition av markklasser enligt HYPE-modellen.

Ett avrinningsområde kan delas in i mindre avrinningsområden, som kan definieras i HYPE-modellen. Delavrinningsområde S1 består exempelvis av en utloppssjö och en lokal sjö. Det finns två typer av markanvändning (sjö och skog) och en jordart. Avrinningsområde S3 (rött område) innehåller delavrinningsområde S2 (grönt område) som i sin tur innehåller delavrinningsområde S1 (lila område). I hela avrinningsområdet finns det en huvudåfåra och två lokala åfåror, en utloppssjö samt en lokal sjö. Det finns

3 olika typer av markanvändning/marktäcke-klasser och två olika jordarter som är indelade i lager med definierad tjocklek (Figur 3).

Tidssteget i HYPE-modellen är dag och modellens ekvationer löses med samma tidssteg. Däremot kan resultatet fås i medelvärden över en tidsperiod samt i transport och källfördelning (SMHI, 2009a). Indata i modellen är klimatdata och geografisk data, men även information om sjöars morfologi, vattenkvalitet, gödslingsvanor samt förekomst av andra inflöden av näringsämnen (Lindström m.fl., 2010). Parametrarna i HYPE-modellen är generella för ett större område eller kopplade till markanvändning/marktäcke-klass, jordart eller andra variabler (SMHI, 2009a).

3.1.1 Avrinning i HYPE-modellen



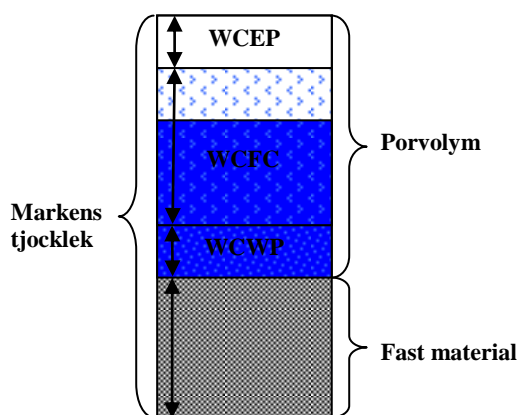
Figur 4. Möjliga flödesvägar i mark enligt HYPE-modellen

Det finns flera möjliga flödesvägar i mark enligt HYPE-modellen (Figur 4). I HYPE-modellen faller nederbörden som snö om lufttemperaturen understiger en given tröskeltemperatur som även styr den parameter som reglerar avdunstningen. Den är beroende av markanvändningen/marktäcke-klassen. Om temperaturen ligger nära tröskeltemperaturen kan modellen simulera en blandning av snö och regn, och om temperaturen väl överstiger tröskeltemperaturen faller nederbörden som regn. Vattenflödet från snösmältning simuleras med hjälp av graddagsmetoden (Lindström m.fl., 2010). Graddagsmetoden innebär att snösmältningen för varje grad över 0 °C i medeltal smälter ett visst antal mm/dygn beroende på hur utsatt marken är för vindar och solstrålning (Grip & Rodhe, 1994). HYPE-modellen har till skillnad från den tidigare använda HBV-modellen ingen funktion som simulerar att snön kan lagra regnvatten. Snödjupet kan i HYPE-modellen uppskattas utifrån snöns vatteninnehåll och densitetsfaktorn som ökar för varje dag som snön ligger på marken (Lindström m.fl., 2010).

Regnvatten och smältvattnet från snön kan i HYPE-modellen infiltrera marken genom markens porer. Det kan även rinna undan i form av ytavrinning eller genom makroporer, men ytavrinning och makroporflöden uppstår endast om givna

tröskelvärden överskrids. Makroporflöden mynnar ut i det lager där grundvattenytan ligger (Lindström m.fl., 2010).

Det finns tre parametrar i HYPE-modellen som styr hur mycket vatten som marken kan lagra och dessa beror av jordart och kan även bero av marklager eftersom porositet och vattenhållande egenskaper kan förändras med djupet (Figur 5). Parametrarna är uttryckta som fraktioner. Den första parametern anger den andel som inte kan avges genom evapotranspiration (w_{cwp}) och den andra den andel som kan avges genom evapotranspiration, men inte genom avrinning (w_{cfc}). w_{cwp} och w_{cfc} motsvarar vissningsgräns respektive fältkapacitet. Det finns slutligen även en parameter som bestämmer en fraktion som kan avges genom evapotranspiration eller avrinning (w_{cep}). Markens totala vatteninnehåll kan bestämmas utifrån summan av dessa tre parametrar (Lindström m.fl., 2010).



Figur 5. Markens vattenhållande kapacitet enligt HYPE-modellen. Efter Lindström m.fl. (2012).

I HYPE-modellen finns det ingen separat rutin för grundvatten, utan markens innehåll av grundvatten simuleras istället utifrån hur stor mängd vatten som marken innehåller. Grundvattenytans läge finns i det översta marklagret när markens vatteninnehåll överskrider en given gräns. Från alla marklager kan det ske avrinning. I HYPE-modellen finns det en parameter som styr recessionen från det översta lagret och en parameter som bestämmer recessionen ifrån det understa lagret, och båda är beroende av jordart. Avrinningen ifrån det mellersta lagret interpoleras fram utifrån de givna recessionsparametrarna för översta och understa marklagret. Förutom dessa två recessionsparametrar finns det ytterligare en som är beroende av markens lutning och är generell för ett större område. Även dränering genom dräneringsrör kan simuleras i modellen (Lindström m.fl., 2010).

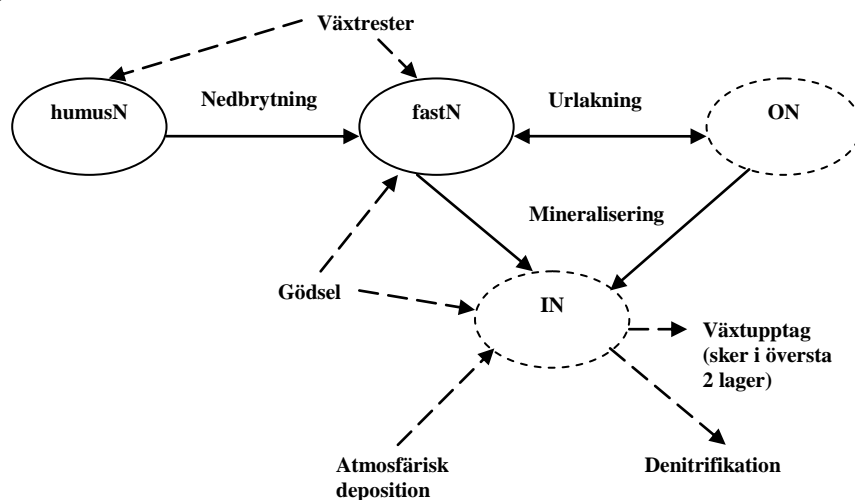
Evapotranspiration styrs i HYPE-modellen enligt Lindström m.fl. (2010) av lufttemperaturen samt en säsongsfaktor som reglerar så att evapotranspirationen är högre under våren än under hösten. Tröskeltemperaturen som styr snösmältning och frysning styr även evapotranspirationen, vilket innebär att om temperaturen understiger tröskeltemperaturen kommer det inte att ske någon evapotranspiration. Det finns även andra förutsättningar i HYPE-modellen som styr evapotranspirationen, såsom markens vatteninnehåll. Om markens vatteninnehåll överskrider ett givet tröskelvärde beräknas evapotranspirationen vara potentiell. Från det givna tröskelvärdet avtar

evapotranspirationen linjärt med avtagande vatteninnehåll till dess att det inte sker någon evapotranspiration. Djupet är även en faktor i modellen som styr evapotranspirationen, genom att rötterna vattenupptag avtar exponentiellt med ökande djup. Evapotranspiration kan dock enbart ske ifrån de två översta marklagren (Lindström m.fl., 2010).

Som tidigare nämnts betraktas sjöar och åar som separata klasser i HYPE-modellen som kan kopplas samman i serier. Sjöarna och åarna kan indelas i två kategorier; lokala sjöar och utloppssjöar respektive lokala åfåror och huvudåfåror. Den första typen, lokala sjöar och lokala åfåror får endast lokal avrinning, medan utloppssjöar och huvudåfåror erhåller lokal avrinning som rinner genom lokala åfåror och inloppssjöar samt avrinning från delavrinningsområden uppströms (Figur 3). I HYPE-modellen simuleras avdunstning direkt från vattenytan och avdunstning kan ske till dess att vattenmagasinet är tomt. Däremot finns det inga funktioner i modellen som simulerar is och snö på sjöar. De lokala sjöarnas utflöde beräknas utifrån en avbördningskurva som är generell för alla lokala sjöar i HYPE-modellen. Utflödet från utloppssjöar kan beräknas utifrån samma avbördningskurva om det inte finns en specifik kurva beräknad för just den givna sjön, eller om sjön är reglerad. I det senare fallet finns det en funktion för reglering i modellen (Lindström m.fl., 2010).

3.1.2 Omsättning av kväve och fosfor i HYPE-modellen

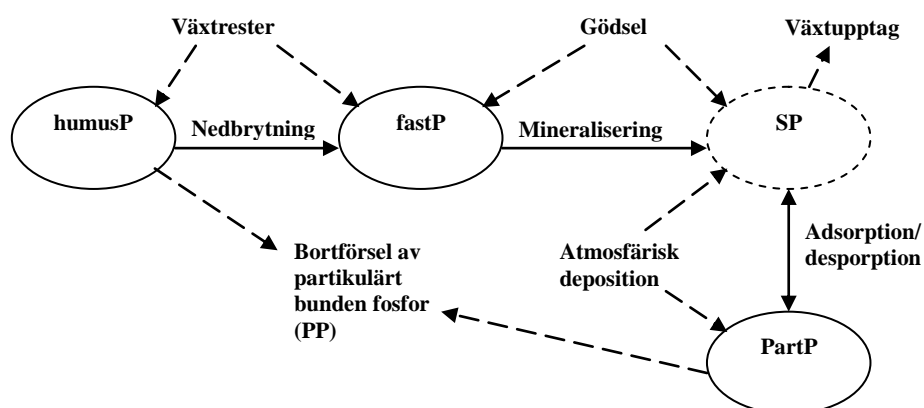
Både kväve och fosfor färdas med vattenflöden i HYPE-modellen och dess rörelser kan simuleras både i mark och i vattendrag. Näringsämnen indelas i fraktioner i modellen där utbytet mellan de olika poolerna styrs av funktioner som motsvarar olika kemiska processer.



Figur 6. Kvävet omsättning i mark enligt HYPE-modellen. Streckade linjer betecknar rörliga fraktioner och heldragna linjer betecknar orörliga. Efter Lindström m.fl. (2012).

Kväve indelas i 3 olika pooler i marken (Figur 6). I marken finns det en pool som består av svårtillgängligt kväve bundet till organiskt material, vilken betecknas humusN i HYPE-modellen. Ifrån den poolen kan det ske nedbrytning, så att kvävet blir mer lättillgängligt och då övergår till en pool med mer lättillgängligt organiskt kväve, fastN. Dessa två pooler utgörs av orörligt kväve. Ifrån den poolen kan organiskt bundet kväve lösas ut i vatten där löslighetstakten styrs utifrån en jämviktsfunktion. ON betecknar

organiskt bundet kväve i marklösningen. Mineralisering kan ske både från fastN och ON, så att kvävet övergår i oorganiskt kväve (IN). Hastigheten för både mineralisering och nedbrytning styrs av substratmängd, temperatur och vattenhalt. Både ON och IN är rörliga fraktioner. I från poolen med oorganiskt kväve (IN) kan sedan kväve avgå genom denitrifikation och växtupptag. Denitrifikation kan ske i alla marklager medan växtupptag enbart sker i översta två marklager. Kväve tillsätts till systemet genom atmosfärsdeposition, gödsel och nedbrutna växtdelar. (Lindström m.fl., 2010) I HYPE-modellen finns kvävefixering inte med.



Figur 7. Fosfors omsättning i marken enligt HYPE-modellen. Streckade linjer betecknar rörliga fraktioner och heldragna linjer betecknar orörliga. Efter Lindström m.fl. (2012).

Fosfor kan i marken indelas i 4 pooler (Figur 7). Liksom för kväve finns det i HYPE-modellen en pool med långsamt nedbrytbart fosfor (humusP) som är bundet till organiskt material och liksom för kväve kan det ske en övergång för denna till en mer lättillgänglig organiskt pool (fastP) genom en nedbrytningsprocess. Från denna pool kan sedan fosfor utlakas till en pool med löslig fosfor (SP), vilket styrs av mineralisering och utgör den enda fraktionen med rörligt fosfor. Det kan även ske ett utbyte mellan poolen med löst fosfor och en pool med partikulärt bundet fosfor (PP). Utbytet mellan dessa två pooler styrs av adsorption och desorption. Både till poolen med löst fosfor och till poolen med partikulärt fosfor kan det ske tillförelse till marken genom atmosfärsdeposition. Löst fosfor kan minska i marken genom växtupptag, men tillförelse åter till poolerna med organiskt fosfor när växterna sedan förmultnar. Slutligen kan även fosfor minska från poolen med partikulärt fosfor och poolen med svårnedbrytligt organiskt fosfor genom bortförelse av partikulärt bundet fosfor via erosion (Lindström m.fl., 2010).

Enligt Lindström m.fl. (2010) kan partikulärt fosfor tillföras från land till vattendrag genom erosion orsakad av flödet via makroporer, dräneringsrör eller ytavrinning i HYPE-modellen och den fosformängd som kan transporteras beror dels av möjligheten till transport inom det simulerade avrinningsområdet, dels av avrinningsområdets storlek. Det finns två typer av mekanisk erosion som kan simuleras i HYPE-modellen, regndroppserosion och erosion till följd av ytavrinning. Regndroppserosion beror i modellen av vegetationstäcke, regnets varaktighet och intensitet samt jordens eroderbarhet. Modellen tar hänsyn till att vegetationstäcket varierar med tiden. Erosion på grund av ytavrinning beror av lutning, hur lätt ytavrinning uppstår, marktäcke och markens kohesion.

I HYPE-modellen sker enbart växtupptag av kväve och fosfor från de två översta lagren i marken och upptaget av båda ämnena är proportionella mot varandra. Den enda begränsningen för växternas upptag är mängden av näring. Höstgrödors upptag begränsas dock av en funktion som gör att upptaget sker långsammare på grund av lägre temperatur. Näringsupptaget simuleras dock enbart mellan en startpunkt, som bestäms av datum för sådd eller växtsäsongens start och en slutpunkt som är växtsäsongens slut eller ett datum för skörd (Lindström m.fl., 2010).

I HYPE-modellen kan kväve och fosfor tillföras ifrån diverse antropogena källor som gödsel, atmosfärsdeposition i form av våt eller torr deposition eller från olika punktkällor som reningsverk och industrier. Punktkällor hamnar direkt i huvudåfåran. Kväve och fosfor i form av oorganisk gödsel tillsätts till poolen med oorganiskt kväve (IN) respektive löst fosfor (SP) vid angivna datum och tillsätts enbart till de två övre marklagren. Organisk gödsel hamnar däremot i poolerna fastN och fastP (Lindström m.fl., 2010).

I sjöar finns det enligt Lindström m.fl.(2010) i HYPE-modellen enbart en pool med löst oorganiskt kväve och en pool med oorganiskt kväve. Kväve kan avgå från den oorganiska poolen genom denitrifikation och tillföras genom atmosfärsdeposition. Från den organiska poolen kan kväve även bortföras genom sedimentation. Mellan den oorganiska poolen och den organiska poolen med löst kväve kan det ske utbyten, vilket styrs av funktioner för mineralisering och primärproduktion. I sjöar och vattendrag förekommer enbart poolerna med löst fosfor och partikulärt bundet fosfor och liksom för kväve sker det ett utbyte mellan dessa två som styrs av primärproduktion och mineralisering. Fosfor kan i HYPE-modellen enbart tas bort ur sjöar och åar genom sedimentation, men i åar kan fosfor återföras genom resuspension. Fosfor kan även tillföras till poolen med löst fosfor genom tillförsel från atmosfären.

3.2 NASH OCH SUTCLIFFES EFFEKTIVITETSKOEFFICIENT (NSE)

Enligt Moriasi m.fl. (2007) är det inom hydrologisk modellering vanligt att använda Nashs och Sutcliffes effektivitetskoefficient som definieras enligt ekvation 1:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right] \quad (1)$$

Y_i^{obs} =värdet på observation nummer i

Y_i^{sim} =modellerat värde för observation nummer i

Y^{mean} =medelvärde av alla observationer

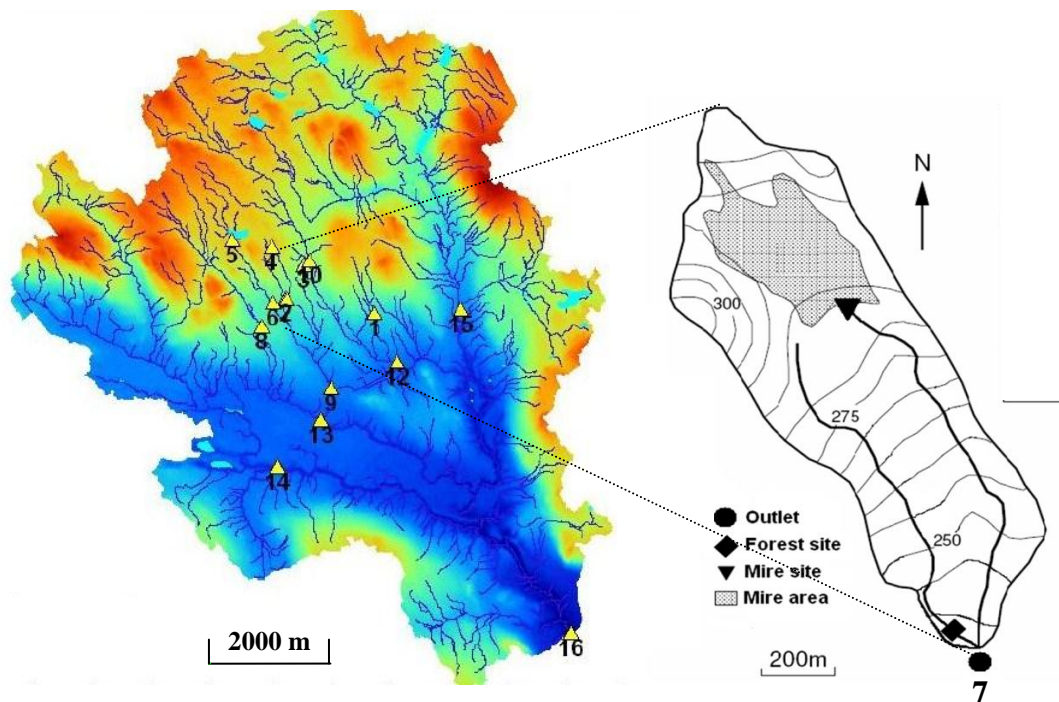
n=totala antalet observationer

Täljaren i ekvation 1 är kvadratsumman av residualerna, alltså skillnaden mellan uppmätta och modellerade värden. Nämnaren är den totala kvadratsumman, vilket är differensen mellan varje observation och medelvärdet. NSE kan variera mellan $-\infty$ och 1. Om NSE antar värdet 1 är modellen identisk med mätdata. En så pass hög förklaringsgrad är omöjlig att uppnå, och värden mellan 0 och 1 antas godtagbart.

4. MATERIAL OCH METODER

4.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Vattendraget Krycklan, som ligger i Vindelns kommun i Västerbottens län, har ett avrinningsområde (Figur 8) på ca 68 km² (Ågren, 2007). Avrinningsområdet ligger på en höjd av 130-369 meter över havet (Buffam m.fl. 2007). Enligt den vänstra kartan (Figur 8) samlar hela avrinningsområdet upp vatten till provplats 16. I den högra kartan kan det mindre delavrinningsområdet för provplats 7 ses. Avrinningsområdet för provplats 7 kan ses överst i den högra kartan och innehåller i sin tur två imaginära provplatser, 2 och 4.



Figur 8. Krycklans avrinningsområde och de två avrinningsområdenas relation till varandra (Köhler m.fl., 2008). Den vänstra kartan visar avrinningsområdet för provplats 16. Den högra bilden visar avrinningsområdet för provplats 7.

Enligt Buffam m.fl.(2008) består berggrunden i Krycklans avrinningsområde främst av gråvacka som har täckts av kvartära avlagringar vars mäktighet kan uppgå till tiotals meter. Området är påverkat av landhöjningen och ungefär hälften av avrinningsområdet ligger nedanför högsta kustlinjen. Jordmånen i området består huvudsakligen av podsolljor. I den bäcknära zonen förekommer organiska jordar som är vattenmättade större delen av året. I de lägre delarna av avrinningsområdet har fin sand och silt deponerats och vattenfårorna har grävt ut kanaler som kan bilda uppåt 30 meter höga raviner. Allra närmast vattenfårorna är jorden rik på organiskt material.

Vegetationen i Krycklans avrinningsområde består huvudsakligen av barrskog. Tall (*Pinus Sylvestris*) dominerar i torra och högre branter medan gran (*Picea Abies*) är vanlig i de lägre och blötare områdena (Ågren, 2007). Det finns även andra träarter inom avrinningsområdet. Björk, al och vide återfinns särskilt i den bäcknära zonen. Delar av avrinningsområdet utgörs av myrmark som totalt utgör ca 8 % av hela

avrinningsområdet. Det finns även ett litet område med åkermark som utgör ca 3 % av avrinningsområdet (Buffam m.fl., 2007).

4.2 INDATA VID KALIBRERING

Nedan följer en beskrivning av vilken indata som har använts vid kalibrering. Kalibrering av flöde vid provplats 7 gjordes för perioden 1994-2004 och således användes mätvärden för dessa år. Vid kalibrering av flödet vid provplats 16 användes mätningar för året 2010. Kalibrering av kväve och fosfor vid provplats 7 gjordes för perioden 1994-2004 och vid provplats 16 för perioden 2008-2009. Det är alltså inte nödvändigt att det finns vattenföringsmätningar för samma år som utnyttjas vid kalibrering av näringsämnen. Huvudsaken är att det finns en avrinningskalibrering.

4.2.1 Vattenföring

Vattenföring vid provplats 7 finns uppmätt från 1981 vid Vindelns fältstation och bearbetad enligt Köhler m.fl. (2008). För provplatserna 2 och 4 finns inga mätningar gjorda. Då dessa provplatser ligger nära provplats 7 antogs nederbörd och avdunstning vara av samma storlek. Den specifika avrinningen vid 2 och 4 antogs således även vara samma som vid provplats 7. För provplats 16, som samlar upp vatten ifrån hela Krycklans avrinningsområde fanns endast flödesdata för 2010 att tillgå. Vid tidpunkter då flödesmätningarna vid provplats 16 visade sig vara orimliga, i storleksordning 1000 gånger större än dagen innan, ersattes dessa värden med interpolerade värden.

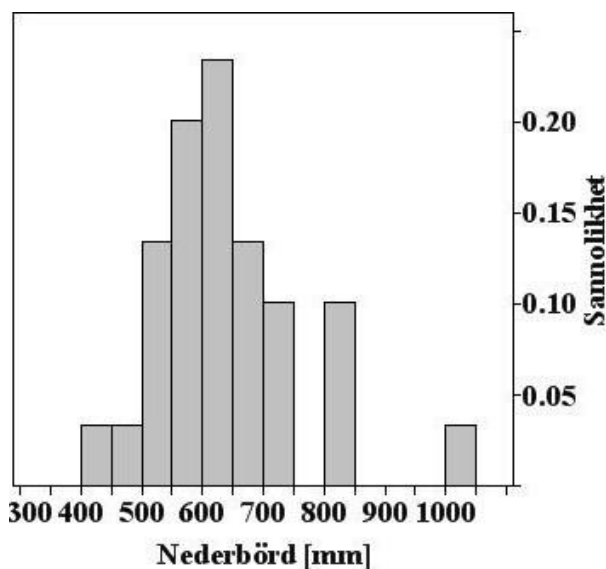
4.2.2 Klimatdata

Vid Svartberget ligger en klimatstation där mätningar har gjorts sedan 1980, men i den här undersökningen utnyttjas nederbördsdata för åren 1994-2010 (Tabell 1). Årsmedeltemperaturen i området är 1°C och årsnederbörden ligger i genomsnitt på 600 mm (Buffam m.fl., 2007).

Tabell 1. Årlig nederbörd vid Vindelns fältstation.

År	Årlig nederbörd (mm/år)
1994	446
1995	550
1996	553
1997	514
1998	847
1999	549
2000	828
2001	825
2002	470
2003	597
2004	588
2005	623
2006	755
2007	687
2008	695
2009	666
2010	613

Ett blött år definieras här som ett år med en regnmängd som hamnar i den övre 25 % -percentilen och ett torrt år som ett år med en regnmängd i den undre 25 % -percentilen. Torra år är 1994-1997, 1999 och 2002 och blöta år är 1998, 2003-2004, 2006 och 2008 (Figur 9 och Tabell 2). År 2000 tillhör den övre 10 % -percentilen och betraktas därför som ett mycket blött år.



Figur 9. Fördelning av årlig nederbörd 1981-2010.

Tabell 2. Kumulativ fördelning av årsnederbörden

%	Nederbörd (mm)	
100	1 019	Maximum
98	1 019	
90	827	
75	691	Övre kvartilen
50	620	Median
25	554	Nedre kvartilen
10	516	
3	446	
1	446	

Vid kalibreringen behövs klimatdata i form av temperatur och nederbörd. Då avrinningsområdet är litet antogs dessa data likartade över hela Krycklans avrinningsområde. Vid kalibreringen utnyttjades även data över potentiell avdunstning. För åren 1993 till 2004 fanns det tillgång till data för Vindelns fältstation beräknade enligt Penmans formeln (Laudon pers. medd, 2012). För valideringsåren skapades en serie där mätdata ersattes av dygnsmedelvärden av potentiell avdunstningen för alla tidigare år. Vid kalibreringen utnyttjades dock data över potentiell avdunstning enbart för delar av avrinningsområdet. För resterande del beräknades avdunstningen av HYPE-modellen. Det finns alltså två möjliga tillvägagångssätt vid kalibreringen, antingen att låta HYPE-modellen beräkna den potentiella avdunstningen, eller att föra in den som indata.

4.2.3 Kväve och fosfor

Uppmätta värden för kväve och fosfor finns tillgängligt vid provpunkt 7 från 1994 till 2010. Vid provplats 2 och 4 fanns endast ett mindre antal mätningar tagna från vårperioderna 2008-2009. Därför användes inte dessa vid kalibreringen. För provpunkt 16 fanns också enbart ett mindre antal vårmätningar som utfördes under perioden 2008-2009. Indata för kväve i HYPE-modellen är totalkväve (TN), oorganiskt kväve (IN) och organiskt bundet kväve (ON) respektive totalfosfor (TP), löst fosfor (SP) och partikulärt fosfor (PP). Förhållandet mellan dessa beskrivs enligt ekvation 2 och 3:

$$TN=IN+ON \quad (2)$$

$$TP=SP+PP \quad (3)$$

Det tillkommer även atmosfärisk deposition för kväve i form av torrdeposition som enligt mätningar vid Vindelns fältstation (Köhler pers medd., 2012) var 320 kg/km²/år och en våtdeposition på 0,031 µg/L. Den atmosfäriska depositionen antogs ha en jämn fördelning över hela avrinningsområdet. Atmosfärisk deposition av fosfor försumrades. Eventuella andra punktkällor som reningsverk och enskilda avlopp försumrades.

4.3 UTFÖRANDE

4.3.1 Antaganden

För kalibrering av HYPE-modellen användes ett makro i Excel. Mätdata, parametrar samt övrig information om området angavs i textfiler som lästes in av programmet. Eftersom avrinningen påverkas av area, markanvändning och jordart måste markklasserna definieras i modellen. Indelningen av markklasserna bygger på den undersökning som gjorts av Buffam m.fl. (2007) (Tabell 3).

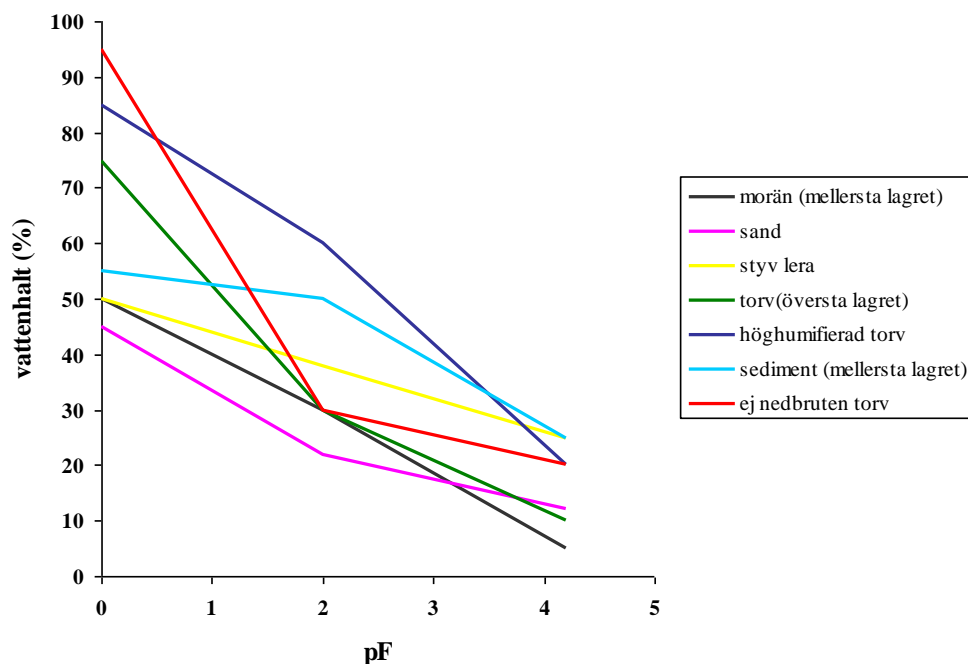
Tabell 3. Markklasser (Buffam m. fl., 2007)

Provplats	Area (km ²)	Skogsbeklädd morän (%)	Skogsbeklädd torvjord (%)	Skogsbeklätt sedimentområde (%)	Jordbruk på morän (%)
2	0,11	100	0	0	0
4	0,19	60	40	0	0
7	0,5	85	15	0	0
16	68,7	61	9	27	3

Den modellerade avrinningen kommer även att påverkas av marklagrens jordart och mäktighet. Vid kalibreringen delades sedimentjorden och moränen in i tre lager och torvjorden i två lager, och respektive jordlagers mäktighet definierades (Tabell 4). Torvjordens maxdjup finns uppmätt till drygt 4 meter (Sirin m.fl., 1998). I svensk moränmark ligger grundvattenytan vanligtvis ytligt, på höjder kan den ligga på ett par meters djup och i svackor någon decimeter under markytan (Grip & Rodhe, 1994). För sedimentjorden finns det inga mätningar av djupet gjorda, men då den är mycket finkornig och kompakt (Köhler pers medd., 2012) antas grundvattnet ligga ytligt. Utifrån dessa utgångspunkter antas den jordartsfördelning som använts simulera större delen av grundvattenflödet (Tabell 4).

Tabell 4. Indelning av jordlager

	Mäktighet översta lager (m)	Mäktighet mellersta lager (m)	Mäktighet nedersta lager (m)
Morän	0,15	0,45	0,3
Torvjord	0,35	-	3,15
Sediment	0,15	0,3	0,25



Figur 10. pF-kurvor för olika jordarter. Uppgifter från Grip & Rodhe (1994) och Wiklander (1985).

Vissningsgräns, fältkapacitet och porositet kan kalibreras, men vid den här kalibreringen tilldelades de konstanta värden valda utifrån litteraturvärden. Markens vattenhållande egenskaper varierar med jordart och använda samband har hämtats ifrån litteraturen (Grip & Rodhe, 1994; Wiklander, 1985 och Figur 10) och de antaganden för några marklager i den här kalibreringen som bygger på de inhämtade uppgifterna.

Vid kalibreringen gjordes en del antaganden rörande markens vattenhållande egenskaper för alla marklager (Tabell 5). Vidare gjordes även antagandet att det inte skedde något makroporflöde inom området och att det inte fanns några dräneringsrör. Grödoalet på jordbruksmarken antogs vara en höstgröda och generella parametrar för en sådan användes.

Tabell 5. Vissningsgräns (*wcwp*), (*wcfc+wcwp*) och porositet (*wcwp+wcfc+wcep*) för varje markklass.

Jordart	Lager	wcwp (%)	wcfc+wcwp (%)	wcwp+wcfc+wcep (%)
Morän	Översta	15	45	50
Morän	Mellersta	5	20	50
Morän	Nedersta	5	10	40
Torvjord	Översta	10	30	75
Torvjord	Nedersta	10	35	80
Sediment	Översta	25	50	55
Sediment	Mellersta	25	50	55
Sediment	Nedersta	25	50	55

4.3.2 Kalibrering

För att finna det optimala parametervärdet finns det en optimeringsfunktion i programmet. Optimeringsfunktionen finner det optimala parametervärdet med hjälp av Monte Carlo-simuleringar inom ett givet intervall som anges av användaren. Vid kalibrering av avrinning gjordes 1000-5000 körningar i olika omgångar för varje parameter för sig. Vid alla kalibreringar fanns det tillgång till defaultvärden som sedan justerades. Vid kalibrering av kväve och fosfor användes dock inte optimeringsfunktionen, utan istället justerades parametrarna manuellt och resultatet utvärderades genom att betrakta plottar över uppmätta och simulerade värden.

Vid kalibrering finns det tre saker att utgå ifrån:

1. Statistiska mått, exempelvis NSE.
2. Rimlig storlek av parametrarna
3. Visuellt bedömning – hur bra kurvorna följer varandra.

De parametrar som kalibrerades vid avrinningen samt deras funktion förklaras i Tabell 6. För en beskrivning av ännu fler hydrologiparametrar, se även bilaga 1.

Tabell 6. Beskrivning av hydrologiparametrar i HYPE-modellen. * Anger parametrar som kalibrerades. Observera att *srrate* enbart kalibrerades vid kalibrering 1.

Parameter	Beskrivning	Beroende
<i>ttmp</i> * (°C)	Tröskeltemperatur för snösmältning och evapotranspiration	Markanvändning
<i>cmlt</i> * (mm/d)	Snösmältningsparameter	Markanvändning
<i>cevp</i> *	Evapotranspirationsparameter	Markanvändning
<i>rrcs1</i> *	Recessionskoefficient från översta jordlagret	Jordart
<i>rrcs2</i> *	Recessionskoefficient från understa jordlagret	Jordart
<i>ssrcs</i> *	Recessionskoefficient för ytavrinning	Markanvändning
<i>mperc</i> * (mm/d)	Maximal perkolationskapacitet	Jordart
<i>srrate</i> *	Recessionskoefficient för ytavrinning typ 2	Jordart

Vid kalibrering av avrinning delades avrinningsområdet upp i ett litet och ett stort avrinningsområde. Det lilla avrinningsområdet hade sin utloppspunkt i provplats 7 och det stora i provplats 16. För provplats 7 gjordes två olika kalibreringar, A och B

(kalibrering B gjordes efter samråd med SMHI) och för provpunkt 16 gjordes enbart en kalibrering som byggde vidare på kalibrering B.

Vid kalibrering A av avrinningen för provpunkt 7 var den främsta utgångspunkten att få den uppmätta och den modellerade avrinningen att visuellt följa varandra så bra som möjligt samt få högsta möjliga värde på NSE. Mindre hänsyn togs till storleken av parametervärdena. Vid kalibrering B var strategin att få mer rimliga parametervärden och ett mindre fokus lades vid att få ett högt värde på NSE. Vid kalibrering av den maximala perkolationskapaciteten (*mperc*) och recessionen (*rrcs1* och *rrcs2*) utnyttjades endast år 2000, då det var det blötaste året under kalibreringsperioden, för att infiltrationen och avrinningen skulle stämma vid höga flödestoppar. Vid den här kalibreringen användes inte parametern *srrate*.

När provplats 16 kalibrerades utnyttjades kalibrering B. Inga förändringar gjordes alltså av de parametrar som är kopplade till torvjord, morän och skog, utan enbart de som är kopplade till sediment och jordbruk förändrades.

Kväve och fosfor samkalibrerades eftersom de beror av varandra och delar vissa parametrar. Tabell 7 och Tabell 8 visar de parametrar som är möjliga att kalibrera för kväve- och fosforomsättning i mark. En beskrivning av ytterligare kväve- och fosforparametrar kan ses i bilaga 2. De parametrar som styr näringsupptag ändrades inte eftersom det inte fanns något skäl att tro att de skulle skilja sig mycket ifrån defaultvärdena.

Tabell 7. Kväveparametrar i mark i HYPE-modellen. * Anger parametrar som kalibrerades

Parameter	Beskrivning	Beroende
denitri [*]	Denitrifikation i mark	Markanvändning
degradhn [*]	Nedbrytning av humusN till fastN	Markanvändning
minerfn [*]	Mineralisering av fastN till IN	Markanvändning
onfnrat [*]	Omrörning av ON i markvatten	Markanvändning
humusN (mg/m ³)	Startvärde för humusN	Markanvändning
fastN (mg/m ³)	Startvärde för fastN	
uptsoil1	Andel näringsupptag i översta marklagret	Markanvändning
pnratio	Förhållandet mellan N-P vid näringsupptag	Markanvändning
hnhalf [*] (m)	Halveringsdjup för humusNs startvärde	Markanvändning

Tabell 8 Fosforparametrar i mark i HYPE-modellen. * Anger de parametrar som kalibrerades.

Parameter	Beskrivning	Beroende
degradhp*	Nedbrytning av humusP till fastP	Markanvändning
minerfp*	Mineralisering av fastP till SP	Markanvändning
humusP (mg/m ³)	Startvärde för humusP	Markanvändning
partP (mg/m ³)	Startvärde för partP	Markanvändning
uptsoil1	Andel näringsupptag i översta marklagret	Markanvändning
pnratio	Förhållandet mellan N-P vid näringsupptag	Markanvändning
freund1 (1/kg)	Parameter i freundlichekvationen (koefficient)	Jordart
freund2	Parameter i freundlichekvationen (exponent)	Jordart
freund3 (1/dag)	Parameter för adsorptions- och desporptions-hastighet	Jordart
eropar1 (g/J)	Parameter för erosionsberäkning (kohesion)	Jordart
eropar2 (g/J)	Parameter för beräkning av erosion (eroderbarhet)	Jordart
pphalf* (m)	Halveringsdjup för PartPs startvärde	Markanvändning
hphalf* (m)	Halveringsdjup för humusPs startvärde	Markanvändning
innerfilt	Avrinning av partP från jordbruk till vattendrag	Markanvändning
otherfilt	Avrinning av partP från annan mark	Markanvändning

Vid kalibreringen av fosfor ändrades inte parametrarna i freundlichekvationen, istället användes defaultvärden. Parametrarna som styr näringsupptaget ändrades inte eftersom det inte fanns något skäl att tro de skulle vara märkbart annorlunda än defaultvärdena. Ändring av erosionsparametrarna undersöktes också, men dessa ändringar visade sig inte ha betydelse.

5. RESULTAT

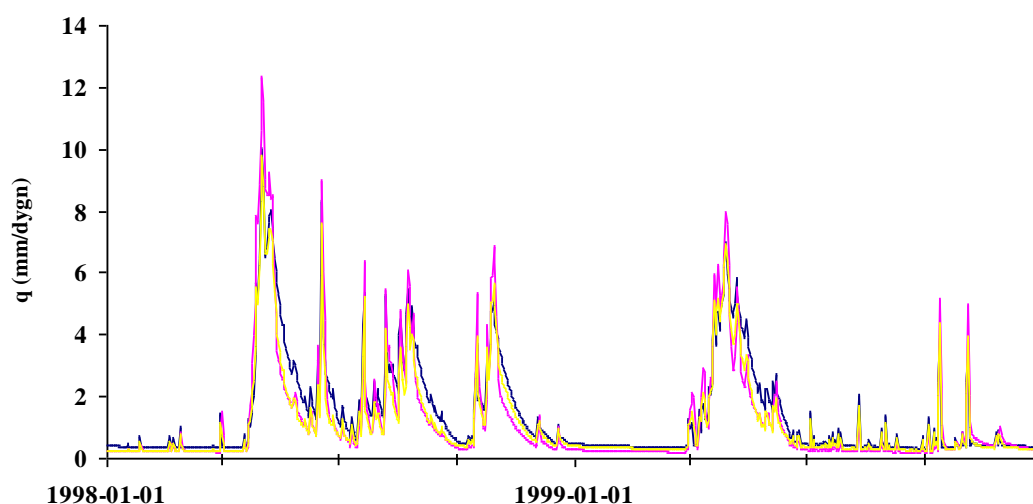
5.1 KALIBRERING A

Genom kalibreringen erhöles värden på parametrarna (Tabell 9). Värdena på recessionen i det övre lagret (*rrcs1*) är väldigt höga för både den skogsbeklädda moränen och den skogsbeklädda torvjorden eftersom 49 % respektive 36 % av vattnet kan rinna genom *wcep*-delen per dag i översta lagret. Den maximala perkolationskapaciteten (*mperc*) är däremot låg för torvjorden. Det innebär att vattnet kommer att infiltrera jorden väldigt långsamt och vid häftiga eller ihållande regn kommer det att samlas vatten vid markytan för att infiltrationen inte sker fort nog. Även *srrcs*, vilket är den del vatten som rinner av på ytan per dag, är hög. Det innebär sammantaget att vi får ett avrinningsområde där mycket vatten rinner ovanpå markytan och väldigt ytligt i markprofilen.

Tabell 9. Parametervärden vid hydrologikalibrering A

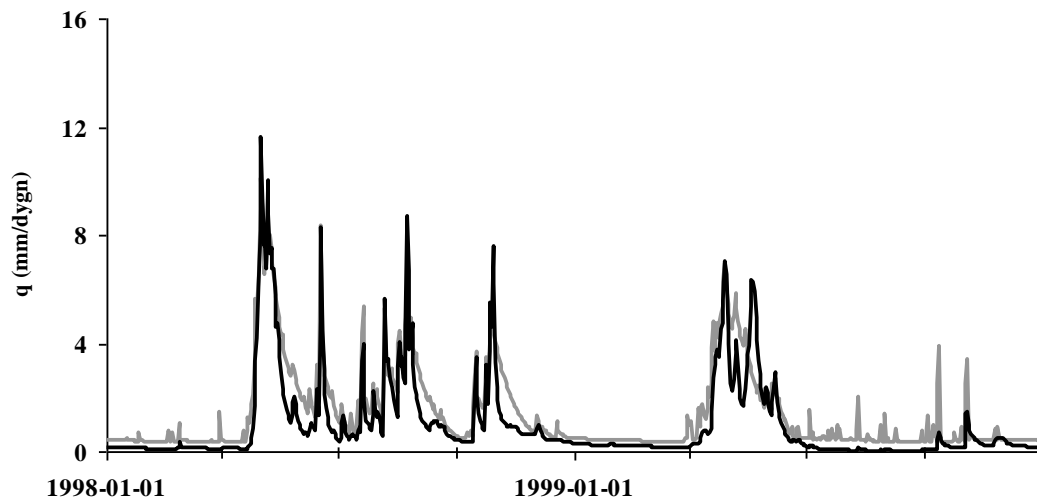
Parameter	Skogsbeklädd	Skogsbeklädd
	morän	torvjord
ttmp (°C)	0,8	0,8
cmlt (mm/dag)	2,9	2,9
cevp	0,1	0,1
rrcs1	0,49	0,36
rrcs2	0,004	0,01
srrcs	0,5	0,5
mperc (mm/dag)	13,3	2,2
srrate	0,098	0,098

I följande stycken visas några figurer av modellerad avrinning vid de tre provplatserna. Eftersom det enbart fanns uppmätt vattenföring vid provplats 7 och den modellerade avrinningsbilden blir snarlik vid alla provplatser (Figur 11), kommer fokus främst att ligga vid provplats 7.

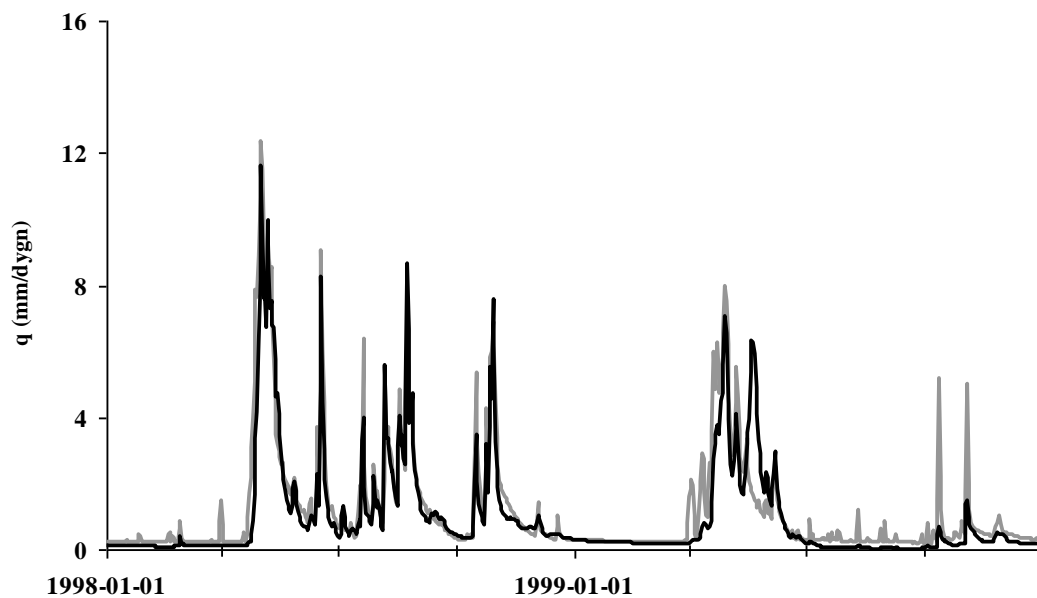


Figur 11. Modellerad specifik avrinning enligt kalibrering A. Blå linje visar provpunkt 2, rosa linje provpunkt 4 och gul linje provpunkt 7.

Kurvorna för beräknad och modellerad avrinning följer varandra väl för provplats 2 för ett blött år (1998) och ett torrt år (1999) (Figur 12). Det modellerade basflödet är högt och modellen överskattar vissa av flödestopparna

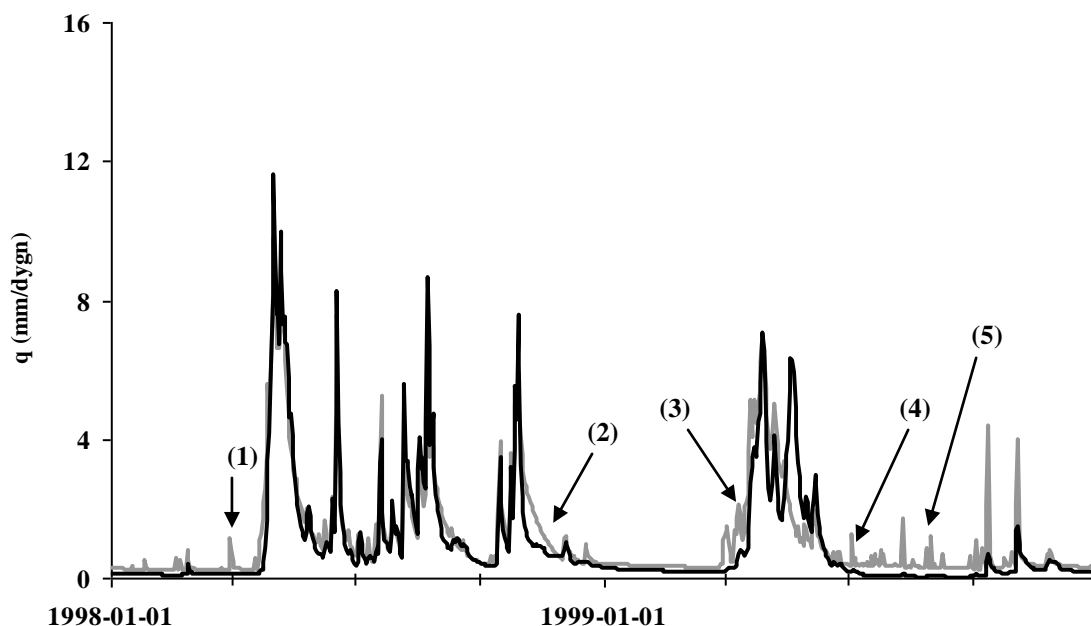


Figur 12. Specifik avrinning vid provplats 2. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk beräknad.



Figur 13. Specifik avrinning vid provplats 4. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar beräknad.

I huvudsak följer den modellerade avrinningen vid provplats 4 samma mönster som vid provplats 2 (Figur 13). Den modellerade avrinningen stämmer mycket väl med den beräknade under det blöta året, men under det torra året blir basflödet för högt och vissa av flödestopparna överskattas.



Figur 14 Specifik avrinning vid provplats 7. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar uppmätt. (1) modellerad vårtopp, (2) försenad avrinning, (3) modellerade flödestoppar, (4) högt basflöde, (5) modellerade flödestoppar.

Modellen följer den uppmätta avrinningen väl vid provplats 7 (Figur 14), dock något bättre för det blötare året än för det torrare. Vid både det blötare året och det torrare året finns det små flödestoppar i modellen (se pil 1 och 3) som inte existerar i verkligheten. Under det torrare året blir resultatet att vårfloden infaller något för tidigt. En möjlig förklaring till att dessa flödestoppar uppkommer är att modellen inte tar någon hänsyn till att snö kan lagra vatten. Vid slutet av 1998 rinner vattnet undan för långsamt (se pil 2) vilket tyder på att *rrcs1* och/eller *rrcs2* är för låga. Under framförallt det torrare året blir basflödet något för högt (se pil 4) och det uppkommer ett flertal icke-existerande flödestoppar (se pil 5). Fenomenet kan förklaras med att *mperc* är för låg och/eller *srrcs* är för hög (se även bilaga 3).

NSE beräknades för de 3 provplatserna (Tabell 10). De torra åren under kalibreringsperioden var 1994-1997, 1999 och 2002 och de blöta åren var 1998 och 2000-2001. Det modellerade flödet och det uppmätta flödet har en hög anpassning för de blöta åren (Tabell 10). För de torra åren är även anpassningen hög för 1994-1995 och för 1997. Normalåren 2003-2004 uppvisar en sämre anpassning för provplats 2 och 4 och allra sämst är året 1996. En förklaring till att 1996 blev så dåligt är att det inte kom någon vårflod på grund av mycket liten snölagring under vintern.

Tabell 10. NSE för kalibrering A. (Hög anpassning >0,7, god anpassning>0,5, sämre anpassning<0,5).

År	NSE för 3 provplatser		
	2	4	7
1994	0,899	0,891	0,891
1995	0,861	0,885	0,885
1996	-0,148	0,115	0,115
1997	0,788	0,824	0,824
1998	0,869	0,907	0,907
1999	0,538	0,592	0,592
2000	0,801	0,801	0,836
2001	0,841	0,841	0,899
2002	0,605	0,605	0,641
2003	0,302	0,302	0,559
2004	0,41	0,41	0,647
1994-2004	0,774	0,788	0,834

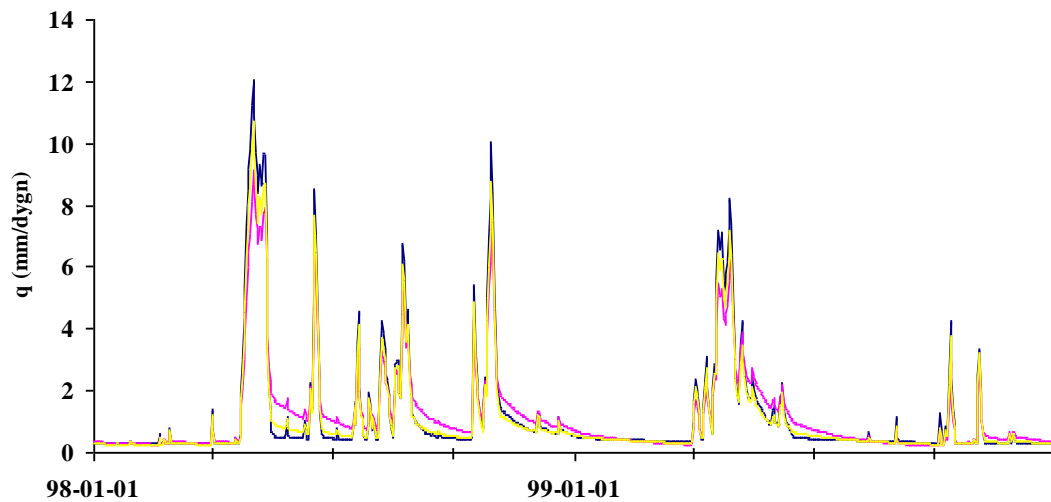
5.2 KALIBRERING B

Nya parametervärden (Tabell 11) togs fram vid kalibrering B efter samråd med Charlotta Pers från SMHI (2012-04-27) och inom parentes även de parametervärden som togs fram vid kalibrering A. För att minska den ytliga avrinningen har recessionen (*rrcs1*) i det översta marklagret sänkts för både skogsbeväxtad morän och skogsbeväxtad torvjord. För att minska ytavrinningen har parametern *srrate* tagits bort ur kalibreringen och *srrcs* har sänkts. Den maximala perkolationskapaciteten har höjts för torvjorden, men sänkts för moränen. *Cevp* har höjts för att sänka basflödet.

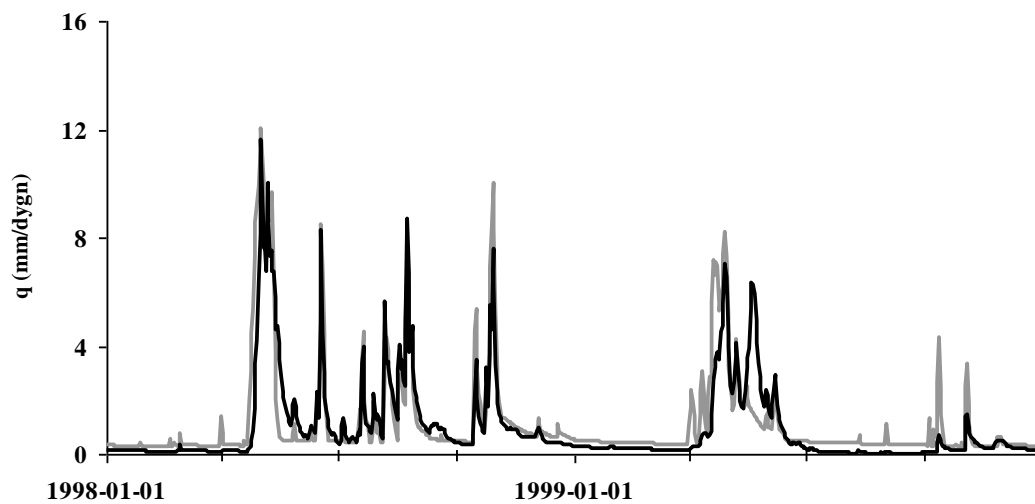
Tabell 11. Parametervärden

Parameter	Skogsbeväxtad	Skogsbeväxtad
	morän	torvjord
ttmp (°C)	0,35 (0,8)	0,35 (0,8)
cmlt (mm/dag)	2,2 (2,9)	2,2 (2,9)
cevp	0,15 (0,1)	0,15 (0,1)
rrcs1	0,15 (0,49)	0,15 (0,36)
rrcs2	0,004 (0,004)	0,004 (0,01)
srrcs	0,2 (0,5)	0,2 (0,5)
mperc (mm/dag)	3 (13,3)	10 (2,2)
srrate	0 (0,098)	0 (0,098)

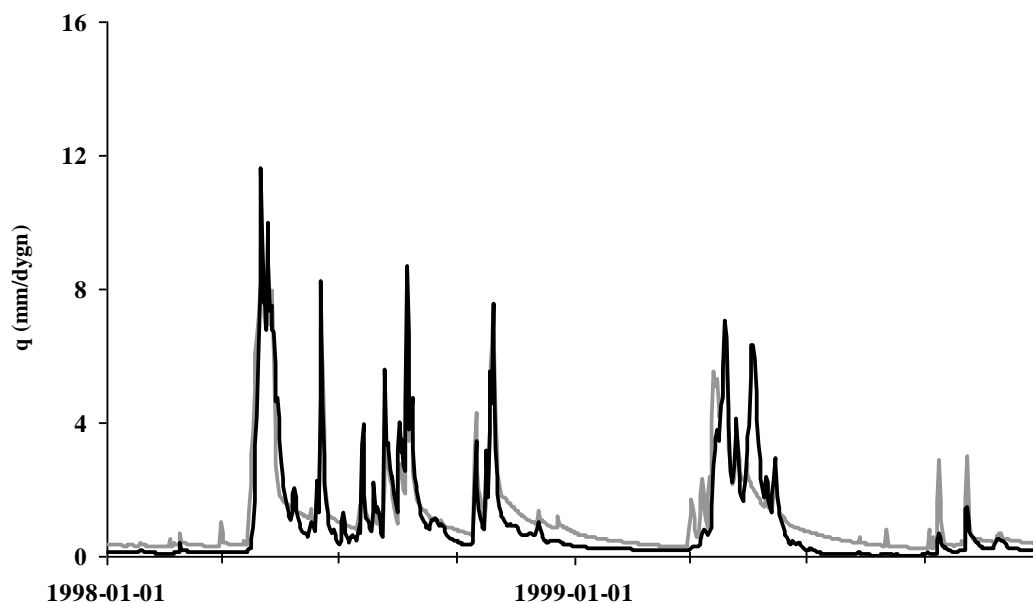
Den modellerade avrinningen är mycket lika för alla provpunkter (Figur 15) eftersom det bara finns uppmätt avrinning vid provplats 7, läggs fokus på den provpunkten. Figur 16-18 visar den modellerade avrinningen utifrån parametervärdena från kalibrering B.



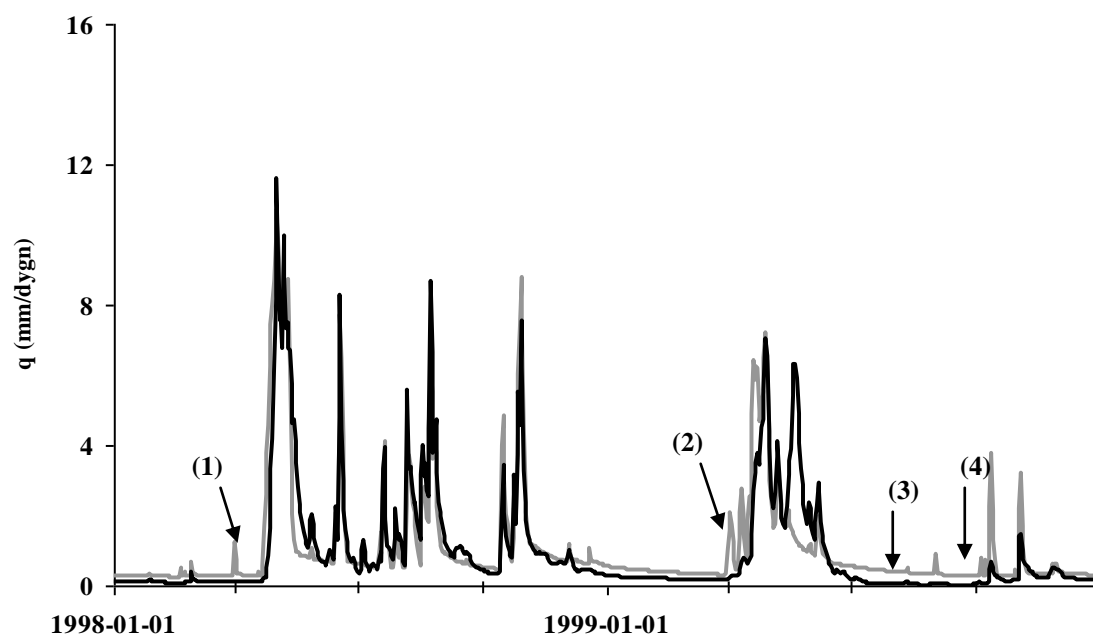
Figur 15. Modellerad specifik avrinning enligt kalibrering B. Blå linje visar provpunkt 2, rosa linje visar provpunkt 4 och gul linje visar provpunkt 7.



Figur 16. Specifik avrinning vid provplats 2. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar beräknad.



Figur 17. Specifik avrinning vid provplats 4. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar beräknad.



Figur 18 Specifik avrinning vid provplats 7. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar uppmätt. (1) modellerad topp, (2) modellerad topp, (3) sänkt basflöde jämfört med A, (4) uteblivna toppar jämfört med A.

Skillnaden mellan kalibrering A och kalibrering B i fråga om avrinningsmönster är att basflödet är sänkt för kalibrering B men även flödestopparna har minskat i höjd vid alla provplatser. Flera av de flödestoppar som uppkom under hösten 1999 för kalibrering A, försvann när *rres1* sänktes (pil 3 och 4 i Figur 18). Fortfarande uppkommer dock mindre flödestoppar innan vårfloden (pil 1 och pil 2), vilket som tidigare har nämnts kan förklaras med att modellen inte tar hänsyn till snöns förmåga att lagra vatten. Vid

kalibrering A rinner vattnet undan snabbt i form av ytavrinning och vid kalibrering B avges istället en större mängd genom avdunstning.

För kalibrering B beräknades NSE för alla år i kalibreringsperioden (Tabell 12). Samma år som vid kalibrering A är bra respektive dåliga, men generellt sett är anpassningen sämre för alla år.

Tabell 12. NSE för kalibrering B. (Hög anpassning >0,7, god anpassning >0,5, sämre anpassning <0,5).

År	NSE för 3 provplatser		
	2	4	7
1994	0,851	0,735	0,795
1995	0,791	0,795	0,823
1996	-0,534	0,358	-0,043
1997	0,835	0,851	0,883
1998	0,741	0,868	0,825
1999	0,442	0,68	0,52
2000	0,703	0,742	0,698
2001	0,795	0,811	0,816
2002	0,396	0,502	0,446
2003	0,2	0,519	0,372
2004	0,31	0,55	0,408
1994-2004	0,714	0,773	0,753

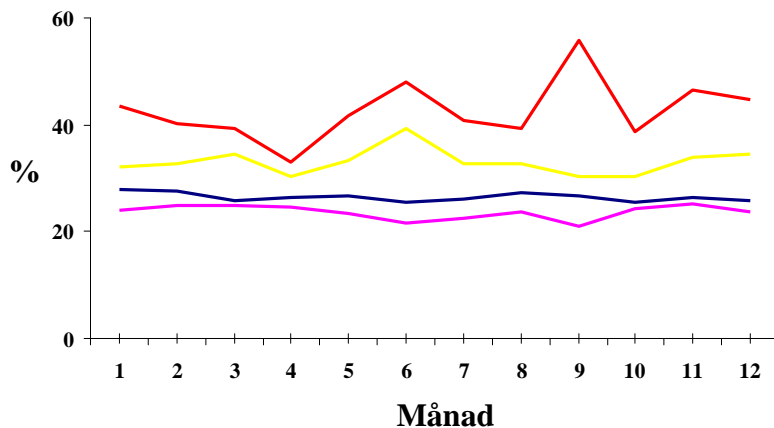
För att avgöra vilken del av året som modellen har svårast att fånga för de år då NSE blev sämre (NSE < 0,5), har åren delats in i två perioder, vinter-vår respektive sommar-höst. NSE har sedan beräknats för provplats 7 för varje period som överlappar de sämre åren utifrån de parametervärden som togs fram vid kalibrering B (Tabell 13). Period 1 är 1 december-31 maj och period 2 pågår ifrån 1 juni-30 november.

Tabell 13. NSE. Period 1=1 dec-31 maj, Period 2=1 jun-30 nov.

Period	Periodnummer	NSE
dec 1995-maj 1996	1	-1,55
juni 1996-nov 1996	2	0,07
dec 1996-maj 1997	1	0,89
dec 2001-maj 2002	1	0,4
juni 2002-nov 2002	2	-0,45
dec 2002-maj 2003	1	-0,06
juni 2003-nov 2003	2	0,56
dec 2003-maj 2004	1	0,18
juni 2004-nov 2004	2	0,83

För år 1996 tycks modellen ha svårt att fånga flödesvariationen under den första delen av året (Tabell 13), förmodligen är det vårfloden som beräknas till fel tidpunkt. För år 2002 är det däremot svårare för modellen att fånga flödesvariationen under den senare delen av året, men inte heller våren är särskilt bra. För 2003-2004 är det den tidigare delen av året som är sämst, vilket precis som för 1996 beror på att vårfloden hamnar fel

Då jordart och markanvändning/marktäcke klass påverkar vattnets kemiska sammansättning kan det även vara intressant för eventuella fortsatta undersökningar att utreda hur stor andel av den modellerade avrinningen från varje delavrinningsområde som rinner ut i provplats 7 och om denna andel skiljer sig åt mellan torra och blöta år.

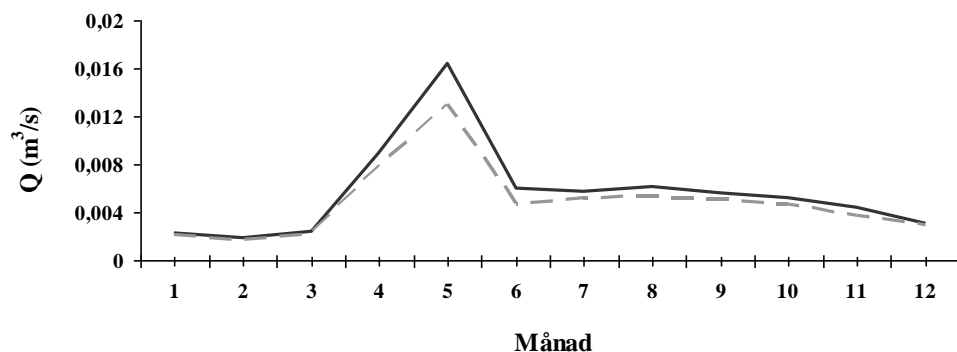


Figur 19. Andel av den modellerade avrinningen som rinner ifrån provpunkt 4 och provpunkt 2 till provpunkt 7. Röd linje motsvarar våta år (1998 och 2000) för provplats 4, gul linje motsvarar torra år (1994-1997) för provplats 4, blå linje motsvarar torra år (1994-1997) för provplats 2 och lila linje motsvarar våta år (1998 och 200) för provplats 2.

Delavrinningsområdet för provplats 4 utgörs av 38 % av avrinningsområdet för provplats 7 och delavrinningsområdet för provplats 2 utgörs av 22 % av avrinningsområdet för provplats 7. Delavrinningsområdet för provplats 2 utgörs helt av skog på moränmark, medan delavrinningsområdet för provplats 4 utgörs till 40% av skogsbeväxtad torvjord och resterande andel av skogsbeväxtad morän. För både den torra och den våta perioden rinner den största andelen vatten från provplats 4 till provplats 7 (Figur 19) och skillnaden är störst under de våta åren.

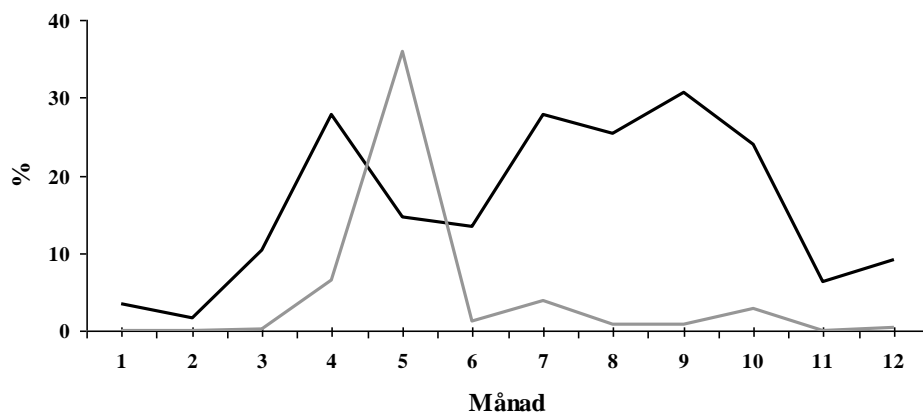
5.3 SKILLNAD I AVRINNINGSMÖNSTER MELLAN KALIBRERING A OCH KALIBRERING B

Vid en jämförelse av kalibrering A och kalibrering B för alla år i kalibreringsperioden blir flödestoppen i samband med vårflo den lägre för kalibrering B, jämfört med kalibrering A (Figur 20).



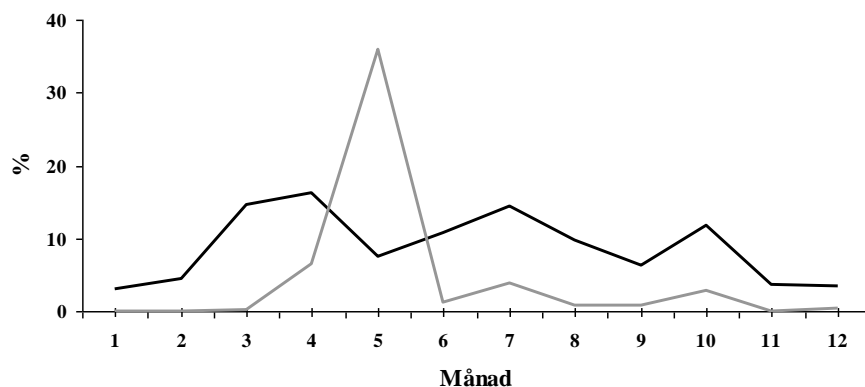
Figur 20. Jämförelse mellan kalibrering A och kalibrering B vid provplats 7 för åren 1994-2004. Heldragen linje betecknar modellerad avrinning enligt kalibrering A och streckad linje modellerad avrinning enligt kalibrering B.

För att få en närmare inblick i hur avrinningsmönstret skiljer sig åt mellan kalibrering A och kalibrering B, gjordes en jämförelse med avseende på ytavrinning och avrinning i det översta marklagret vid provplats 7.



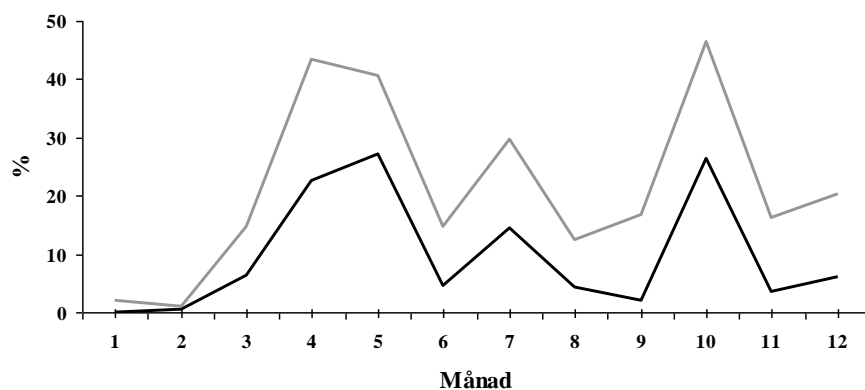
Figur 21. Den andel av avrinningen som utgör ytavrinning under den torra perioden 1994-1997. Mörk linje betecknar kalibrering A och ljus linje betecknar kalibrering B.

Under både torra och blöta år bildas det generellt en mycket större andel ytavrinning för kalibrering A jämfört med kalibrering B (Figur 21 och Figur 22). För kalibrering A bildas det dessutom en större andel ytavrinning under torra år jämfört med blöta. Under vårfloeden ökar ytavrinningen markant för kalibrering B, då stora mängder snö smälter och avdunstningen ännu inte är så hög.



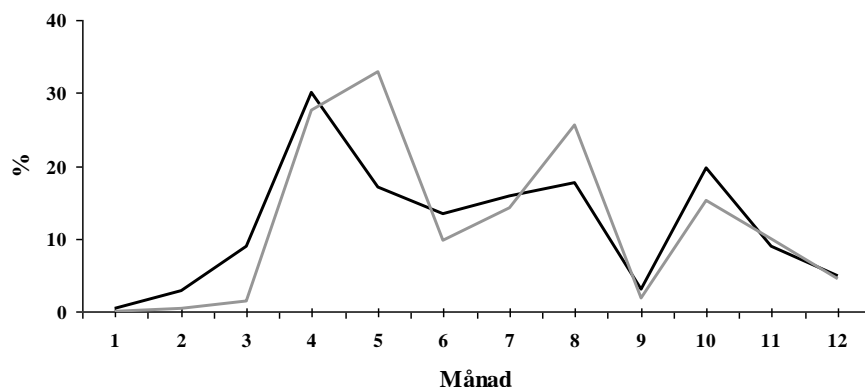
Figur 22. Den andel av avrinningen som utgör ytavrinning under den blöta perioden 1998 och 2000, Mörk linje betecknar kalibrering A och ljus linje betecknar kalibrering B.

Det översta marklagret kan maximalt vara 35 cm djupt inom avrinningsområdet, men i 85 % av avrinningsområdet är markdjupet i det översta lagret maximalt 15 cm.



Figur 23. Den andel av avrinningen som rinner i det översta marklagret, 0-35 cm djup, under den torra perioden 1994-1997. Mörk linje betecknar kalibrering A och ljus linje betecknar kalibrering B.

Under torra år är skillnaden med avseende på avrinning i översta marklagret störst mellan kalibrering A och kalibrering B (Figur 23). Orsaken till att en större andel av avrinningen sker i översta marklagret vid kalibrering B jämfört med kalibrering A, är att grundvattenytan sjunker samtidigt som ytavrinningen fortfarande är låg. För kalibrering A rinner mer vatten ovanpå markytan istället.



Figur 24. Den andel av avrinningen som rinner i det översta marklagret, 0-35 cm djup, under den blöta perioden 1998 & 2000. Mörk linje betecknar kalibrering A och ljus linje betecknar kalibrering B.

Under blöta år är skillnaden i avrinningsmönster i översta marklagret mindre mellan kalibrering A och B (Figur 24). Fortfarande är ytavrinningen hög för kalibrering A och låg för kalibrering B. Vid år med hög nederbörd infiltreras större mängder vatten i marken, vilket innebär att avrinningsbidraget från djupare marklager ökar i betydelse på bekostnad av grundare.

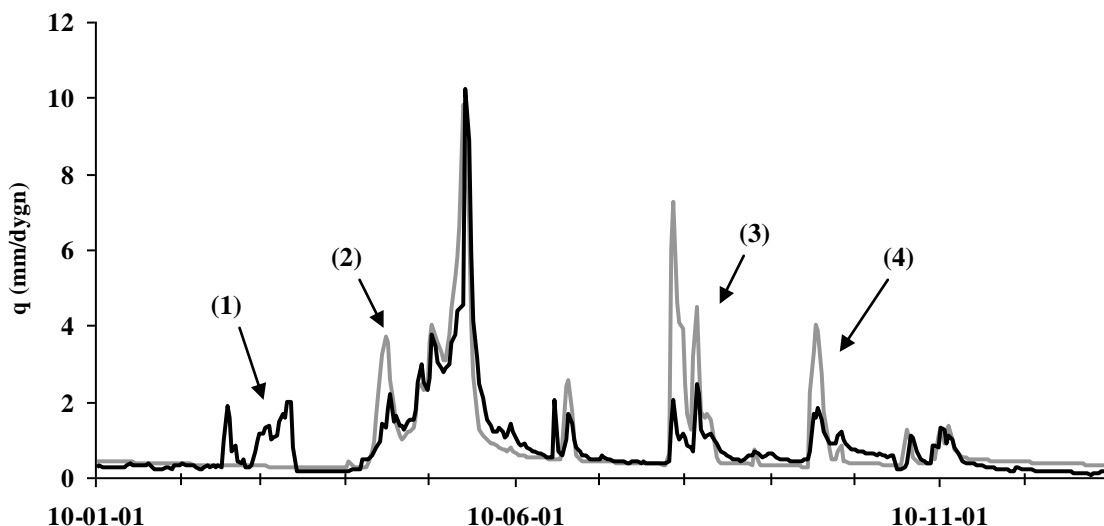
5.4 KALIBRERING FÖR HELA AVRINNINGSSOMRÅDET

För de två redan existerande markklasserna skogsbeklädd morän och skogsbeklädd torvjord används samma parametervärden som vid kalibrering B (Tabell 14). Då det har tillförts en ny markanvändning (jordbruk) och en ny jordart (sediment) har nya parametervärden kalibrerats fram för dessa.

Tabell 14 Parametervärden för hela avrinningsområdet

Parameter	Skogsbeklädd morän	Skogsbeklädd torvjord	Sedimentområde med skog	Jordbruk på morän
ttmp (°C)	0,35	0,35	0,35	0,1
cmlt (mm/dag)	2,2	2,2	2,2	0,4
cevp	0,15	0,15	0,15	0,4
rrcs1	0,15	0,15	0,01	0,15
rrcs2	0,004	0,004	0,006	0,004
srrcs	0,2	0,2	0,2	0,1
mperc (mm/dag)	3	10	2	3
srrate	0	0	0	0

Eftersom sedimentjorden är mycket finkornig tilldelades den låga recessionskoefficienten (*rrcs1-2*) och en låg maximal perkolationskapacitet (*mperc*), trots att en höjning av dessa gav ett högre NSE. För hela området blev NSE=0,433. Då det endast fanns vattenföringsdata för ett år var det svårt att avgöra vilka parametervärden som var mest optimala.



Figur 25. Specifik avrinning vid provplats 16. Ljus linje visar modellerad avrinning och mörk linje visar uppmätt avrinning. (1) Uppmätt flödestopp, (2) modellerad flödestopp, (3) modellerad flödestopp, (4) modellerad flödestopp.

Avrinningsbilden för hela området under 2010 som var ett nederbördsrikt år visar trots det mediokra värdet på NSE att modellen följer den uppmätta avrinningen relativt väl i fråga om flödestopparnas tidpunkt (Figur 25). Modellen lyckas inte fånga de två uppmätta flödestopparna som infaller i början av året, se pil 1. Däremot överskattar den höjden av de två flödestopparna som infaller under hösten, se pil 3 och 4, samt en flödestopp som infaller under våren, se pil 2. Som tidigare nämnts kan den för höga flödestoppen (pil 2) under våren möjligen förklaras med att regn- och smältvatten lagras i snö. Basflödet ligger däremot på en rimlig nivå.

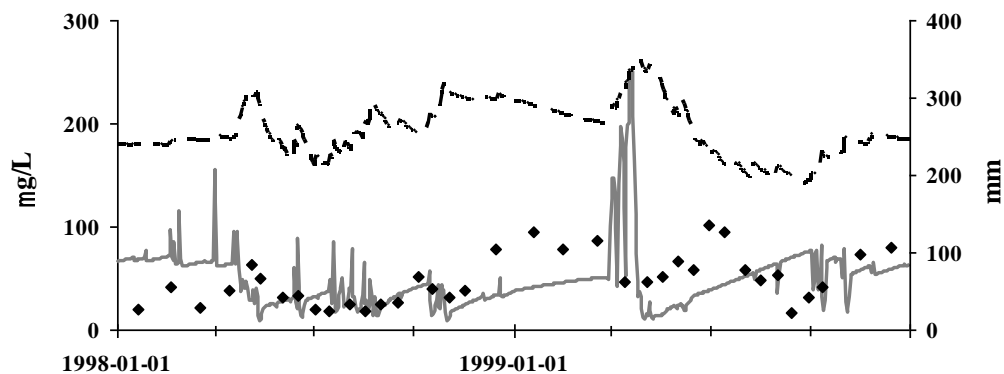
5.4 KALIBRERING AV KVÄVE

Vid kalibreringen av kväve för hela området (provplats 16) erhöles parametervärden enligt Tabell 15.

Tabell 15. Parametervärden för kvävekalibrering

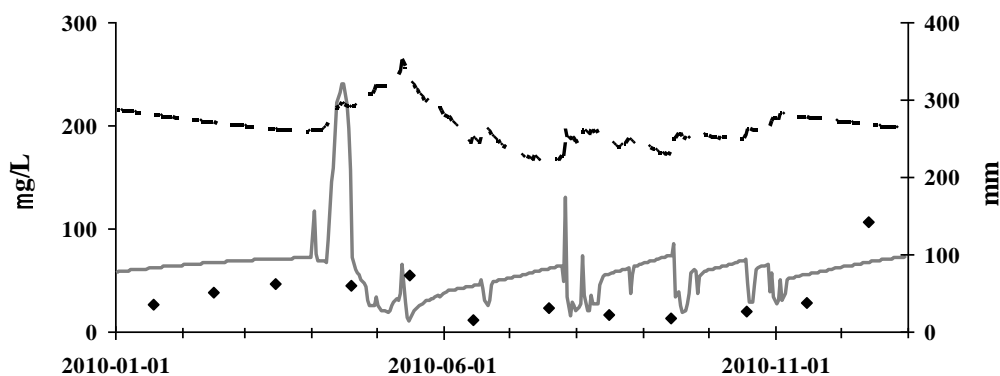
Parameter	Skogsbeklädd morän	Skogsbeklädd torvjord	Sedimentområde med skog	Jordbruk på morän
denitrilu	0,02	0,02	0,02	0,08
degradhn	0,000008	0,000008	0,000008	0,00001
minerfn	0,0007	0,0007	0,0007	0,0015
onfnrat	90	90	90	400
hnhalf (m)	0,2	0,2	0,2	0,05

En jämförelse mellan å ena sidan modellerat och uppmätt oorganiskt kväve i avrinningen och å andra sidan modellerat markvatteninnehåll är intressant att göra eftersom den modellerade kvävekoncentrationen styrs av avrinningskalibreringen (Figur 26). För kvävekalibreringen utnyttjades kalibrering B.



Figur 26. Oorganiskt kväve i avrinningen och markvatteninnehåll vid provplats 7. Streckad linje visar markvatteninnehåll, ljus linje visar modellerad kvävekoncentration och punkter visar uppmätt kvävekoncentration.

Modellerade kvävetoppar infaller i vissa fall strax innan modellens markvattenhalt ökar, vilket beror på att näringsämnen sköljs ut då avrinningen ökar, men sedan späds kvävehalten ut då mer vatten strömmar ut (Figur 26). Kvävevariationen styrs dock inte enbart av avrinning utan även av temperatur. Då det blir varmare ökar takten för nedbrytning och mineralisering. I HYPE-modellen ökar även takten för modellerad denitrifikation då temperaturen höjs, vilket innebär att halten av oorganiskt kväve minskar under sommaren. Kväve tas även upp av växter i modellen, men växtupptaget har inte så stor inverkan.



Figur 27 Oorganiskt kväve och markvatteninnehåll vid provplats 16. Streckad linje visar markvatteninnehåll, ljus linje visar modellerad kvävekoncentration och punkter visar uppmätt kvävekoncentration.

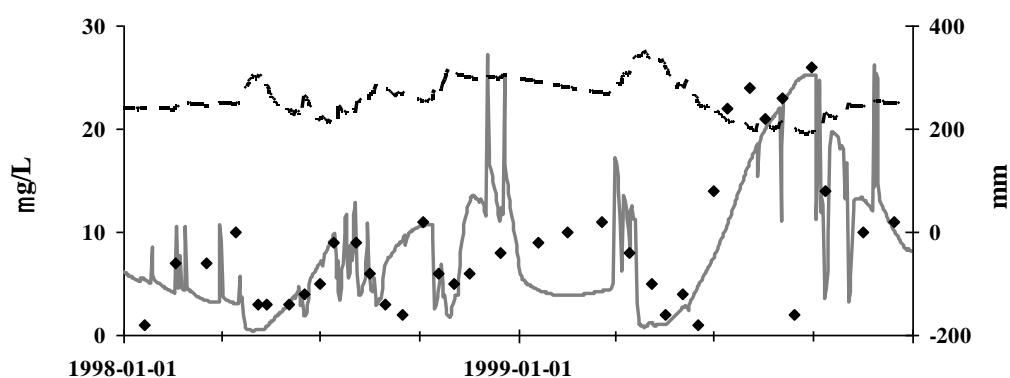
Då det inte fanns så många mätvärden vid kalibreringen av kväve för provplats 16 har det varit svårt att avgöra vad som varit en rimlig anpassning. En kvävetopp infaller strax före vårfloden och kvävehalten sjunker när det blir varmare (Figur 27).

5.5 KALIBRERING AV FOSFOR

Vid kalibreringen av fosfor för hela avrinningsområdet (provplats 16) togs parametervärden fram (Tabell 16).

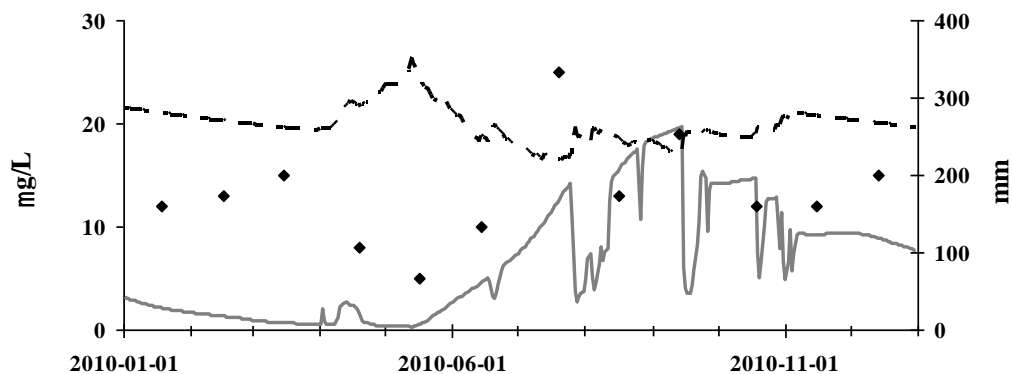
Tabell 16 Parametervärden för fosforkalibrering

Parameter	Skogsbeklädd morän	Skogsbeklädd torvjord	Sedimentområde med skog	Jordbruk på morän
degradhp	0,00005	0,00005	0,00005	0,00008
minerfp	0,025	0,025	0,025	0,023
pphalf (m)	0,3	0,3	0,3	0,4
hphalf (m)	0,25	0,25	0,25	0,2



Figur 28. Löst fosfor och markvatteninnehåll vid provplats 7. Streckad linje visar modellerat markvatteninnehåll, ljus linje visar modellerad fosforkoncentration och punkter visar uppmätt fosforkoncentration.

En jämförelse mellan uppmätta halter av löst fosfor, modellerade halter av löst fosfor samt modellerat markvatteninnehåll gjordes (Figur 28). Hastigheten för nedbrytning och mineralisering av fosfor är liksom för kväve beroende av temperatur. Det innebär att halten av löst fosfor kommer att öka då det blir varmare under året. En mekanism för bortförsl av fosfor är erosion och i HYPE-modellen finns det två typer, regndroppserosion, vilket innebär att det lossnar material ifrån markytan när den träffas av regndroppar, och erosion till följd av ytavrinning. Då ytavrinningen minskades vid kalibrering B är det främst regndroppserosion som är av betydelse. När kohesionen (*eropar1*) som styr erosionen på grund av ytavrinning, varierades märktes inga förändringar.



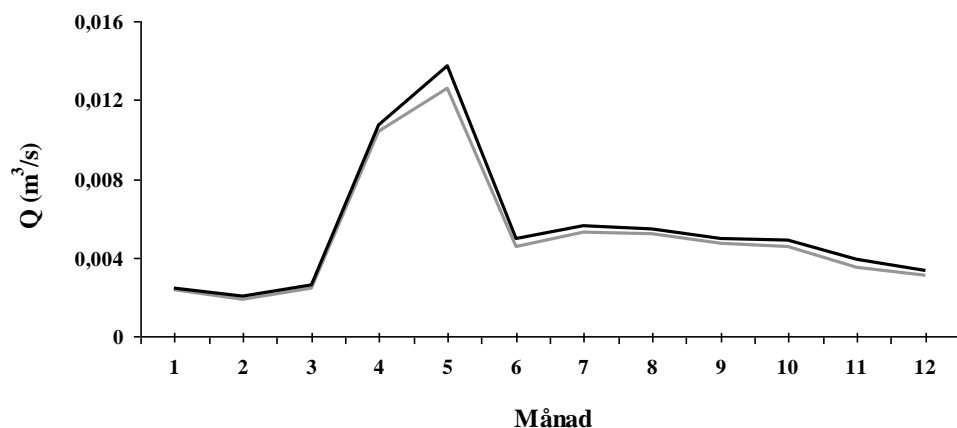
Figur 29 Löst fosfor och markvatteninnehåll vid provpunkt 16. Streckad linje visar modellerat markvatteninnehåll, ljus linje visar modellerad fosforkoncentration och punkter visar uppmätt fosforkoncentration.

Liksom vid modelleringen av oorganiskt kväve för hela avrinningsområdet fanns det vid modelleringen av fosfor inte tillgång till så många mätvärden och därför blev det svårt att få till en bra anpassning. Det som är anmärkningsvärt är att de uppmätta fosforhalterna är betydligt högre än de simulerade (Figur 29), och det hade inte gått att lägga modellen på samma nivå utan att göra radikala förändringar i flera av parametrarna. En förklaring till den stora differensen kan vara att det sker mycket erosion från kanterna i själva åfåran, något som inte HYPE-modellen kan simulera.

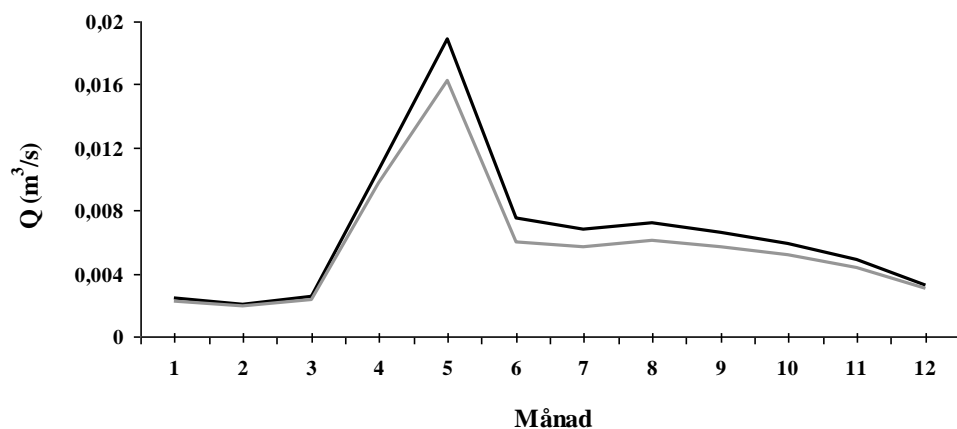
5.6 DEN MODELLERADE AVDUNSTNINGEN

Enligt avrinningsområdets definition i HYPE-modellen delas avrinningsområdet för provplats 7 in i tre delar. En del som samlar upp vatten till provplats 2, en som samlar upp vatten till provplats 4 och en resterande delarea som tillhör provplats 7. För den sista delarean användes beräknad potentiell avdunstning som indata, medan HYPE-modellen beräknade avdunstningen i de övriga två delavrinningsområdena. Den parameter som styr avdunstningen i HYPE-modellen kallas *cevp*.

En test att ta bort indatan för potentiell avdunstning för båda kalibreringarna gjordes för att se vilken inverkan det fick på kalibreringsresultaten när modellen beräknade avdunstningen för hela avrinningsområdet. Störst blir skillnaden när avdunstningsdatan plockas bort för kalibrering B (Figur 30 och Figur 31). Avrinningen blir märkbart högre, vilket betyder att om kalibreringen hade gjorts utan avdunstningsdata hade parametern *cevp* behövt höjas ytterligare.



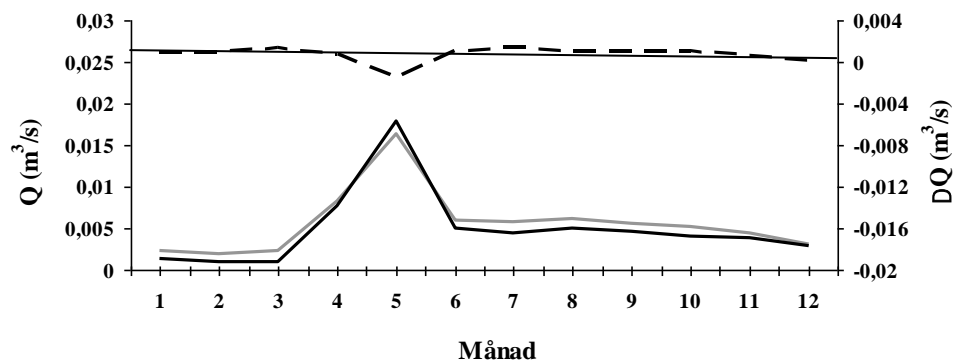
Figur 30. Kalibrering A för provplats 7 och åren 1994-2004. Den mörka linjen visar den modellerade avrinningen utan avdunstningsdata och den ljusa linjen med avdunstningsdata.



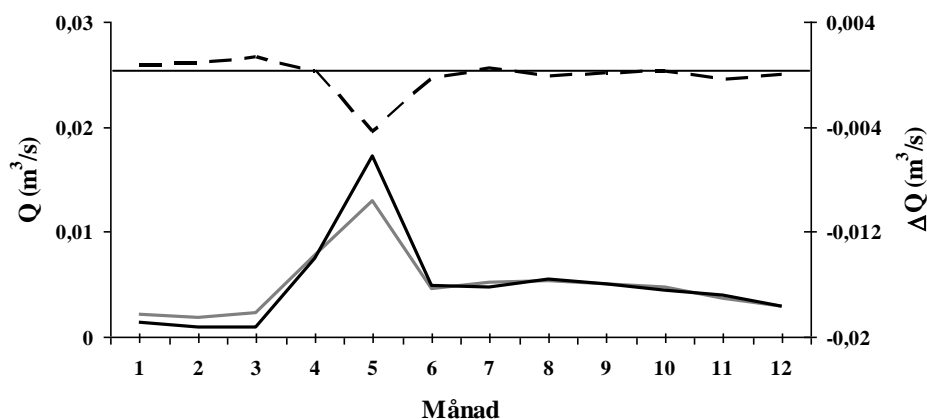
Figur 31. Kalibrering B för provplats 7 och åren 1994-2004. Den mörka linjen visar den modellerade avrinningen utan avdunstningsdata och den ljusa linjen med avdunstningsdata.

5.7 AVVIKELSER I KALIBRERINGSRESULTATEN

Differensen i månadsmedelvärden för modellerad och uppmätt avrinning för kalibrering A under hela kalibreringsperioden utreddes (Figur 32). För provplats 7 ligger basflödet under större delen av året på rätt nivå vid kalibrering B (Figur 33). Avvikelsen blir som störst i samband med vårfloden.



Figur 32. Skillnad mellan modellerad och uppmätt avrinning för kalibrering A under kalibreringsperioden 1994-2004. Den ljusa kurvan representerar den modellerade avrinningen, den mörka kurvan representerar den uppmätta avrinningen och den streckade kurvan representerar avvikelse mellan modellerad och uppmätt avrinning.

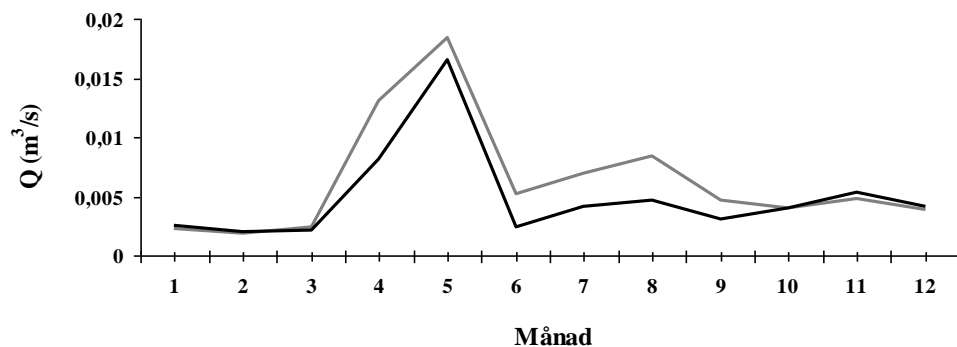


Figur 33 Skillnaden mellan modellerad och uppmätt avrinning för kalibrering B under perioden 1994-2004. Den ljusa kurvan representerar den modellerade avrinningen, den mörka kurvan representerar den uppmätta avrinningen och den streckade kurvan visar skillnaden mellan modellerad och uppmätt avrinning.

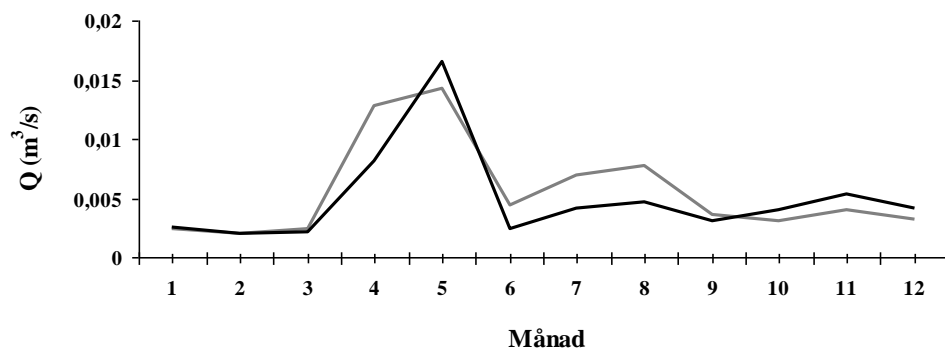
Avvikelse mellan medelvärden av modellerat och uppmätt flöde för kalibrering B är ungefär 3 %, vilket är märkbart lägre än avvikelsen för kalibrering A som är ungefär 15 %. Kalibrering A får alltså högre värden på NSE på bekostnad av en större betydligt större avvikelse.

5.7 VALIDERING

År 2005-2010 har använts som valideringsår för avrinningskalibreringen. Under valideringsperioden räknas 2006 och 2008 som våta år. Modellen överskattar tydligt avrinningen under våren, sommaren och hösten, men under vintern blir anpassningen relativt bra för kalibrering A (Figur 34).



Figur 34. Validering för kalibrering A. Valideringsperioden är 2005-2010. Den ljusa linjen representerar månadsmedelvärden för den modellerade avrinningen och den mörka linjen representerar månadsmedelvärden för den uppmätta avrinningen.



Figur 35 Validering för kalibrering B. Kalibreringsperiod är år 2005-2010. Den ljusa kurvan visar månadsmedelvärden för modellerad avrinning och den mörka kurvan visar månadsmedelvärden för uppmätt avrinning.

Liksom kalibrering A kan ses att basflödet är för högt under sommaren för kalibrering B (Figur 35). Under vintern tycks det däremot vara för lågt. Vårfloden infaller även lite för tidigt i modellen.

NSE beräknades för alla år i valideringsperioden (Tabell 17). Det kan ses i tabellen att NSE-värdena genomgående blir dåliga förutom år 2009.

Tabell 17. NSE för kalibrering A och kalibrering B.

År	NSE	
	Kalibrering A	Kalibrering B
2005	0,37	0,179
2006	-0,088	-0,426
2007	-1,648	-0,841
2008	0,226	0,191
2009	0,67	0,717
2010	0,315	0,411
2005-2010	0,178	0,209

6. DISKUSSION

I den här studien har två olika kalibreringar (A och B) av HYPE-modellen gjorts med avseende på avrinning för ett mindre skogsområde i närheten av Vindeln i Västerbotten. Det har även gjorts ett försök till att kalibrera kväve och fosfor för samma skogsområde.

6.1 AVRINNING

Kalibreringen av avrinningen visade att det gick att få en bra anpassning av modellen för det mindre avrinningsområdet som uppsamlar avrinningen vid provplats 7. När det togs mindre hänsyn till parametrarnas storlek vid kalibrering A, gick det i det här fallet att få en kalibrering med ett högre värde på NSE än vid kalibrering B då kalibreringen skedde enligt de parametervärden som SMHI brukar använda. För hela Krycklans avrinningsområde var det svårt att göra en bra kalibrering eftersom det endast fanns tillgång till ett års vattenföringsmätningar.

Det kan finnas olika argument till varför kalibrering A eller kalibrering B för provplats 7 är att föredra. Kalibrering A var bättre än kalibrering B på att fånga flödestopparna, men gav ett för högt basflöde. Eftersom fosfor och kväve främst spolats ut i vattendrag i samband med flödestoppar är det viktigt att ha en modell som fångar flödestopparnas tidpunkt och storlek. Den tillgängliga mängden kväve och fosfor är dock inte jämnt fördelad i landskapet. Det kan vara ett argument för att kalibrering B är att föredra vid modellering av transport av näringsämnen, eftersom den totala transporten även kommer att påverkas av vilken väg som vattnet tar. När den andel av avrinningen som kommer från området med myrmark (provplats 4) beräknades, visade det sig att den årliga nederbörden har betydelse för avrinningsbidragets storlek. Provplats 4 bidrar med en större andel än provplats 2, och skillnaden blir störst under nederbördsrika år. Eftersom halterna av näringsämnen i marken är olika för olika jordarter påverkar det näringsläckaget.

Mellan kalibrering A och kalibrering B var det skillnader vad gäller storleken på recessionsparametrarna och den maximala perkolationskapaciteten. I kalibrering A fick vi en modell där vattnet perkolerade långsamt ner i markprofilen. Enligt en sådan modell bildas det mycket ytavrinning, vilket i verkligheten sällan sker. För kalibrering B rann en stor andel av vattnet i översta lagret av markprofilen och en mindre del som ytavrinning förutom i samband med vårfloden. Under blötare år var avrinningsbidraget från djupare marklager större.

Som tidigare nämnts gav kalibrering A ett för högt basflöde. Under det torra året 1999 kunde även ses att det uppkom många små flödestoppar som inte existerade i verkligheten, vilket troligtvis beror på alltför hög recession i översta marklagret. När medelavvikelsen beräknades blev resultatet 15 % för kalibrering A. Det är troligtvis ett resultat av hög recession i övre delen av marken samt en låg maximal perkolationskapacitet. För kalibrering B blev medelavvikelsen enbart 3 %. Enligt beräkningar ifrån SMHI (Strömquist m.fl., 2012) erhöles ett medianvärde på ca 13 % för medelavvikelsen för kalibreringar av ett stort antal avrinningsområden av samma storleksordning som Krycklan.

Det visade sig att modellen gav en bra anpassning för alla år som var blöta och en något sämre anpassning för de torrare åren, men flera av de torra åren fick ett högt värde på NSE. Det bör dock påpekas att NSE är ett bra mått för att fånga flödestoppar, men fungerar sämre vid låga flöden. För att få en bättre anpassning vid låga flöden bör även volymfel användas vid kalibreringen. Det går även att kalibrera efter NSE på logaritmen av specifik avrinning (Charlotta Pers, personligt medd.). De år som generellt blev sämre var 1996, 2002-2004. Det som oftast då var problemet var att modellen hade svårt att fånga vårflodens rätta tidpunkt. En förklaring till det kan vara att modellen inte tar hänsyn till att snö kan lagra regn och smältvatten. Resultatet kan då bli att vårfloden kommer för tidigt.

När valideringen gjordes för avrinningskalibreringen med åren 2005-2010 som valideringsperiod blev resultatet dåligt, vilket anses vara ett NSE-värde under 0,5. Värdena för NSE blev dåliga för alla år förutom 2009. Det kan finnas flera orsaker till att valideringen inte överensstämde med kalibreringen. Eftersom anpassningen blev som bäst under vintern och sämre under våren när det rinner till mycket vatten och under sommaren när det blir varmare, bedöms avdunstningen vara den troligaste förklaringen till att valideringen inte stämde med kalibreringsresultatet. Ett bättre alternativ hade varit att låta modellen beräkna avdunstningen. Detta gjordes dock inte. När kalibrering A och kalibrering B testades utan avdunstningsdata, visade det sig att kalibrering A gav ungefär samma resultat medan avdunstningen borde ha höjts för kalibrering B. En annan orsak till att valideringen inte blev bra, som bedöms vara mindre trolig, är att en eller flera mätserier i indata under dessa år innehöll stora fel.

6.2 KVÄVE OCH FOSFOR

Det var svårt att få en bra anpassning till mätdata för kväve och fosfor. För kväve kan det finnas ett svagt samband mellan modell och mätdata, för fosfor är det däremot svårt att se något samband alls. Enligt beräkningar från SMHI blev ett medianvärde av medelavvikelsen, för ett stort antal kalibreringar för avrinningsområden av Krycklans storleksordning, drygt 20 % för totalkväve och nästan 40 % för totalfosfor (Strömqvist m.fl., 2012). När det gäller modellering av kväve och fosfor är det dock två faktorer viktiga. För det första måste avrinningskalibreringen vara bra eftersom näringsämnen rör sig med vattnet och för det andra måste det finnas tillgång till bra temperaturmätningar eftersom flera processer som nedbrytning, mineralisering och denitrifikation i HYPE-modellen beror av temperaturen.

För fosformodelleringen av hela avrinningsområdet blev fosforhalterna alldeles för låga, vilket kan bero på att modellen inte kan ta någon hänsyn till erosion i åfåran. Något som inte varierades vid fosforkalibreringen var freundlichparametrarna. Vilken inverkan det hade fått på fosforkalibreringen är svårt att uttala sig om. I HYPE-modellen finns inte kvävefixering medtaget. Då Krycklanområdet till största delen består av skog och sjöarean är så liten att den är försumbar, har bristen på kvävefixering troligtvis ingen större inverkan på resultatet. Det skulle dock kunna förorsaka en större avvikelse i en sjö där kvävefixeringen kan vara betydande.

REFERENSER

Buffam I., Laudon H., Temnerud J., Mörth C-M. & Bishop K. (2007). *Landscape-scale variability of acid dissolved organic carbon during spring flood in a boreal stream network*. Journal of geophysical research, vol. 112, G01022, doi: 10.1029/2006JG000218, 2007.

Buffam I., Laudon H., Seibert J., Mörth C-M. & Bishop K. (2008). *Spatial heterogeneity of the spring flood acid pulse in a boreal stream network*. Science of the total environment 407 (2008) 708-722.

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson M. (2005). *Wiklanders marklära*. Lund: Studentlitteratur.

Grip, H & Rodhe, A. (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*. Uppsala: Hallgren & Fallgren studieförlag AB.

Köhler S. J., Buffam I., Laudon H., & Bishop K. H. (2008). *Climate's control of intra-annual and interannual variability of total organic carbon concentration and flux in two contrasting boreal landscape elements*. Journal of Geophysical Research, vol. 113, G03012, doi:10.1029/2007JG0006029.

Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömqvist J., & Arheimer B. (2010). *Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales*. Hydrology Research 41.3-4:295-319.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Liew, M. W., Bigner, R. L., Harmel, R. D. & Veith, T. L. (2007). *Model evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations*. Transaction of the ASABE, 50(3): 885-900.

Schlesinger, W. H. (1997). *Biochemistry. An analysis of global change*. Academic Press.

Sirin, A., Köhler S. & Bishop K. (1998). *Resolving flow pathways and geochemistry in a headwater forested wetland with multiple tracers*. Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters (Proceedings of the HeadWater'98 Conference held at Meran/Merano, Italy, April 1998). IAHS Publ. no. 248, 1998.

SMHI (2009a). HYPE. HYdrological Predictions for the Environment. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/hype-1.557>. Hämtad: 2012-01-24.

SMHI (2009b). S-HYPE. HYPE-modell för hela Sverige. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560>. Hämtad: 2012-05-29

SMHI (2009c). E-HYPE. HYdrological Predictions for the Environment – Europa. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/e-hype-1.550>. Hämtad: 2012-05-28.

SMHI (2010). *Modellberäknade data i VattenWeb. Modellberäkningar med S-HYPE och Kustzonmodellen för sötvatten respektive kustvatten.* Tillgänglig: <http://www.smhi.se/Professionella-tjanster/Professionella-tjanster/Miljo-och-klimat/Vattenmiljo/modellberaknade-data-i-vattenweb-1.9546>. Hämtad: 2012-03-20.

SMHI (2012). *SMHI VattenWeb.* Tillgänglig: <http://vattenweb.smhi.se/>. Hämtad: 2012-05-29.

Sonesten, L. (2010). *Belastning – brunifiering av våra vatten.* Havet 2010. Naturvårdsverket och Havsmiljöinstitutet.

Strömquist J., Arheimer B., Dahné J., Donnelly C. & Lindström G. (2012). *Water and nutrient prediction in ungauged basin: set up and evaluation of a model at the national scale.* Hydrological Sciences Journal, 57:2, 229-247.

Vattenmyndigheterna (2012). *Om vattenmyndigheterna.* Tillgänglig: <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/Pages/default.aspx>. Hämtad: 2012-05-28

Ågren, A. (2007). *Seasonal variation and landscape regulation of dissolved organic carbon concentrations and character in Swedish boreal streams.* Department of Ecology and Environmental Science. Umeå University.

Personliga meddelanden

Köhler, Stephan. (2012). Forskare. Institutionen för vatten och miljö. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Laudon, Hjalmar. (2012). Professor. Institutionen för skogens ekologi och skötsel. Sveriges Lantbruksuniversitet. Umeå.

Pers, Charlotta. (2012). Forskare. SMHI. Norrköping.

BILAGA 1: HYDROLOGIPARAMETRAR I HYPE-MODELLEN

Tabell 18. Hydrologiparametrar i HYPE-modellen

Parameter	Beskrivning	Beroende
wcwp1	Vissningsgräns i jordlager 1	Jordart
wcwp2	Vissningsgräns i jordlager 2	Jordart
wcwp3	Vissningsgräns i jordlager 3	Jordart
wcfc1	Markfraktion för avdunstning men ej avrinning i jordlager 1	Jordart
wcfc2	Markfraktion för avdunstning men ej avrinning i jordlager 2	Jordart
wcfc3	Markfraktion för avdunstning men ej avrinning i jordlager 3	Jordart
wcep1	Effektiv porositet i jordlager 1	Jordart
wcep2	Effektiv porositet i jordlager 2	Jordart
wcep3	Effektiv porositet i jordlager 3	Jordart
mperc (mm/dag)	Maximal perkolationskapacitet	Jordart
cmlt (mm/dag)	Snösmältningsparameter	Markanvändning
ttmp (°C)	Tröskeltemperatur för snösmältning och evapotranspiration	Markanvändning
cevp	Evapotranspirationsparameter	Markanvändning
frost (cm/°C)	Tjäldjupsparameter	Markanvändning
sfrost (cm/°C)	Tjäldjupsparameter	Jordart
rcgrw	Recessionskoefficient för grundvatten	Generell
rres1	Recessionskoefficient för jordlager 1	Jordart
rres2	Recessionskoefficient för jordlager 3	Jordart
rres3	Lutningsberoende för jordlager 1	Generell
srres	Recessionskoefficient för ytavrinning	Markanvändning
trres	Recessionskoefficient för dräneringsrör	
rrescorr	Korrektionsfaktor för recession $rres=rres(1+rrescorr)$	Parameter
cevpam	Amplitud av sinusfunktion för korrektion av potentiell evapotranspiration	Generell
cevpph (dag)	Sinusfunktionens fas för korrektion av potentiell evapotranspiration	Generell
cevpcorr	Korrektionsfaktor för evapotranspiration $cevap=evap(1+cevpcorr)$	Parameter
lp	Gräns för potentiell evapotranspiration	Generell
gratk	Parameter i avbördningskurva för sjö $Q=gratk(w-w0)*gratp$	Generell
gratp	Parameter i avbördningskurva för sjö $Q=gratk(w-w0)*gratp$	Generell
qprod	Andel av medelavrinning använd till reglering	
rivvel (m/s)	Hastighet i vattendrag	Generell
damp	Andel i vattendrag som förorsakar dämpning	Generell
dead (m)	Parameter för beräkning av dödvolum i vattendrag	Generell
tcalt	Parameter för temperaturens beroende av höjd	Generell
pcadd	Korrektionsparameter för nederbörd, används vid högre höjd	Generell
pcelev (m)	Gränshöjd för klasser vars nederbörd justeras av	Generell

	pcadd	
gldepi (m)	Djup för lokala sjöar	Generell
srrate	Recessionskoefficient för ytavrinning	Markanvändning
macro1	Recessionskoefficient makroporflöde	Markanvändning
macro2 (mm)	Tröskel för makroporflöde	Markanvändning
macro3	Tröskelmarkvattenhalt för makroporflöde och ytavrinning	Markanvändning
epotdist	Koefficient i exponentialfunktion för evapotranspirationens djupberoende	Generell
Qmean (mm/år)	Initialvärde för beräkning av medelavrinning	Generell
snowdens0 (g/cm ³)	Snödensitet för nysnö	Generell
snowdenstdt (g/cm ³ /dag)	Ökning av snödensitet per dag	Generell

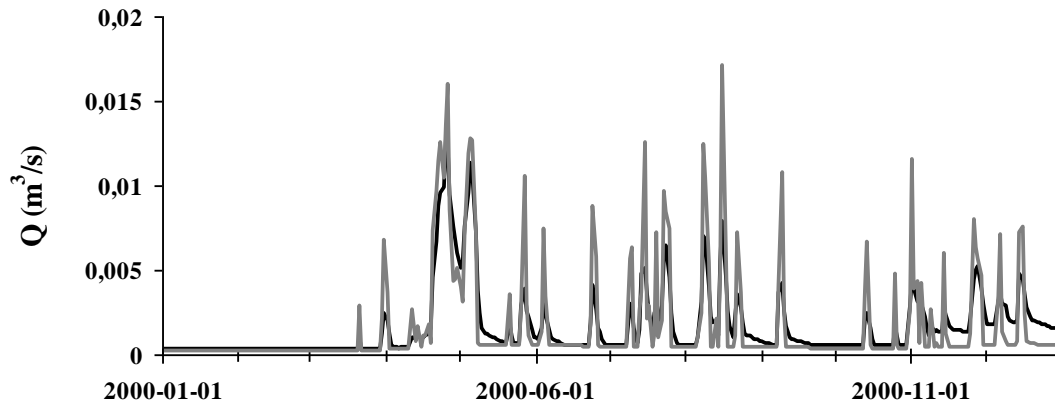
BILAGA 2: KVÄVE- OCH FOSFORPARAMETRAR I HYPE-MODELLEN

Tabell 19. Kväve- och fosforparametrar i HYPE-modellen

Parameter	Beskrivning	Beroende
denitrlu	Denitrifikation i marken	Markanvändning
denitwrm	Denitrifikation i huvudåfåra	Generell
denitwrl	Denitrifikation i lokal åfåra	Generell
degradhp	Nedbrytning av humusP till fastP	Markanvändning
degradhn	Nedbrytning av humusN till fastN	Markanvändning
minerfn	Mineralisering av fastN till IN	Markanvändning
minerfp	Mineralisering av fastP till SP	Markanvändning
wprodn (kg/m ³ /dag)	Produktion/nedbrytning av organiskt material i vatten som påverkar N	Generell
wprodp (kg/m ³ /dag)	Produktion/nedbrytning av organiskt material i vatten som påverkar P	Generell
sedon	Sedimentation av organiskt kväve	Generell
sedpp	Sedimentation av partikulärt fosfor	Generell
sedexp	Parameter som styr sedimentation/resuspension i vattendrag	Generell
onfnrat (mm/m)	Parameter som styr omrörning av löst organiskt kväve (ON) i markvatten	Markanvändning
humusN (mg/m ³)	Startvärde för humusN	Markanvändning
fastN (mg/m ³)	Startvärde för fastN i jord	
partP (mg/m ³)	Startvärde för mängd av partikulärt fosfor i jord	Markanvändning
fastP (mg/m ³)	Startvärde för fastP i jord	
pphalf (m)	Halveringsdjup för partP	Markanvändning
hphalf (m)	Halveringsdjup för humusP	Markanvändning
hnhalf (m)	Halveringsdjup för humusN	Markanvändning

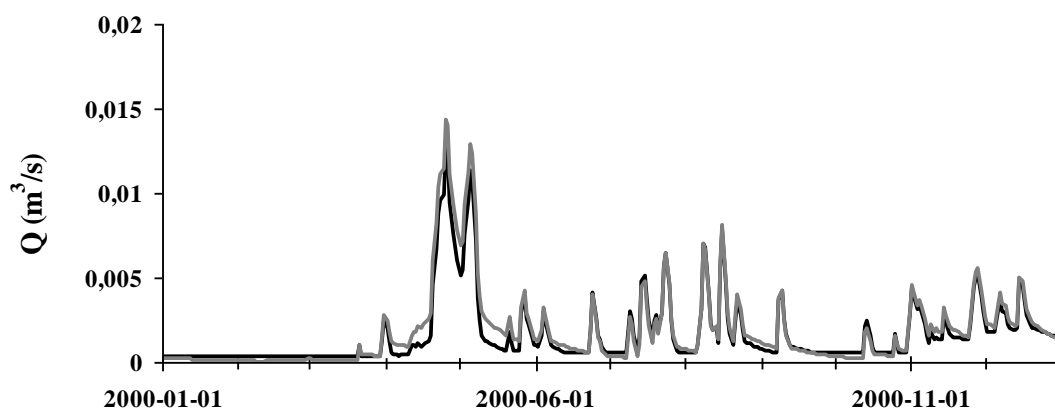
uptsoil1	Andel näringsupptag i översta jordlagret	Markanvändning
pnratio	N-P-förhållande för näringsupptag	Markanvändning
freund1 (1/kg)	Parameter i freundlichekvationen (koefficient)	Jordart
freund2	Parameter i freundlichekvationen (exponent)	Jordart
freund3 (1/dag)	Parameter för adsorptions- och desorptions-hastighet	Jordart
locsoil	Emission av avloppsvatten till understa marklagret	Generell
drydeppp (kg/km ² /dag)	Torrdeposition av partikulär fosfor	Markanvändning
wetdeppp (µg/L)	Våtdeposition av fosfor	Generell
eropar1 (g/J)	Parameter för erosionsberäkning (kohesion)	Jordart
eropar2 (g/J)	Parameter för beräkning av erosion (eroderbarhet)	Jordart
tpmean (mg/L)	Medelvärde för totalfosfor i sjö	Sjöregion
tnmean (mg/L)	Medelvärde för totalkväve i sjö	Sjöregion
rivvel1	Parameter för beräkning av vattenhastighet i vattendrag	Sjöregion
rivvel2	Parameter för beräkning av vattenhastighet i vattendrag	Sjöregion
rivvel3	Parameter för beräkning av vattenhastighet i vattendrag	Sjöregion
rivwidth1	Parameter för beräkning av vattendragets bredd	Sjöregion
rivwidth2	Parameter för beräkning av vattendragets bredd	Sjöregion
rivwidth3	Parameter för beräkning av vattendragets bredd	Sjöregion
proddepth (m)	Maximalt produktionsdjup i sjöar och vattendrag	Sjöregion
sroexp	Exponent för beräkning av erosion till följd av ytavrinning	Generell
pprelmax	Parameter för partikulärt fosfor för ytavrinning och dränering	Generell
pprelexp	Parameter för partikulärt fosfor för ytavrinning och dränering	Generell
buffilt	Ytavrinning av partP genom buffertzonen	Markanvändning
innerfilt	Ytavrinning av partP från jordbruk till vattendrag	Markanvändning
otherfilt	Ytavrinning av partP från annan mark	Markanvändning
macrofilt	Avrinning av partP genom makroporflöde	Jordart
fertdays (dag)	Antal gödslingsdagar med samma gödselmängd	Generell

BILAGA 3: VARIATION AV RRCS1, RRCS2 OCH MPERC



Figur 36. Variation av rrCS1. Den ljusa linjen visar en modell med rrCS1=0,6 och den mörka linjen en modell med rrCS1=0,15.

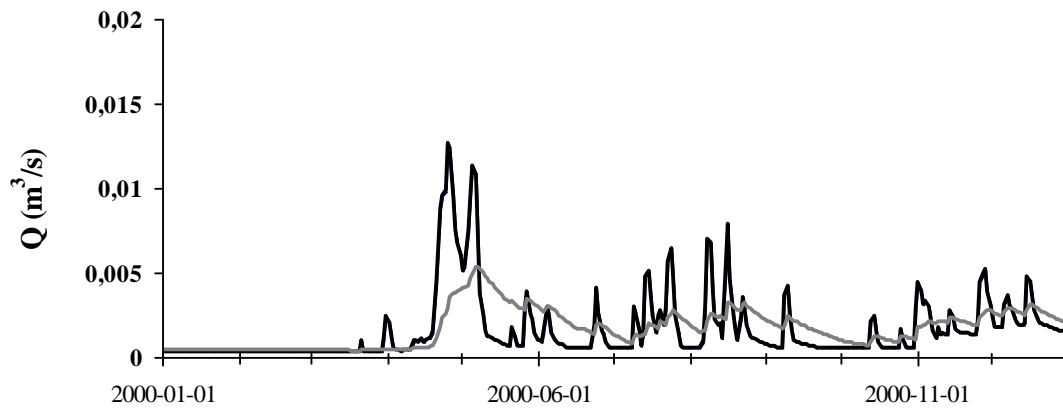
Figur 36 visar två olika modeller med olika värden på *rrCS1*, dvs. recessionen i det översta marklagret. Den mörka linjen visar en modell med ett lågt värde på recessionen där 15 % av avrinningen i *wcep*-delen rinner undan per dag i översta marklagret och den ljusa linjen visar en modell där 60 % av avrinningen i *wcep*-delen per dag, rinner undan i översta marklagret. En hög recession ger alltså en kurva med högre toppar, medan en lägre recession ger en mer utslätad kurva.



Figur 37 Variation av rrCS2. Den ljusa linjen visar en modell med rrCS2=0,05 och den mörka linjen visar en modell med rrCS2=0,004.

Modellen ändras när recessionen i det nedersta marklagret ändras (Figur 37). Då 5 % av avrinningen i *wcep*-delen per dag, rinner i det nedersta marklagret. Recessionen är hög

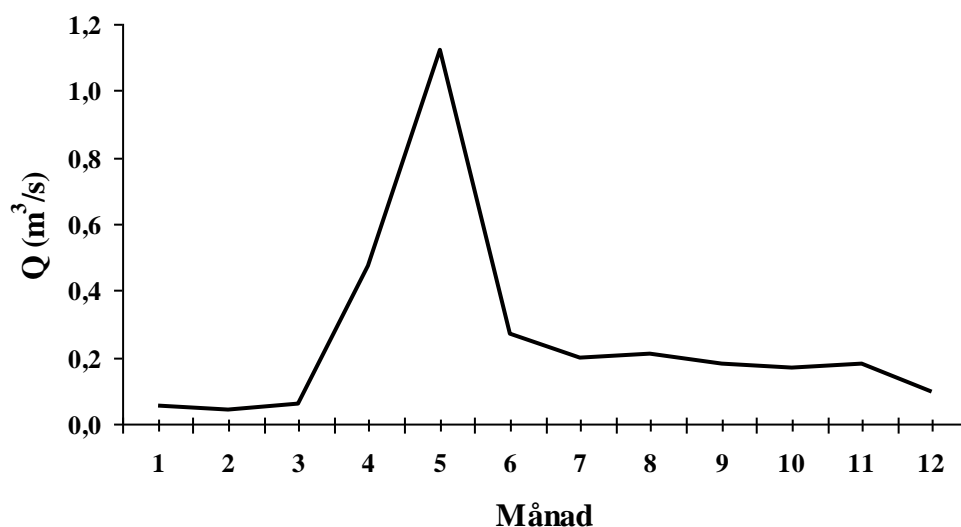
får modellen högre basflöde i början av lågflödesperiod, men också snabbare minskning av det låga flödet (lägre flöde i slutet av lågflödesperiod) högre flödestoppar. Då värdet är lägre, 0,4 % rinner i wcep-delen per dag i nedersta marklagret.



Figur 38 Variation av mperc. Den ljusa linjen visar en modell med mperc=50 mm/dag och den mörka linjen en modell med mperc=3 mm/dag.

Avrinningen påverkas av värdet på den maximala perkolationskapaciteten (*mperc*) (Figur 38). Ett högt värde ger en utslätad kurva och ett lågt värde ger en kurva med högre flödestoppar om man har en hög avrinningskoefficient för ytavrinning.

BILAGA 4: MODELLERAD AVRINNING ENLIGT SMHI



Figur 39. Modellerad vattenföring för ett av Krycklans delavrinningsområden 1994-2004 enligt SMHI.

Figur 39 modellerad vattenföring för ett av Krycklans delavrinningsområden hämtad ifrån Vattenweb 2012-05-29.

HYPE Modelsetup version:	S-HYPE2010_version_1_0_0
HYPE version:	HYPE_version_3_5_3
Simulation start time:	1960-01-01
SVAR version:	SVAR_2010_2

Delavrinningsområdets id	713548-169451
Huvudavrinningsområde	28. Umeälven
Utloppspunkt, RT90	7131970, 1695680
Delavrinningsområdets area [km²]	21,3
Delavrinningsområdets sjöprocent	0
Avrinningsområdets area [km²]	21,3
Avrinningsområdets sjöprocent	0

För jämförelsen skall kan tilläggas att det modellerade avrinningsområdet som samlar upp vatten i provpunkt 7 är 0,5 km², alltså 2,3 % av det modellerade avrinningsområdet i Vattenweb. Avrinningsområdet som samlar upp vatten i provpunkt 16 är 68,7 km², vilket är 3 gånger större.

BILAGA 5: VATTENHALT - ETT RÄKNEEXEMPEL

Den årliga nederbörden över avrinningsområdet Krycklan är ca 600 mm och avdunstningen är ca 300 mm (Köhler m.fl., 2008). Den nederbörd som inte avdunstar måste hamna någonstans, antingen lagras i marken eller försvinna ur systemet genom avrinning. För att kunna säkerställa att modellering av markvatten inte överskrider vad som är praktiskt och teoretiskt möjligt antar vi här att allt markvatten lagras. Vi antar även att markens porer antingen innehåller 100 % vatten eller 0 % vatten. Med grundvattendjup menas här djupet ifrån grundvattenytan till grundvattenbotten, precis som i en sjö.

Moränjordens understa lager är 300 mm tjockt och har en effektiv porositet på 40 %. Det innebär att $300 \text{ mm} * 0,4 = 120 \text{ mm}$ vatten maximalt kan lagras i det understa marklagret. Resterande 180 mm vatten måste alltså fyllas på i lagret ovanför som är 450 mm tjockt och har en effektiv porositet på 50 %. Det innebär att grundvattendjupet blir:

$$120 \text{ mm} + 2 * 180 \text{ mm} = 480 \text{ mm}.$$

Torvjordens understa lager är 3,15 m tjockt och har en effektiv porositet på 80 %. Det innebär att grundvattendjupet blir:

$$(300 \text{ mm} * 0,8) + (300 \text{ mm} - 240 \text{ mm}) / 0,8 = 375 \text{ mm}.$$

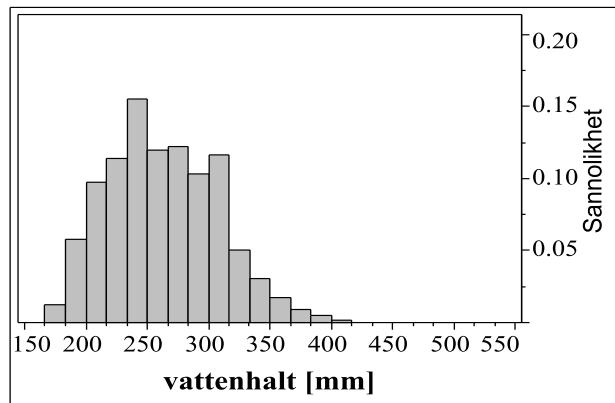
Avrinningsområdet för provplats 7 består av 85 % morän och 15 % torv. Grundvattendjupet blir då generellt för hela området

$$0,85 * 480 \text{ mm} + 0,15 * 375 \text{ mm} = 464 \text{ mm}.$$

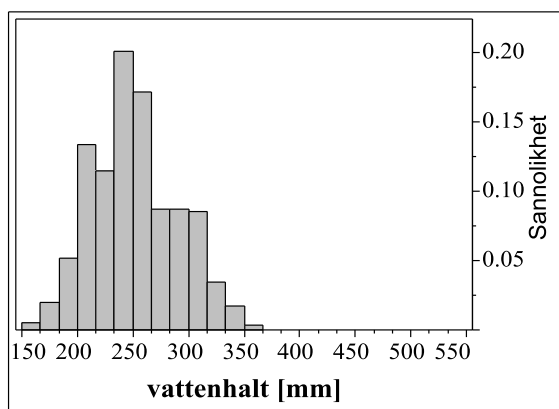
Strax efter ett kraftigt och långvarigt regn är det möjligt att marken kan lagra mer vatten, men sett över en längre period bör inte marken innehålla mer markvatten än så.

BILAGA 6: JÄMFÖRELSE MELLAN MODELLERAT OCH UTRÄKNAT MARKVATTENINNEHÅLL

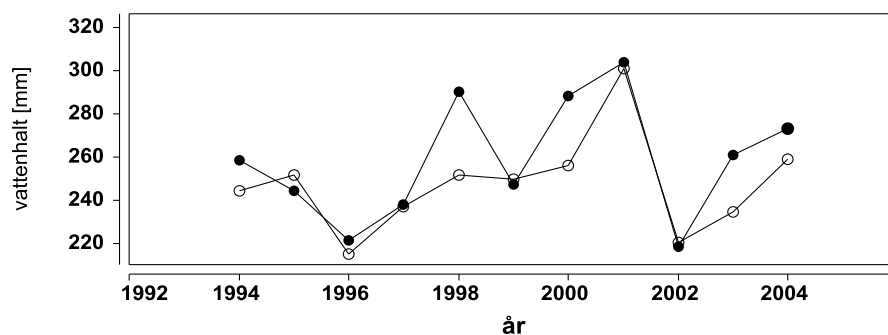
Figureerna nedan visar att den modellerade markvattenhalten är rimlig jämfört med beräknade halter i bilaga 5.



Figur 40. Fördelning av medianvattenhalter för kalibrering A vid provplats 7, 1994-2004.

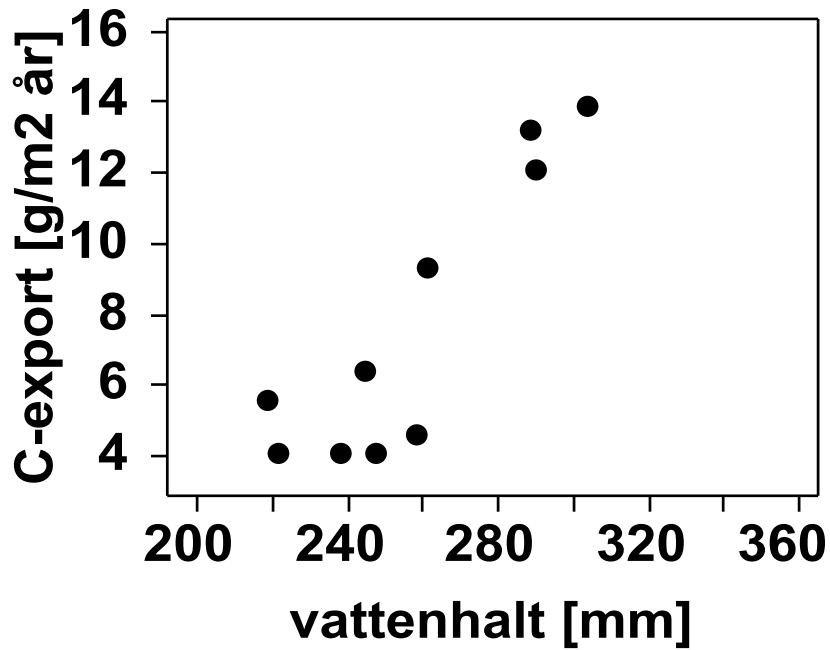


Figur 41. Fördelning av medianvattenhalter för kalibrering B vid provplats 7, 1994-2004.

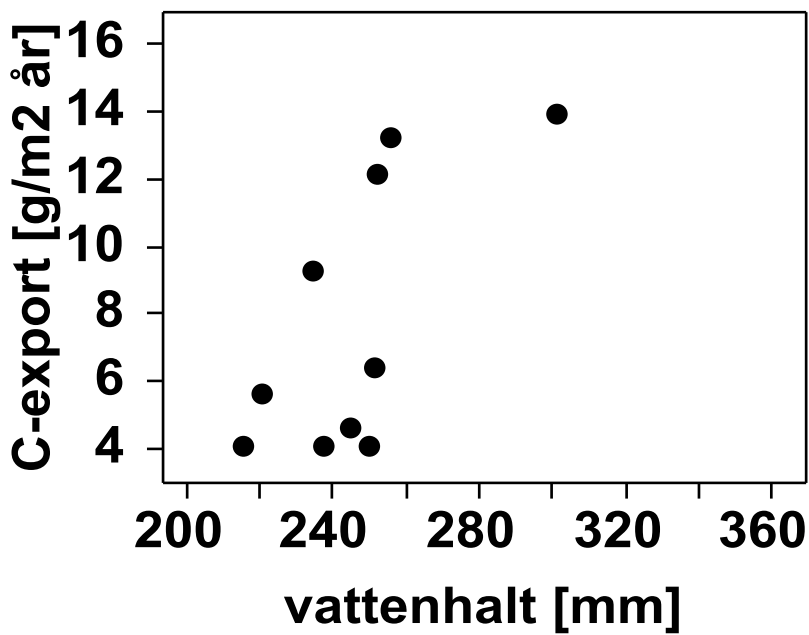


Figur 42. Medianvattenhalter vid provplats 7, svarta punkter representerar kalibrering A och vita punkter kalibrering B.

BILAGA 7: KOLTRANSPORT VS. MODELLERAD VATTENHALT



Figur 43. Jämförelse mellan medianvärden för modellerad vattenhalt i HYPE-modellen enligt kalibrering A och uppmätt koltransport (Köhler m.fl., 2008).



Figur 44. Jämförelse mellan medianvärden för modellerad vattenhalt i HYPE-modellen enligt kalibrering B och uppmätt koltransport (Köhler m.fl., 2008).