



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15026

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Dynamiken hos organiskt kol i Mälarens avrinningsområde

– flöden, drivande faktorer och modellering

Aram Alsadi

Referat

Dynamiken hos organiskt kol i Mälarens avrinningsområde – flöden, drivande faktorer och modellering

Aram Alsadi

I denna rapport undersöks hur mängden organiskt kol, TOC (Totalt organiskt kol), varierar i tid och rum i Mälarens avrinningsområde, samt vad det är som styr TOC-halten i Mälaren. Det är viktigt att förstå dynamiken hos TOC i Mälaren och i dess avrinningsområde eftersom ökat TOC i vattnet påverkar vattenkvaliteten och orsakar problem vid beredning av dricksvatten. TOC kan bland annat reagera med klor/UV-ljus och bilda cancerframkallande ämnen. Det kan också öka antal mikrober i vattnets distributionssystem.

Arbetet omfattar analys av samband mellan elementen, transportberäkningar per ytenhet av elementen till Mälaren och en modelleringsansats för ett av avrinningsområdena. Rapporten innehåller även en jämförelse mellan de olika vattenföringsmodellerna samt uppmätt vattenföring för analys av eventuella systematiska skillnader mellan dessa som påverkar beräkningen av TOC och de andra elementens transport till Mälaren.

Analysen av sambanden mellan variablerna TOC (mg/l), kaliumpermanganat förbrukning (KMnO_4 , mg/l), absorbans_F (F=filtrerad), järn (mg/l), mangan (mg/l) och $\text{SO}_4\text{-IC}$ (sulfat mätt med hjälp av jonkromatografi, mg/l), visade att vissa av dessa variabler är korrelerade med varandra. TOC mot KMnO_4 och TOC mot absorbans_F hade de bästa anpassningarna med respektive R^2 - värden 0,65 och 0,59 och p-värden $<0,001$.

Årsnederbörd är positivt korrelerad med TOC per ytenhet för Kolbäcksån med R^2 -värde 0,63 och p-värde $<0,01$, vilket innebär att sambandet är signifikant. Ökad årsnederbörd leder till ökad tillförsel av TOC till Mälaren. Det finns däremot inget signifikant samband mellan TOC-transport per ytenhet och årsmedeltemperatur.

Arealflödesberäkningar tyder på att den största tillförseln av TOC- transport per ytenhet kommer från den nordöstra delen av Mälaren. Fyrisån står för den största tillförseln av TOC.

Hydrologiska, kemiska och meteorologiska data inkluderades i modeller för att kunna skatta TOC-halten i Mälaren. Temperatur-, evapotranspirations- och nederbördsdata användes i en hydrologisk modell, HBV-modellen, för att simulera vattenföringen från avrinningsområdet. Sedan användes en processbaserad modell, INCA- C, som drivs av hydrologisk data och beräknade grundvattenbildning och markfuktighet för att simulera tidsmässiga mönster i TOC. Invariablerna till INCA-modellen, markfuktigheten och HER (grundvattenbildning), simulerades med hjälp av HBV- modellen.

Dessa modeller tillämpades i Kolbäcksån (ett av Mälarens största avrinningsområden). Modelleringen av Kolbäcksåns TOC- halt resulterade i en modell som anpassade dynamiken mellan 1996 och 2009, men missar den mellan 2009 och juni 2010, med bäst anpassning mellan 2006 och 2008. R^2 - och NS värden som erhöles för modellen var 0,086 och -0,059.

Nyckelord: Totalt organiskt kol, transport per ytenhet, HBV- modell, INCA-C- modell, grundvattenbildning, markfuktighet.

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala. ISSN 1401-5765.

Abstract

The dynamics of organic carbon in the catchment of Mälaren – flows, driving factors and modelling

Aram Alsadi

In this report, it has been investigated how the amount of organic carbon, TOC, varies in time and space in the basin of Mälaren, and what controls the TOC content in the lake. It is important to understand the dynamics of the TOC in the lake and its catchment because increased TOC in the water affects water quality and causes problems in the preparation of drinking water. Particularly, it can react with chlorine / UV- light and form carcinogenic substances. It can also increase the number of microbes in water distribution systems.

In addition the work includes analysis of the relation between water chemistry variables, annual fluxes calculations ($\text{g/m}^2/\text{year}$) of element flows to the lake and a modeling approach to a watershed.

Annual fluxes calculations ($\text{g/m}^2/\text{year}$) indicate that the largest supply of TOC to the lake comes from the northeast of the lake. Fyrisån accounts for the largest input of TOC to the lake. The high TOC-flux is due to a small proportion of open water in the catchment.

Hydrological, chemical and meteorological data have been included in models to estimate the TOC content in the Mälaren. Input data processing, especially precipitation data, has been an important part of the work as it affects the whole model. Temperature, evapotranspiration and precipitation data were used in a hydrological model, HBV model, to simulate the flow from the catchment area. Then a process-based model, INCA-C, operated by the hydrological data and soil moisture, has been used to simulate the temporal patterns in TOC. The input variables to INCA-C- model, soil moisture and HER (Hydrological effective rainfall), have been simulated using the HBV- model.

Those models were applied in Kolbäcksån, one of the lake's largest catchments. The modeling of Kolbäcksån resulted in a model that captured the dynamics of a few periods of the whole time series. The modeling of Kolbäcksån TOC-concentration resulted in a model that captured the dynamics between 1996 and 2009, but misses it between 2009 and June 2010. R^2 and NS values obtained for the model were 0.086 and -0.059, respectively.

Keywords: *Total organic carbon, Annual fluxes, HBV model, INCA-C- model, Hydrological effective rainfall, soil moisture.*

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Lennart Hjelm's väg 9, Box 7050, SE-750 07 Uppsala.

Förord

Det här examensarbetet är den avslutande delen i civilingenjörsutbildning i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Det omfattar 30 högskolepoäng och har utförts vid institutionen vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, i Uppsala.Handledarna har varit Stephan Köhler, professor i geokemi och hydrologi vid sektionen geokemi och hydrologi, SLU, och Martyn Futter, forskare i geokemi och hydrologi vid sektionen geokemi och hydrologi, SLU. Ämnesgranskare har varit Jens Fölster, forskningsledare vid sektionen för geokemi och hydrologi, SLU. Examinator för examensarbetet har varit Allan Rodhe, seniorprofessor i hydrologi vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag vill säga stort tack till handledarna Stephan Köhler, Martyn Futter för vägledningen under arbetets gång. Jag vill också tacka ämnesgranskaren Jens Fölster och examinator Allan Rodhe för alla kommentarer jag har fått för att förbättra rapporten. Det har varit en lång resa för att klara det här arbetet men samtidigt en lärorik tid som jag kommer att ha nytta av i min framtida karriär. Tack!

Aram Alsadi
Uppsala, juni 2015

Copyright © Aram Alsadi och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
UPTEC W 15026, ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Dynamiken hos organiskt kol i Mälarens avrinningsområde – flöden, drivande faktorer och modellering

Aram Alsadi

Vatten är livets viktigaste element tillsammans med luft och jord och därför är det ytterst nödvändigt för alla samhällen att säkerställa vatten av både god kvalitet och ett billigt pris. Sjöar och vattendrag utgör en viktig källa för vatten i Sverige tillsammans med grundvatten. Mälaren, Sveriges tredje största sjö är den viktigaste ytvattenkällan för två miljoner människor. Vattenkvalitet i Mälaren har tidigare undersökts och då har påvisats att vattenkvaliteten har förbättrats med minskning av flera vattenkemivariabler, som fosfor, kväve samt gott motstånd mot förorening (Wallin m.fl., 2000). Men under de senaste årtionden har en ökning av löst organiskt kol observerats här, liksom i flera olika ytvattentäkter i de norra delar av jordklotet som har kopplats till klimatförändringar och dess effekt på ökad temperatur och ökad nederbörd.

Ökad temperatur och nederbörd förväntas leda till ökad halt total organiskt kol, TOC, i vatten (Löfgren m.fl., 2003). Ökat löst organiskt kol (DOC = dissolved organic carbon) skapar problem vid dricksvattenberedning på vattenverk vilket kräver införande av nyare reningstekniker. DOC kan reagera med ämnen som används vid dricksvattenberedning och bilda bland annat cancerframkallande ämnen (Eikebrokk m.fl., 2004). Det kan även bidra till ökning av mikroorganismer som konsumerar kol som föda i vattnets distributionssystem och orsaka både dålig smak och lukt samt påverka människornas hälsa. Dessa problem leder till en ökning av vattenreningens kostnader. Det är viktigt att förstå dynamiken av TOC i Mälaren och i dess avrinningsområde, hur den varierar i tid och rum samt eventuella konsekvenser för beredning av dricksvatten.

Denna rapport omfattar analys av samband mellan elementen (TOC, järn, mangan, sulfat och slam), arealflödesberäkningar av elementen till Mälaren och en modelleringsansats för ett av avrinningsområden. Hydrologiska, kemiska och meteorologiska data inkluderades i modeller för att prediktera framtida scenarion för TOC till Mälaren.

Årsnederbörd är positivt korrelerad med TOC belastningen per ytenhet för Kolbäcksån. Ökad årsnederbörd leder till ökad tillförsel av TOC till Mälaren. TOC har däremot inget signifikant samband med årsmedeltemperatur.

Arealtransportberäkningar tyder på att den största tillförseln av TOC till Mälaren kommer från den nordöstra delen av sjön. Fyrisån står för den största tillförseln av TOC till sjön. Hög TOC- transport per ytenhet beror på liten andel öppet vatten i avrinningsområdet.

HBV och INCA- C- modellerna tillämpades i Kolbäcksån (ett av Mälarens största avrinningsområden). Kolbäcksåns TOC- halt resulterade i en modell som anpassade dynamiken mellan 1996 och 2009, men missar den mellan 2009 och juni 2010. R^2 - och NS- värden som erhöles för modellen var 0,086 respektive -0,059. Eftersom NS är strax under noll, är medelvärdet en bättre modell än modellen. Modellen följer de uppmätta cykliska värdena ganska bra, dock är det inte en perfekt anpassning. Enligt Löfgren m.fl. (2003) beror humushaltens dynamik på både korta och långa väderväxlingar. Den långsiktiga variationen av humushalten visar på ett cykliskt förlopp, medan de kortsiktiga variationerna beror på humustoppar. Modellen kan troligen anpassa de långsiktiga variationerna i humus, medan den kan missa de kortsiktiga topparna. De kortsiktiga humustopparna beror på kortsiktiga väderväxlingar. Detta kan förklara den dåligt anpassade perioden i INCA-C modellen mellan 2009 och juni 2010.

1	Innehållsförteckning	
1	Inledning	1
1.1	Dricksvattenförsörjning i Stockholmsområdet	1
1.2	Organiskt material	1
1.3	Orsaker till DOC-förändringar	2
1.4	Tekniker för dricksvattentillberedning	2
1.5	Bakgrundsdata från Mälarens avrinningsområde	3
1.6	Modellering	3
1.7	Syfte	4
2	Material och metoder	5
2.1	Insamling av kemiska data	5
2.1.1	Klassificering av data	5
2.1.2	Källor	6
2.2	Insamling av hydrologiska data	6
2.2.1	Klassificering av data	6
2.2.2	Metoder	7
2.2.3	Källor	7
2.3	Beräkning av transport per ytenhet från avrinningsområdena	8
2.3.1	GIS	8
2.3.2	Flownorm	8
2.3.3	Transport per ytenhet från delområden	8
2.4	Analys av samband	10
2.4.1	Källor	10
2.5	Modellering av vattenföring med stöd av HBV- modellen	11
2.5.1	Teori	11
2.5.2	Databearbetning	12
2.5.3	Kalibreringsprocedur	15
2.6	Modellering av kolflöden med stöd av INCA-C	16
2.6.1	Teori	16
2.6.2	Databearbetning	19
2.6.3	Kalibreringsprocedur för Kolbäcksån	21
3	Resultat och observationer	22
3.1	Vattenföringsavvikelse	22
3.1.1	Beräknad avrinning med hjälp av olika modeller samt från uppmätt vattenföring	24
3.2	Analys av samband mellan TOC och olika kemiska, meteorologiska samt hydrologiska variabler	25
3.2.1	Samband för Kolbäcksån och några samband för Fyrisån, Räckstaån samt Norrström Stockholm (utloppet)	25
3.2.2	Samband för Mälaren	28
3.3	HBV- modellen	30
3.3.1	Vattenföringsmodellering av Svartån	30
3.3.2	Vattenföringsmodellering av Kolbäcksån	31
3.4	INCA-C- modellen	33
3.4.1	Vattenföringsmodellering av Kolbäcksån	33

3.4.2	TOC- modellering av Kolbäcksån	35
3.4.3	Analys av osäkerhet	36
4	Diskussion	41
4.1	Vattenföring	41
4.2	Analys av samband mellan TOC och olika kemiska, meteorologiska och hydrologiska variabler i Kolbäcksån.....	42
4.3	Analys av samband mellan TOC markanvändning och rumsliga mönster runt Mälaren..	42
4.4	INCA-C.....	43
5	Slutsatser.....	45
6	Referenser	46
	Bilagor	49
	Bilaga A. Beräknad transport per ytenhet	49
	Bilaga B. Samband mellan TOC- koncentrationen och meteorologiska/kemiska variabler	60
	Bilaga C. Differential ekvationer som simulerar massförändringen per tidsenhet av SOC, DOC och DIC i marken och i vattendraget.	64
	Bilaga D. INC-C- modellscenarier.....	66

1 Inledning

1.1 Dricksvattenförsörjning i Stockholmsområdet

Två miljoner människor i Stockholmsområdet försörjs med rent vatten från Sveriges tredje största sjö, Mälaren. Vattenkvaliteten i Mälaren har tidigare studerats och det har då framkommit att vattnet har fått en förbättrad kvalitet med minskning av både fosfor- och kvävehalt samt hög buffertkapacitet mot försurning (Wallin m.fl., 2000). Under nittioalet observerades dock förändringar i löst organiskt kol, DOC, och vattenfärg. Detta har även observerats i flera andra sjöar i Norden och andra delar av världen. Vattnets färg beror ofta på ökad koncentration av DOC. DOC skapar problem vid dricksvattenberedning på reningsverk vilket kräver adapterade eller nya reningstekniker. DOC kan reagera med ämnen som används vid dricksvattenberedning och bilda cancerframkallande ämnen som trihalometaner (Eikebrokk m.fl., 2004). DOC bidrar även till ökning av mikroorganismer (mikroorganismer som konsumerar kol som substrat) i biofilmer och i vattnets distributionssystem och kan orsaka både dålig smak och lukt samt påverka människornas hälsa. Dessa problem leder till en ökning av vattenreningens kostnader. Därför är det av stort intresse att veta hur DOC-halten kommer att vara i framtiden (Eikebrokk m.fl., 2009).

1.2 Organiskt material

Organiskt material omfattar ett stort antal molekyler från mikro- till makromolekyler och även större partiklar. DOC, löst organiskt kol, är partiklar som är mindre än 0,45 mikrometer, medan partiklar som är större än 0,45 mikrometer kallas för POC, partikulärt organiskt kol (Leenheer, 1991; Spitzy, 1991). Summan av POC och DOC kallas för TOC, totalt organiskt kol. DOC utgörs till en fjärdedel av kol som finns i aminosyror, fettsyror, kolväte, kolhydrater och fenolföreningar (Thurman, 1985). Den resterande delen är andra kemiska föreningar och kallas för humus. Humus finns i de flesta akvatiska miljöer och den utgörs i huvudsak av rester av delvis nedbrutna växter och djur (Leenheer, 1991; Spitzy, 1991). Med hjälp av biotiska faktorer såsom bakterier och abiotiska faktorer såsom temperatur och nederbörd lakas dessa ämnen ut från jorden och når så småningom åar och vattendrag. Aeroba och anaeroba mikroorganismer bryter ner det kol som finns i de lättnedbrytbara föreningarna t.ex. enkla kolhydrater och fettsyror. Stora organiska föreningar är svårnedbrytbara för mikroorganismer och kräver därför enzymer, abiotiska processer och längre tid för att brytas ner (Leenheer, 1991; Spitzy, 1991). Humus kan bilda komplex med metaller såsom bly, zink och kadmium. Den kan även påverka surheten i sjöar och vattendrag och leda till försämrad buffertkapacitet eftersom den kan fungera som en syra. Löst humus kan också reducera flera metaller såsom kvicksilver, mangan och järn (Thurman, 1985).

Det finns olika metoder för att mäta TOC i sjöar och vattendrag. TOC kan mätas genom KMnO_4 -förbrukning och vattnets absorbans/färg. Förbrukningen av KMnO_4 i laboratorium ger ett mått på hur mycket TOC det finns. Under reaktionen oxideras TOC vid tillsättning av KMnO_4 . Färg (mg platina/l) eller absorbans vid våglängd 420 nm i en femcentimeters kyvett ger också ett mått på TOC. Både TOC och DOC mäts också genom att använda ett filter (0,45 mikrometer) och sedan se vilka partiklar som passerar igenom och vilka som inte gör det. Partiklarna som går igenom filtret ger ett mått på DOC. TOC är det totala mängden som finns i provet (Löfgren m.fl., 2003).

Det organiska kolet som finns i sjöar och vattendrag har två olika ursprung. Antingen har det producerats i själva sjön eller i vattendraget eller så har det transporterats från det närliggande markområdet. Det organiska kolet som har transporterats till sjön har en varierande kemisk sammansättning beroende på om det kommer från land eller från växter. Den största skillnaden i sammansättning beror ofta på åldern hos det organiska kolet. Organiskt kol som kommer från jordar är ofta äldre och mera nedbrutet än det som kommer från växter eftersom det har varit i marken en längre tid och påverkats av både de biotiska och abiotiska processerna. Vissa jordarter innehåller mer organiskt kol än andra. De jordarter som har mest organiskt kol är spodosol, aridisol, mollisol och organiska jordar (Thurman, 1985).

1.3 Orsaker till DOC-förändringar

Det är många processer som kan orsaka förändringar i DOC-halten i en sjö eller ett vattendrag. De viktigaste processerna är foto-oxidation och abiotisk hydrolys, sedimentering och mineralisering av det organiska kole. Fotooxidation är en kemisk process som styrs av solljus och leder till oxidering av den fulviksyra som utgör den största delen av DOC. Detta leder till att oorganiska föreningar bildas, t.ex. (CO_2). Mineralisering är en fysikalisk process där DOC omvandlas till löst oorganiskt kol (DIC = dissolved inorganic carbon) genom komplexbildning med metaller, som sedan antingen blir löst i vatten, bundet i sediment eller frigörs till atmosfären. Mikroberna kan också bryta ner det organiska materialet och bilda både organiska (nya celler) och oorganiska (CO_2) kolföreningar (Leenheer 1991; Spitzy 1991).

De faktorer som kan påverka dynamiken hos DOC i avrinningsområdet är klimatförändringar, speciellt förändringar i nederbörd och temperatur (Monteith, 2001; Evans, 2001; Skjelkvale m.fl., 2001). Regnintensitet och uttransport från skogen har en positiv korrelation. Ökat regn leder till en ökad avrinning från marken och ökad uttransport från övre delen av markprofilen. Detta sker på grund av höjningen av grundvattennivån. De övre delarna är rika på organiskt material. Andra faktorer som påverkar koldynamiken är markanvändning, vegetationstyp, förändrat flöde samt minskning av regn som är rikt på sulfat (SO_4) eller nitrat (NO_3). SO_4 eller NO_3 leder till protonering av organiskt kol och lågt pH (Skjelkvale, 2003; Vogt, 2003, Vogt m.fl., 2001, 2002, 2004; Futter m.fl., 2009). Effekter av en förändrad markanvändning, till exempel en ökning av växande skog och mossar, kan leda till ökad mängd organiskt kol i marken (Hongve, 1999; Okland m.fl., 2001; Tomter, 2000). Den stora mängden av humus som transporteras från ett avrinningsområde kommer ofta från jordar som innehåller mycket organiskt material såsom skog och torv. Det organiska materialet kommer huvudsakligen från avrinningsområden som har grunda jordlager och få sjöar. De områden som avger mindre organiskt material är ofta de områden som har mindre växtareal. De har jordar som är mindre utvecklade och innehåller mindre mängd organiskt material. Dessa avrinningsområden har ofta större sjöprocent jämfört med de avrinningsområden som avger mycket organiskt material (Löfgren m.fl., 2003). Sjöar med större sjöprocent har också större retentionstid (tiden det tar för en sjö att förnya sitt vatten), det vill säga vattnet stannar längre tid i sjön. Detta leder till att det organiska materialet påverkas under en längre tid av de biokemiska processerna och sedimenteringen i sjön, vilket i sin tur leder till mindre halt organiskt material vid utloppet.

Mängden nedbrutet organiskt material som transporteras från ett avrinningsområde kan öka till följd av en ökad temperatur. Avrinningen kan öka ifall det blir mer regn under vintern vilket kan ske om temperaturen ökar. En ökning i årsmedeltemperatur med 3-7 °C och en ökning i årsnederbörd med 19 – 41 % skulle leda till en ökning av det årliga TOC-flödet med 26 % (Löfgren m.fl., 2003). Detta kan leda till att mer organiskt material kommer att transporteras från jorden till närliggande sjöar och vattendrag. Enligt Löfgren m.fl. (2003) beror humushaltens dynamik både på korta och långa väderväxlingar. De långsiktiga humushaltsvariationerna visar på ett cykliskt förlopp, medan de kortsiktiga variationerna orsakar humustoppar. Under de senaste åren har både sommar- och vinterhumustopparna ökat. Detta har skett till följd av kortsiktiga väderväxlingar som lett till varmare och blötare vintrar och torrare och kallare somrar.

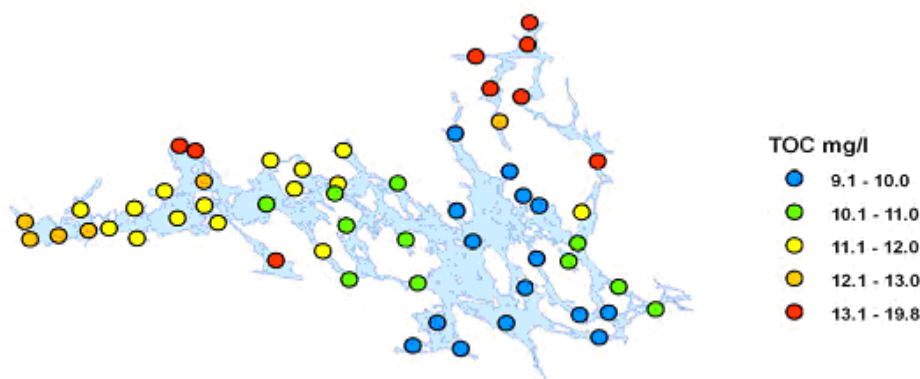
1.4 Tekniker för dricksvattentillberedning

Organiskt kol som når reningsverk har stor påverkan på vattenkvalitet. Ökad tillförsel av organiskt kol kräver mer desinfektion av till exempel klor eller UV-ljus för att behandla vattnet, vilket påverkar stabilitet och leder till sämre rening. Det leder också till bildning av desinficeringsbiprodukter (halogenerade produkter DBP) genom reaktion med TOC (Eikebrokk, 2004).

Vattnet desinficeras med klor eller UV-strålning och detta leder till att TOC/färg stannar kvar i vattnet; samtidigt kan klor reagera med humus och skapa klorföreningar som DBP med mycket obehaglig lukt. Ozonbehandling följt av biofiltrering är två ytterligare processer som används på vattenverken för att rena vattnet (Osterhus m.fl., 2007). Trots detta kommer det ut TOC, bakterier och oorganiska föreningar till distributionssystem. Enligt (Eikebrokk m.fl., 2004) skulle en ökning av vattenfärg (500·absorbans) från 20 till 35 (mg platina/liter) öka järn/aluminium dosen, slamproduktion och mängden TOC som är kvar efter fällning med respektive 64, 64 och 26 %. För en optimal rening krävs införande av ytterligare en reningsmetod, nanofiltrering eller ultrafiltrering. Ultrafiltrering med polymermembran har testats och gav 98 % avskiljning (Osterhus, 2007).

1.5 Bakgrundsdata från Mälarens avrinningsområde

Mälaren är Sveriges tredje största sjö med area på 22 603km². Sjön bildades genom en landhöjning efter den senaste istiden. Mälarens avrinningsområde består främst av skogs- och myrmarker som utgör 70 % av dess area. Jordbruksområden utgör 20 % av den totala arean, medan sjöandelen är enbart 11 %. Mälarens vattenvolym är 14 km³, arean är 1096 km² och sjöns omsättnings tid är 2,8 år. Maximala djupet för Mälaren är 63 m och medeldjupet är 12,8 m vilket gör Mälaren till en ganska grund sjö (Wallin m.fl., 2000). Den största delen av tillrinningsområdet ligger på den västra och den norra delen av sjön. Tio större vattendrag rinner till Mälaren som tillsammans dränerar ungefär 80 % av det totala tillrinningsområdets area. Det är stora skillnader i jordartssammansättning mellan de områden som dräneras till den västra delen jämfört med den norra delen. Dessa skillnader leder till stora skillnader i vattenkemin för de olika delområdena i Mälaren. Enligt (Wallin m.fl., 2000) kan Mälaren delas upp i sju bassänger med varierande vattenkemi. Detta innebär att olika bassänger har naturligt olika bakgrundsnivåer för olika ämnen. Figur 1 visar hur koncentrationen av TOC varierar mellan olika områden i sjön. TOC är högst i de områden där vattnet kommer från jordbruksområden (Wallman, 2008).



Figur 1. Schematisk bild som visar TOC- halten variation i Mälaren. De nordöstra och västra delarna har högre TOC än resten av sjön (Wallman, 2008).

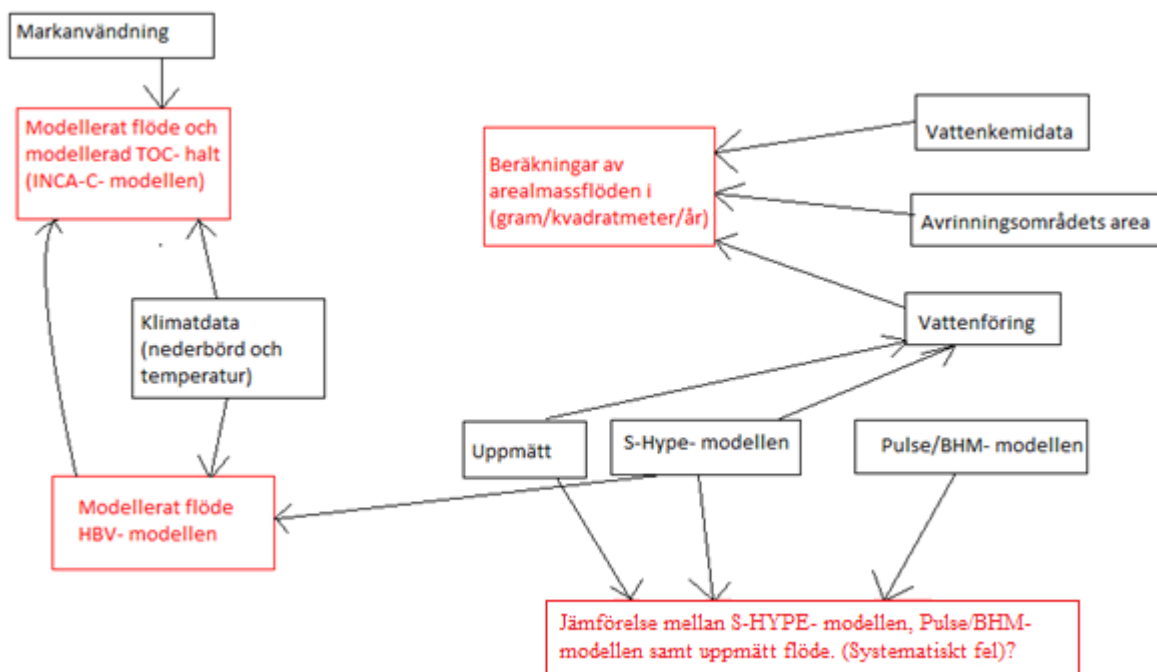
1.6 Modellering

Undersökningen av TOC- halten kan utföras genom att skapa en dynamisk modell med hjälp av differentialekvationer som beskriver förändringar av TOC i marken och i vattendragen. Hydrologiska, meteorologiska och kemiska data inkluderas i modeller för att framtida scenarion för TOC i Mälaren ska kunna predikteras. Temperatur-, evapotranspirations- och nederbördsdata kommer att användas i en hydrologisk modell, HBV- modellen, för att simulera vattenföringen från avrinningsområdet. Sedan skall

en processmodell, INCA- C, som drivs av hydrologisk data och beräknad markfuktighet, användas för att simulera tidsmässiga mönster i TOC. Parametrarna till INCA - modellen, markfuktigheten och HER (grundvattenbildning), kommer att simuleras med hjälp av HBV- modellen. Kalibreringen av HBV- modellen är en platsspecifik kalibrering.

1.7 Syfte

Huvudsyftet med denna rapport är att undersöka hur TOC varierar med tiden i Mälarens avrinningsområde, samt vad det är som styr TOC-halten i Mälaren. Arbetet omfattar analys av samband mellan elementen, arealflödesberäkningar av elementen till Mälaren och en modelleringsansats för ett av avrinningsområdena. Rapporten kommer även att innehålla jämförelse mellan de olika vattenföringsmodellerna. Figur 2 är en schematisk figur som visar det som sker i rapporten i stort.



Figur 2. Schematisk figur som visar det som sker i rapporten.

Vidare kommer flera hypoteser att testas i rapporten. Dessa hypoteser utgår ifrån det som har framkommit i de tidigare studierna, se avsnitt 1.1-1.5. Följande hypoteser kommer att testas i rapporten:

- Hypotesen om att det finns ett samband mellan ökat TOC-transport per ytenhet och årsmedeltemperatur för Kolbäcksån.
- Hypotesen om att det finns ett samband mellan ökad TOC-transport per ytenhet och årsnederbörd för Kolbäcksån.
- Hypotesen om att det finns ett samband mellan TOC-koncentration och månadsnederbörd för Kolbäcksån.
- Hypotesen om att det finns ett samband mellan TOC-årsmedelkoncentration och andelar skog, jordbruksmark och öppet vatten i avrinningsområden runt Mälaren.

2 Material och metoder

2.1 Insamling av kemiska data

2.1.1 Klassificering av data

Vattenkemidata för Mälarens tillflöden hämtades från databasen som tillhör Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), <http://info1.ma.slu.se>. Dessa data var uppmätta data.

För alla vattenkemidata finns namn på provtagningsplats, koordinater för mätstationen, provtagningsdag, provtagningsdjup och temperatur. Det finns även data för syrgasinnehåll, pH, konduktivitet och alkalinitet. Data innehåller också koncentrationer av flera katjoner, anjoner och näringsämnen såsom kalcium, magnesium, natrium, kalium, järn, mangan, koppar, zink, kadmium, bly och kvicksilver. Vidare finns det data för föreningar såsom $\text{SO}_4\text{-IC}$ (sulfat mätt med jonkromatografi), klor, fluorid, $\text{NH}_4\text{-N}$, nitrit- och nitratkväve ($\text{N-NO}_2 + \text{N-NO}_3$) och Kjeld.N (Kjeldahlkväve). Nitrit- nitratkväve och Kjeld. N anger det totala kvävet. Ytterligare två metoder som anger det totala kvävet är Tot-Nps och Tot-N_TNb. Vidare finns det data på fosfatfosfor (P-PO_4), totalfosfor (Tot-P), Abs.OF 420nm/5cm (ofiltrerad absorbans; absorbans tagen för vatten som innehåller stora partiklar såsom lerpartiklar och alger mätt i en 5cm kyvett), Abs.F 420nm/5cm (filtrerad absorbans: inga stora partiklar finns i detta vattnet mätt i en 5cm kyvett), färg mg Pt/l, KMnO_4 -förbrukning mg/l, Si mg/l, slam mg/l samt TOC.

Dessa data omvandlades från sina respektive enheter till att vara i mg/l. Detta gjordes för att beräkna flöden (ton/år) med hjälp av programmet Flownorm. Kalcium, magnesium, natrium och kalium och klor omvandlades från m-ekvivalenter/l, som är lika med mmol laddning/l, till mg/l genom att multiplicera med molmassan för respektive jon och sedan dividera med 2 för Ca och Mg för att ta hänsyn till att det är två laddningar, se ekvation 1. Denna omvandlingsprocedur gäller även för SO_4 och alkalinitet. Al, Fe, Zn, Cd, Pb, Ni, Co etc. omvandlades från mikrogram/l till mg/l genom division med 1000.

$$1 \text{ mekvivalenter/liter} = 1 \text{ mmol laddningar(e)/liter} \Rightarrow 1 \text{ mmol/l} \cdot \text{g/mol} \Rightarrow \text{mg/l} \quad (1)$$

Vattenkemidata fanns för femton provtagningsstationer vid utloppet av de fjorton större vattendrag som rinner till Mälaren samt utflödet vid Norrström i Stockholm. Provtagningsstationerna är Märstaån Utl., Oxundaån Rosendal, Enköpingsån Haga, Örsundaån Örsundsbro, Fyrisån Flottsund, Råckstaåns Utl., Eskilstunaån Torshälla, Aborgaån Kungsör, Hedströmmen Grönö, Köping 11, Köpingsån KMV, Kolbäcksån Strömsholm, Svartån Västerås samt Norrström i Stockholm, se figur 3. De olika provtagningsstationerna innehöll varierande mängd av kemidata.



Figur 3. Avrinningsområden som mynnar i Mälaren (Wallin m.fl., 2000).

2.1.2 Källor

Kemiska data hämtades från institutionen för vatten och miljö (SLU),
[http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=1447](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=1447)

2.2 Insamling av hydrologiska data

2.2.1 Klassificering av data

Vattenföringsdata hämtades dels från Sverige meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI),
<http://homer.smhi.se/>, dels från Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Vattenföringsdata från SMHI var modellerade data från S-HYPE-modellen (Arheimer m.fl., 2008), medan data från SLU var dels uppmätta dataserier, dels data modellerade med PULS/BHM- modellen. Fyra av de elva vattendragen från SLU hade uppmätt vattenföringsdata. De övriga vattendragen hade modellerade dataserier.

Tabell 1. Tidsperioden där vattenföringen från S-HYPE- modellen, PULS/BHM- modellen och uppmätt data föreligger för de olika stationerna runt Mälaren.

Station	Uppmätt	PULS/BHM	S-HYPE
Hedströmmen	1965-2008		1995-2009
Svartån	1965-2008		1995-2009
Örsundaån	1965-2008		1995-2009
Köping 11	1966-2008		1995-2009
Arborgaån		1965-2003	1995-2009
Eskilstunaån		1965-2003	1995-2009
Fyrisån		1965-2008	1995-2009
Kolbäcksån		1965-2008	1995-2009
Köpingsån KMV		1965-1972	1995-2009
Märstaån Utl.		1988-2004	1995-2009
Oxundaån		1968-2008	1995-2009
Räckstaån			1995-2009
Sagån			1995-2009

Samtliga modellerade vattenföringsdata som hämtades från SMHI innehöll vattenföringsdata för åren 1995 till 2009. Det finns S-HYPE- modelldata tillgänglig för fjorton år/vattendrag som rinner till Mälaren samt vattenföringsdata för utflödet vid Norrström, se tabell 1 och figur3.

2.2.2 Metoder

Vattenföringsdata från SLU som bestod av uppmätta och modellerade data jämfördes med S-HYPE- modellerade data från SMHI. Detta gjordes för alla år/vattendrag som rinner till Mälaren för perioder där det fanns tillgänglig vattenföringsdata från båda.

En normaliserad vattenföringsavvikelse beräknades enligt ekvationerna 2 och 3. Grafer på avvikelser mellan S-HYPE och PULS/BHM eller uppmätt vattenföring kommer att presenteras i resultatdelen 3.1.

$$Avvikelse = \frac{\overline{Q}_{S-HYPE} - \overline{Q}_{PULS/BHM}}{\overline{Q}_{S-HYPE}} \cdot 100 \quad (2)$$

$$Avvikelse = \frac{\overline{Q}_{S-HYPE} - \overline{Q}_{Uppmätt}}{\overline{Q}_{S-HYPE}} \cdot 100 \quad (3)$$

2.2.3 Källor

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institution (SMHI).
Institutionen för vatten och miljö i Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

2.3 Beräkning av transport per ytenhet från avrinningsområdena

2.3.1 GIS

Med hjälp av GIS, Geografisk information system (ArcMap), identifierades de olika provtagningsstationerna för vattenkemidata och matchades med de olika vattendragen som rinner till Mälaren samt utflödet vid Norrström. Femton provtagningsstationer hör till fjorton åar och vattendrag som rinner till Mälaren. En av åarna, Märstaån, hade två vattenkemistationer nära varandra. Matchningen skedde genom att först lägga in ett lager som innehöll vattenkemistationerna. Detta lager utgjordes av x- och y-koordinaterna för varje provtagningsstation. Steg två var att lägga in ett lager med polygoner som innehöll de olika avrinningsområdena och deras vattendrag runt Mälaren. Sista steget var att visuellt se vilka provtagningsstationer som hör till vilka avrinningsområden som mynnar i Mälaren samt utflödet vid Norrström. På detta sätt kunde all data som behövdes erhållas för att räkna ut flöden (ton/år) för de olika vattenkemivariablerna.

2.3.2 Flownorm

Flownorm är ett program i Excel, <http://www.ida.liu.se/divisions/stat/research/engo>, som används för att undersöka trend i data. Det kan också användas för att beräkna olika ämnens transport till sjöar (Grimvall, 2004). Programmet räknar ut den årliga transporten för det år/månad där det finns data för alla år/månader. Transportberäkningen påbörjas alltid den första månaden där det finns både vattenförings- och koncentrationsdata tillgängliga och avslutas den sista månaden med sådana data. Programmet interpolerar linjärt mellan dagarna där det inte har skett någon provtagning. De olika ämnens årliga och månatliga transporter byggs på att vattenföringen (m^3/s) multipliceras med koncentration (mg/l).

Programmet delas in i olika makron där alla har specifika in- och utdata. Makron *computeloads* tar koncentration (mg/l) och vattenföring (m^3/s) som indata och beräknar det årliga (ton/år) och den månatliga (ton/månad) flödet för olika indata. Vattenföringsdata ordnade efter datum placeras i förbestämda platser i ett eget Excel blad. Detta gäller även koncentrationsdata för de olika ingående variablerna. Transporten av olika ämnen kan beräknas samtidigt, men detta förutsätter att de står i ordning. Provtagningsplatsen matchas med vattenföringsplats och makron *matchflowandcon* förutsätter att namnet på båda är samma. Makron *auditdailydata* bör köras från början för att testa att indata, vattenföring och koncentration, står i rätt ordning efter datumet. Detta makro kontrollerar att detta stämmer och ger ett svar på det.

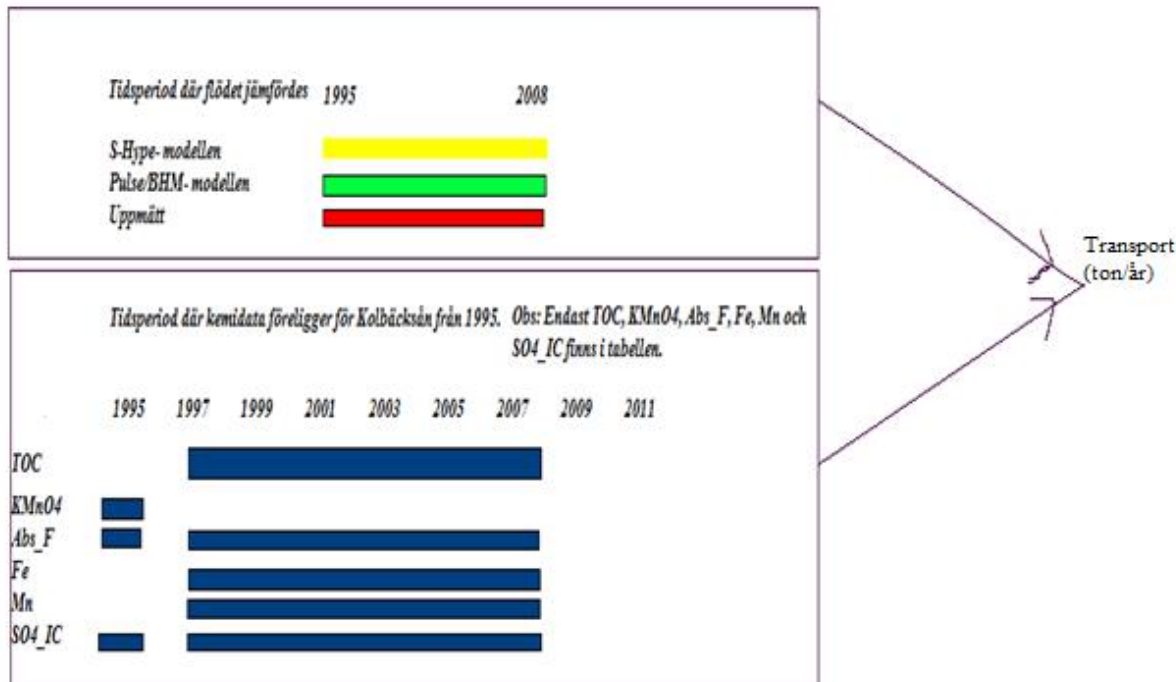
2.3.3 Transport per ytenhet från delområden

Efter att transporten av de olika ämnena räknats fram med hjälp av Flownorm räknades allt till att vara i $\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$ från ton/år. Detta gjordes genom att dividera massflödena med areorna för de olika avrinningsområdena. Tabell 2 visar de olika areorna (Wallin m.fl., 2000). Resultatet visas dels i figurform i resultatdelen, dels i tabellform i bilaga A.

Tabell 2. Avrinningsområdenas areor och andelar markanvändning (Wallin m.fl., 2000)

Namn	Area (Km ²)	Våtmark (%)	Skog (%)	Jordbruksmark (%)	Öppet vatten (%)
Arbogaån	3802	7,07	60,25	14,18	7,11
Kolbäcksån	3093	7,69	66,32	6,48	8,96
Hedströmmen	1058	9,69	63,67	9,15	8,27
Köpingsån	284	7,85	63,05	16,07	5,02
Eskilstunaån	4187	4,94	44,22	28,70	14,65
Svartån	754	7,13	54,66	26,20	3,29
Sagån	865	2,86	45,78	40,88	1,23
Råckstaån	239	5,45	60,71	19,70	5,30
Fyrisån	1982	4,13	51,00	30,91	1,56
Örsundaån	727	2,92	47,37	38,90	1,26
Oxundaån	271	1,56	33,79	37,73	6,22
Märstaån	71	0,95	31,01	36,11	0,54

Transport av de olika ämnena beräknades för de vattendrag där det fanns vattenföringsdata från både S-HYPE och PULS/BHM. Uppmätta vattenföringsdata för de fyra åarna som hade detta användes tillsammans med koncentrationsdata för respektive vattendrag för beräkningen av flöden (ton/år) för respektive å till Mälaren. Uppmätta vattenföringsdata som användes för beräkning av transporten var enbart för den perioden där uppmätta vattenföringsdata jämfördes med S-HYPE- modellens vattenföringsdata, dvs. från 1995 till 2008. För de övriga åarna användes S-HYPE- modellens vattenföringsdata, (endast för den period där den jämfördes med data från PULS/BHM- modellen (1995-2008), tillsammans med koncentrationsdata för transportberäkning för respektive å till Mälaren samt för utloppet vid Norrström (ton/år), se figur 4.



Figur 4. Schematisk figur som visar principen för beräkningen av massflöden samt vilka perioder massflöden har beräknats för.

2.4 Analys av samband

I detta avsnitt presenteras de metoder (grafer och statistik) som användes för att undersöka olika samband i rapporten. Vilka samband som kommer att finnas i resultatdelen och varför dessa resultat finns. Huvudsyftet med denna rapport är att undersöka hur TOC varierar i tid och rum i Mälarens avrinningsområde, samt vad det är som styr TOC-halten i Mälaren. Klimatvariablerna som troligen kommer att påverka TOC-transporten- och halten till/i Mälaren är nederbörd och temperatur. Därför kommer det att finnas grafer som undersöker dessa samband.

Arbetet omfattar också analys av samband mellan TOC- koncentrationen och de andra kemiska variablerna. Detta kommer att undersökas med en tabell och även grafer i bilaga B. Detta görs för att kunna se om dessa kemiska variabler är korrelerade med TOC-koncentrationen. Samband mellan TOC-koncentrationen och olika typer av markanvändning samt andel öppet vatten i olika delområden kommer också att undersökas för att kunna se om dessa har någon påverkan på TOC- koncentrationen i Mälaren.

Rapporten kommer även att innehålla jämförelse mellan de olika vattenföringsmodellerna samt uppmätt vattenföring. Dessa kommer också att undersökas med grafer för att kunna ta reda på denna avvikelse och hur mycket den påverkar transportberäkningar samt hela modelleringsansatsen, se figur 2.

Alla samband kommer att undersökas med hjälp av regressionsanalys i Excel. Detta används för att kunna se om det finns positiv/negativ linjär trend mellan variablerna. Två olika mått kommer att studeras, nämligen R^2 -värdet och p-värdet. R^2 -värdet uttrycker styrkan hos ett linjärt samband som indikerar om det finns ett visst samband eller inte. Enbart R^2 -värdet räcker inte för att säkerställa resultatet. Därför används måttet p-värde som är ett statistiskt mått som säger om det undersökta sambandet är statistiskt signifikant. R^2 -värdet varierar mellan 0 och 1. För ett starkt signifikant linjärt samband bör R^2 värdet vara så nära 1 som möjligt, samtidigt som p-värdet är under 0,05. Antal punkter som utgör sambandet bör också vara många. Statistisk signifikansnivån testades i Excel. Ett p-värde mindre eller lika med 0,05 innebär att det finns ett statistiskt säkerställt samband mellan de studerade variablerna. Ett statistiskt säkert samband är sannolikt inte slumpmässigt och att man kan säga med 95 % säkerhet att det finns ett samband. Om ett p-värde är större än 0,05 innebär detta att det inte finns något statistiskt säkert samband, <https://support.office.com>.

Vidare kommer osäkerheten i den framtagna modellen att undersökas med hjälp av två statistiska mått som är median och standardavvikelsen som räknades med hjälp av Excel. Median och standardavvikelsen räknas för olika modellscenarier för att undersöka osäkerheten i den framtagna TOC-modellen, <https://support.office.com>.

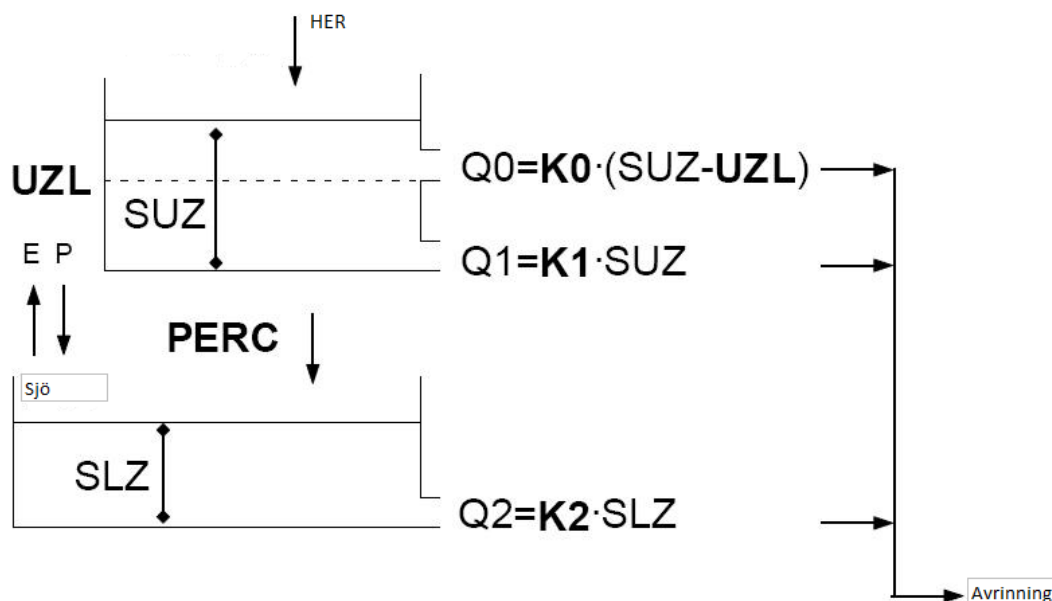
2.4.1 Källor

Informationen om hur man räknar R^2 , p-värde, median och standardavvikelsen hämtades från <https://support.office.com>.

2.5 Modellering av vattenföring med stöd av HBV- modellen

2.5.1 Teori

HBV- modellen är en modell för beräkning av daglig vattenföring. Detta görs med hjälp av indata såsom temperatur, nederbörd och potentiell avdunstning. HBV- modellen utgörs av flera vattenboxar (magasin), se figur 5. SUZ (mm) är det övre grundvattenmagasinet och SLZ (mm) är det nedre grundvattenmagasinet. Beräknad grundvattenbildning HER (mm/dygn) tillförs det övre grundvattenmagasinet SUZ (mm). PERC är en kalibreringsparameter som beskriver vattenflödet från det övre grundvattenmagasinet SUZ till det nedre grundvattenmagasinet SLZ, UZL (mm) är ett tröskelvärde som måste kalibreras fram. Från den övre boxen kommer flödena Q_0 och Q_1 . Dessa flöden kommer vid körningen av modellen att läggas till den nedre boxens utflöden. Summan av dessa flöden utgör, efter ett omblandningsmagasin, den simulerade avrinningen ur modellen (Bergström, 1990).



Figur 5. HBV- modellens standardversion som beskriver hur de flöden (Q_0 , Q_1 och Q_2) som utgör avrinningen beror av HER, PERC, UZL, SUZ och SLZ.

Modellen är uppbyggd av fyra olika delar (rutiner) som kräver specifika in- och utdata. Modelldelarna är snörutinen, markvattenrutinen, responsfunktionen och utjämningsrutinen (Bergström, 1990). Modellens uträkning av de olika utdata från de olika modelldelarna bygger på att flera parametrar justeras. Parametrarna är TT ($^{\circ}\text{C}$), CFMAX (mm/(dygn $\cdot$ $^{\circ}\text{C}$)), SFCF, CFR, CWH, FC (mm), LP, BETA, PERC (mm/dygn), UZL (mm), K_0 (dygn $^{-1}$), K_2 (dygn $^{-2}$), K_3 (dygn $^{-1}$) och MAXBAS (dygn). TT, CFMAX, SFCF, CFR och CWH är snöparametrar som bestämmer smältning och frysning av snö på marken. FC är jordens största kapacitet att bära vatten. LP är en parameter som bestämmer den uträknade aktuella avdunstningen och BETA är en kalibreringsparameter som bestämmer uträknad grundvattenbildning och vattenhalt i marken. Recessionskoefficienten uttrycks av K och anges i parameterlistan för att kalibrera modellen för respektive box. MAXBAS är en kalibreringsparameter som bestämmer omvandlingen av den beräknade avrinningen till att vara den slutliga sökta simulerade avrinningen (mm/dygn) (Bergström, 1990).

HBV- modellens anpassning till observerade data mäts med Nash-Sutcliffes modelleffektivitet NS (ekvation 4), viktad NS (ekvation 5), log NS (ekvation 6), r^2 (ekvation 7) samt den genomsnittliga skillnaden i Q (felet) i mm/dygn (ekvation 8). För en perfekt anpassning bör värdet från ekvationerna 4-7 vara 1 och värdet från ekvation 8 bör gå mot 0.

$$NS = 1 - \frac{\sum (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (4)$$

$$NSviktad = 1 - \frac{\sum w(Q_{obs})(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum w(Q_{obs})(Q_{obs} - Q_{sim})^2} \quad (5)$$

$$LogNS = 1 - \frac{\sum (\ln Q_{obs} - \ln Q_{sim})^2}{\sum (\ln Q_{obs} - \ln \overline{Q_{obs}})^2} \quad (6)$$

$$r^2 = \frac{(\sum (q_{obs} - \bar{q}_{obs})(q_{sim} - \bar{q}_{sim}))^2}{\sum (q_{obs} - \bar{q}_{obs})^2 \sum (q_{sim} - \bar{q}_{sim})^2} \quad (7)$$

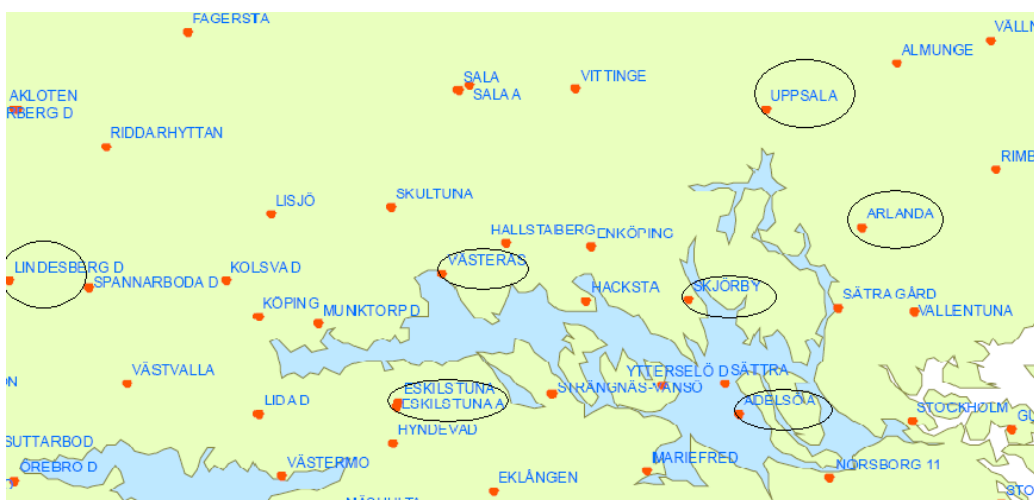
$$Medeldiff\ddot{e}rens(felet) = \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})}{Antal\ dagar} \cdot 365 \quad (8)$$

I de ovanstående ekvationerna är Q_{obs} den observerade avrinningen, Q_{sim} den simulerade avrinningen och w är en viktfunktion som används för beräkning av den simulerade avrinningen.

2.5.2 Databearbetning

Nederbörds- och temperaturdata kunde hämtas från SMHI. Dessa erhöles i form av textfiler som omvandlades till PTQ - filer som innehåller nederbörds-, temperatur- och vattenföringsvärden för åarna Svartån Västerås och Kolbäcksån. Dessa förbereddes genom att i ett Excel blad ordna P, T och Q efter datum. Eftersom data måste vara sammanhängande delades dataserien i två delar för Svartån, där data saknades under en period. Den första delen gick från 1980 till 1997 och den andra från 2003 till 2008.

För Kolbäcksån saknades klimatdata från en närliggande klimatstation varför ett medelvärde togs av data från de stationer som finns tillgängliga, se figur 6.



Figur 6. Karta över nederbördsstationer. Nederbördsstationer med tillgängliga data markeras med en ellips. Observera att medelvärdet som togs i rapporten inkluderar några stationer som ligger långt från Mälaren och därmed inte syns i figuren.

En statistisk analys av data från dessa stationer gjordes som visade att den årliga nederbörden varierar mycket mellan stationerna se tabell 3.

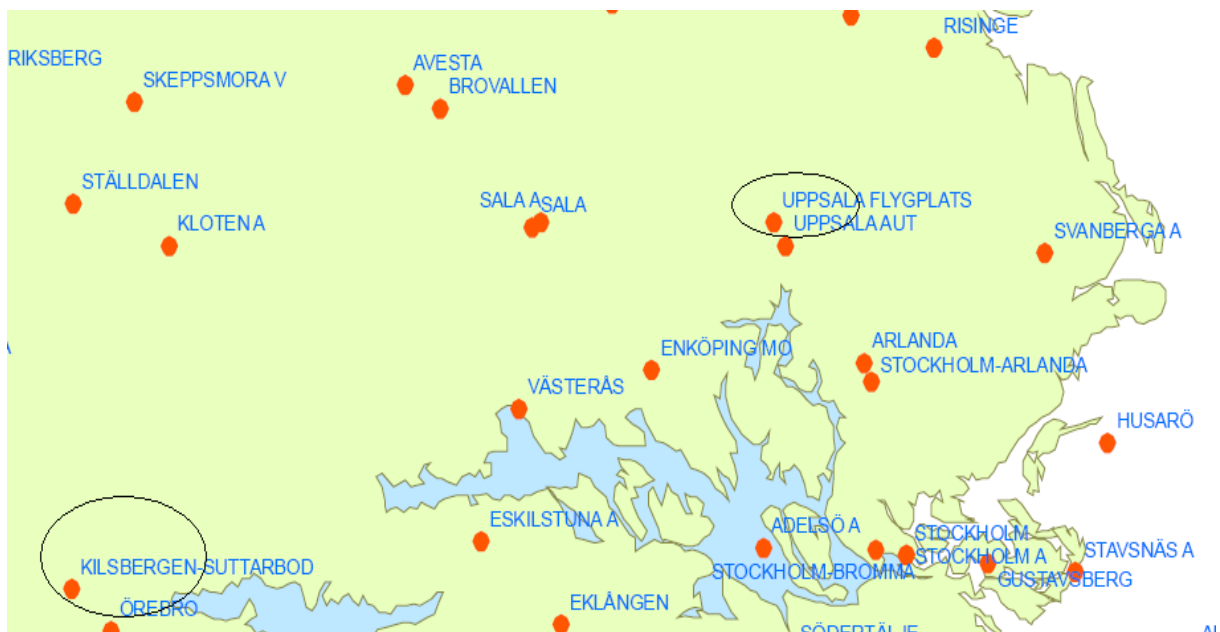
Tabell 3. Genomsnittlig årlig nederbörd för de olika stationerna. Observera att vissa stationer ligger långt från Mälaren, de markeras med *. Observera också att endast Fredrika A, Växjö och Lindesberg har klimatdata fram till 2010, resterande stationer har klimatdata fram till 2008, samt att alla dessa stationer har en del luckor i dataserien.

Station	Års medelnederbörd (mm/år)
Eskilstuna	587
Västerås	607
Adelsö	474
Skjörby	551
Arlanda	526
Uppsala	570
*Fredrika	580
*Nyberget	815
Lindesberg D	700
*Växjö	705
*Växjö 2	657
*Garn	1039
Medel	651

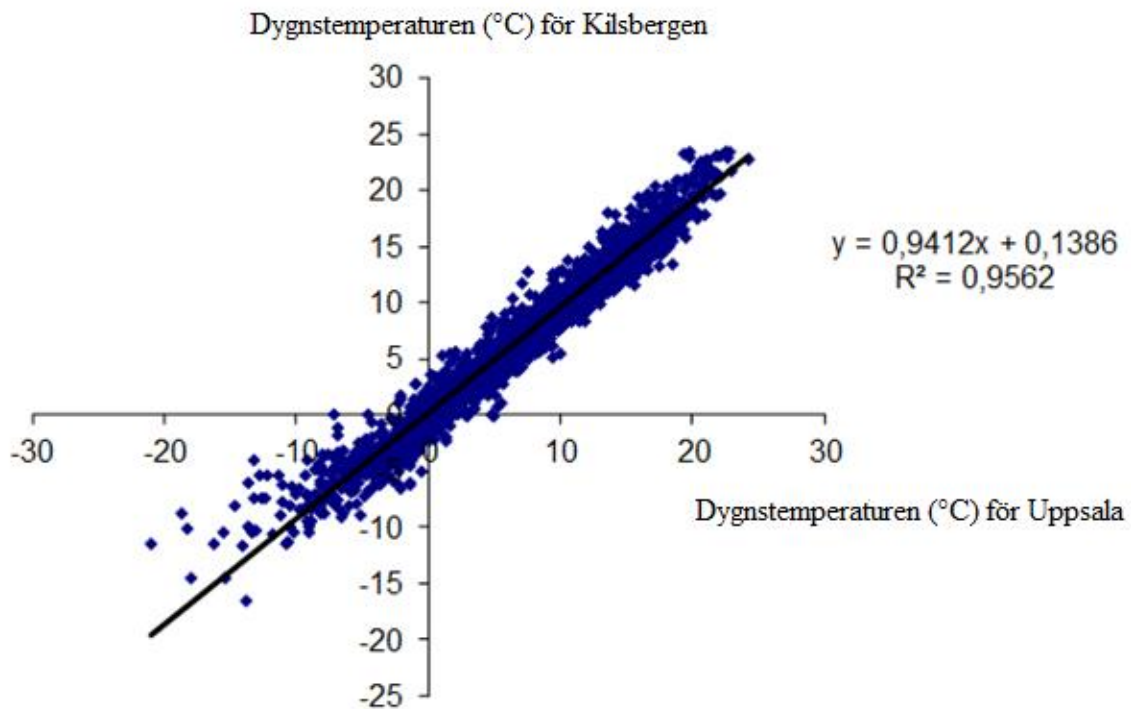
Stationerna som ligger närmast Kolbäcksån är Västerås och Lindesberg, vilket innebär att klimatdata från dessa bör vara representativa. Ett medelvärde som tas med bara stationerna runt Mälaren ger en underskattning av årsnederbörden vid Kolbäcksån och hamnar under 580 mm/år. Anledningen till detta är att de flesta tillgängliga nederbördsstationerna runt Mälaren ligger nära sjön eller öster om den. Dessa stationer har en låg årsnederbörd jämfört med t.ex. Lindesberg som ligger ensamt på den västra delen av sjön med en årsnederbörd på 700 mm/år, se figur 7. När de övriga stationerna inkluderas stiger medelvärdet till att bli 651 mm/dygn vilket är ett rimligt värde av nederbörden vid Kolbäcksån. Lindesberg har luckor i dataserien som kunde kompenseras med att ta medelvärde.

En annan PTQ- fil som innehåller nederbördsdata från Lindesberg multiplicerad med en faktor 0,93 (under antagandet att årsnederbörden vid Kolbäcksån är 650 mm/år och att data endast tas från Lindesberg med årsnederbörd 700 mm/år, $(650/700 = 0,93)$) förbereddes också. Faktorn 0,93 valdes för att kunna ha en årsnederbörd som kan hamna mellan Lindesberg och Västerås. En HBV- modell för flödet simulerades och gav NS lika med 0,7 och felet 6 [mm/år]. Denna modell kommer dock inte att behandlas i rapporten. Modellen som kommer att behandlas i rapporten är den som kommer från den genomsnittliga nederbörden där årsmedelnederbörd är 651 mm/år, se tabell 3. Detta är ett rimligt värde eftersom Kolbäcksån ligger mellan Västerås (607 mm/år) och Lindesberg (700 mm/år). Resultatet från HBV- modellen som används i INCA- C anpassar vattenföringen med NS = 0,684 och felet 2 [mm/år].

När det gäller temperaturen användes en kombination av data från stationerna Fyrisån och Kilsbergen-Suttarbod och dessa två stationer hade en bra anpassning mellan varandra. Denna kombination gjordes för att förlänga tidsserien fram till 2010 eftersom Uppsala innehöll data endast till 2008. Generellt är skillnaden i temperatur mellan näraliggande stationer mindre än skillnaden i nederbörd, se figur 7 och 8.



Figur 7. Karta över temperaturstationer. Temperaturstationerna som används i rapporten markeras med en ellips.



Figur 8. Jämförelse mellan lufttemperatur i Kilsbergen (y-axeln) och i Uppsala (x-axeln). Dygnsvärden fr.o.m. 2004-01-01 t.o.m. 2008-12-31.

En Evap- fil som innehåller den potentiella avdunstningen förbereddes också utgående från temperaturdata. Den potentiella avdunstningen PE_m räknades ut genom att använda Thornthwaites empiriska formel (Shaw, 1994). Formeln tar endast hänsyn till temperaturen under året enligt formlerna 9 och 10. För att få dygnsvärden delades PE_m med 30.

$$PE_m = 16 \cdot N_m \cdot \left(\frac{(10 \cdot T_m)}{I} \right)^a \quad (9)$$

där T_m är månadsmedeltemperatur °C, N_m är en månatlig justeringsfaktor relaterad till medelantal timmar solljus under dygnet/månad (sattes till 10), I är värmeindex för året enligt ekvation 8 och a är $6,7 \cdot 10^{-1}$.

$$I = \left(\frac{T_m}{5} \right)^{1.5} \quad (10)$$

2.5.3 Kalibreringsprocedur

Det simulerade vattenföringen Q_{sim} som är en summa av Q_0 , Q_1 , och Q_2 anpassades till den uppmätta vattenföringen genom en iterativ "trial and error" metod. Kalibreringsproceduren bygger på att justera parametrarna TT, CFMAX, SFCF, CFR, CWH, FC, LP, BETA, PERC, UZL, K1, K2 och MAXBAS. Modeller för två av avrinningsområden runt Mälaren kunde tas fram. För Svartån Västerås börjades anpassningen med att sätta värden på tröskeltemperaturen TT och parameter CFMAX. TT fick ett positivt värde som låg ganska nära noll och CFMAX ett värde i intervallet 1,5 till 4 (Bergström, 1990). Snöparametrarna bör ligga nära 0,1 för CWH och 0,05 för CFR (Bergström, 1990). Dessa snöparametrar valdes till 0,014 för CWH och 0,02 för CFR enligt ett tidigare kalibrerat avrinningsområde i Sverige med namnet "Västrabäcken" som ligger i Västerbotten. För Västrabäcken var SFCF- parametern lika med 0,692, se tabell 4. Parametrarna som gav den bästa anpassningen redovisas i resultatdelen.

Tabell 4. Initiala parametervärden till HBV- modellen

Initiala värden		
Kolbäcksån	Parameter	Parametervärde
	TT (grader Celsius)	1,3
	CFMAX (mm/(dygn· °C))	2,1
	SFCF	0,692
	CFR	0,02
	CWH	0,014
	LP	0,867
	FC (mm)	150,7
	BETA	1,396
	PERC (mm/dygn)	0,372
	UZL (mm)	10,16
	K0 (dygn ⁻¹)	0,705
	K1 (dygn ⁻¹)	0,155
	K2 (dygn ⁻¹)	0,0183
	MAXBAS	1,693

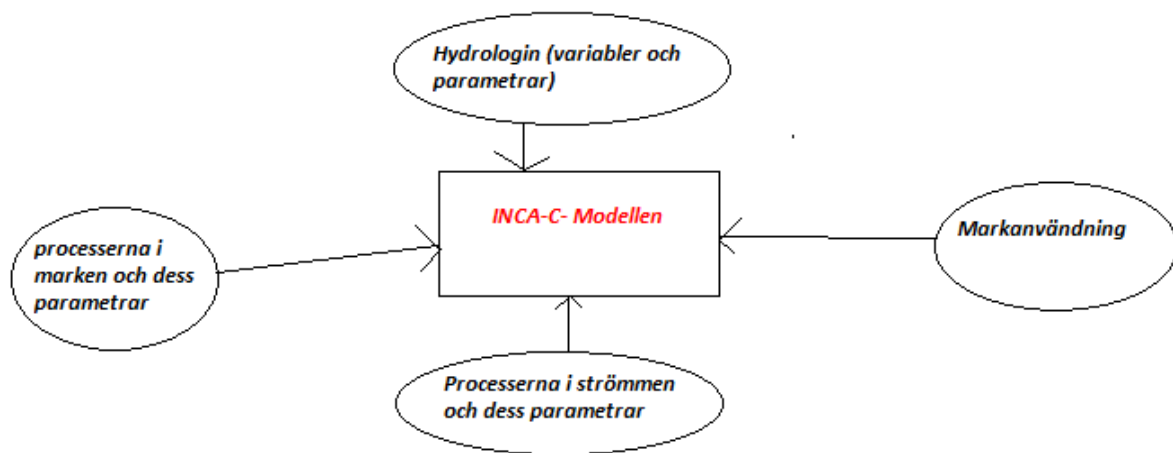
För Kolbäcksån startades simuleringen med att sätta in värden på parametrarna för "Västrabäcken" vilka sedan justerades för att få en bra modell.

Monte Carlo- simulering användes för att skatta parametervärdena genom att ange ett intervall av värden för varje parameter vid varje simulering. Min- och maxvärden anges för ett antal parametrar som med hjälp av Monte Carlo tilldelas slumpmässiga värden 100000 gånger.

2.6 Modellering av kolflöden med stöd av INCA-C

2.6.1 Teori

INCA- C är process-baserad biogeokemisk modell för modellering av organiskt kol (DOC/TOC) från ett avrinningsområde. Modellen simulerar de mekanismer som påverkar och styr dynamiken av DOC. Modellen är uppbyggd av fyra delmodeller (komponenter). Den första komponenten tar hänsyn till markanvändningen i avrinningsområdet för att modellera de olika effekterna på DOC- transporten. För denna del av modellen måste GIS användas först för att identifiera avrinningsområdets egenskaper, t.ex. area samt areafördelningen av olika markanvändning inom området. För den andra delmodellen måste HBV- modellen (eller liknande hydrologisk modell) användas för beräkning av grundvattenbildning (HER) och markfuktighet (SMD). Den tredje komponenten i INCA- C är en delmodell som modellerar de biokemiska processerna under vattnets strömning, se figur 9.



Figur 9. Processerna under vattnets strömning och parametrar för dessa.

Avrinningen från modellen sker dels som direkt avrinning (avrinning på marken), diffus vattenföring från det övre marklagret eller diffus vattenföring från det nedre marklagret. Förändringen per tidssteg av den direkta avrinningen uttrycks enligt ekvation 11.

$$\frac{dq_D}{dt} = \frac{q_{mättad} + \frac{1}{86,4} \left(HER - I \cdot \left(1 - e^{-\frac{HER}{I}} \right) \right) \cdot A_{avrinningsområdets\ area} - q_D}{T_D} \quad (11)$$

I ekvationen är q_D direkt vattenföring (m^3/s), $q_{mättad}$ mättat ytavrinning (m^3/s) och HER grundvattenbildning (mm/dygn). I är maximal infiltrationshastighet (mm/dygn) och T_D är fördröjningstid för den direkta vattenföringen (dygn). Uttrycket i parantesen är multiplicerat med $1/86,4$ och arean för avrinningsområdet $A_{avrinningsområdets\ area}$ (km^2) för att få enheten i m^3/s i modellen. Från det övre marklagret finns en maximal vattenföring $q_{övre,max}$ (m^3/s) där vatten som överstiger detta tröskelvärde kommer att rinna som direkt ytavrinning på marken. Förändringen i diffus vattenföring från det övre marklagret (organiskt lager) uttrycks i modellen enligt ekvation 12.

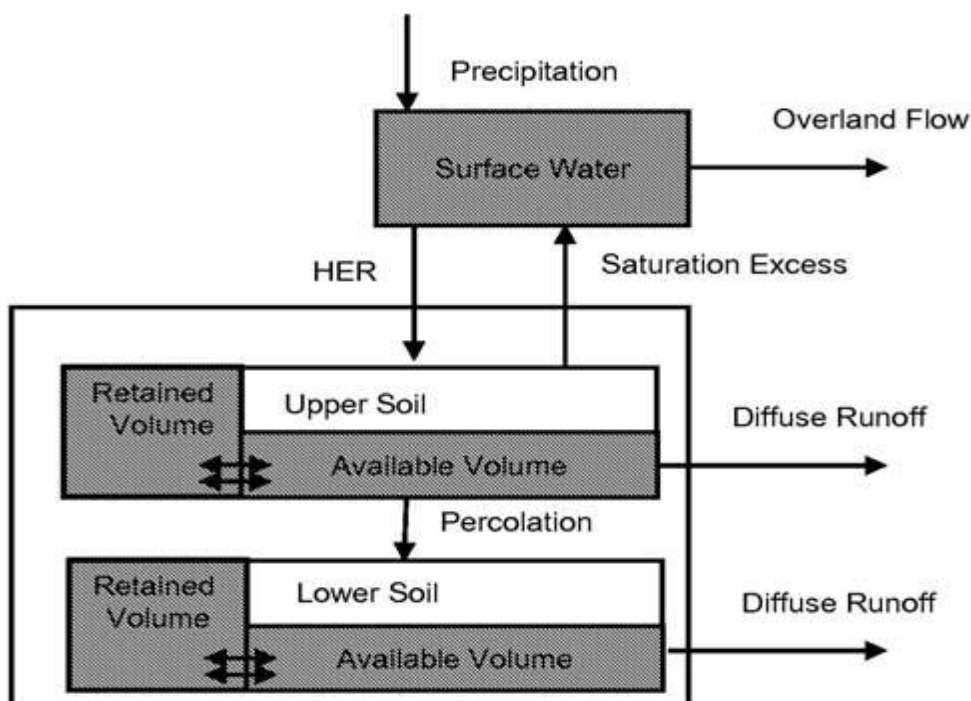
$$\frac{dq_{övre}}{dt} = \frac{\frac{HER}{86,4} \cdot A_{avrinningsområdets\ area} - q_{mättad} - q_{övre}}{T_{övre}} \quad (12)$$

Enligt ekvation 12 modelleras vattenföringsförändringen i det övre marklagret som skillnaden mellan HER och det vattnet som perkolerar till det lägre marklagret. $T_{\text{övre}}$ är vattnets fördröjningstid. Detta resulterar i den diffusa avrinningen från den övre delen av marken. Denna vattenföring kan antingen gå till vattendraget genom diffus vattenföring eller återvända till ytan och bli överskotts avrinning.

Förändringen i vattenföringen i det nedre marklagret (minerallagret) uttrycks i modellen enligt ekvation 13.

$$\frac{dq_{\text{lägre}}}{dt} = \frac{\beta \cdot q_{\text{övre}} - q_{\text{lägre}}}{T_{\text{lägre}}} \quad (13)$$

där förändringen i diffus vattenföring från det nedre marklagret uttrycks som skillnaden mellan det vatten som perkolerar till det lägre marklagret från det övre lagret $\beta q_{\text{övre}}$ och det vatten som går ut som diffus vattenföring från det nedre marklagret. β är en kalibreringsparameter som anges i modellen och som bestämmer vattenföringen från det övre till det nedre marklagret, se figur 10.



Figur 10. INCA:s hydrologiska modell i marken (Futter m.fl., 2007)

INCA- C modellen simulerar omvandlingar mellan de olika kolfaserna i jorden med hjälp av första ordningens differentialekvationer. Vattenflöden i modellen uttrycks i m^3/s , medan transport av kol uttrycks i kg/dygn . I modellen beräknas exporten av kol till vattendraget per ytenhet för olika markanvändning och därur den totala transporten till vattendraget från avrinningsområdet. Transporten av kol i modellen sker genom advektiv transport mellan de olika marklagren i modellen. INCA-C är uppdelad i två olika marklager. Det övre lagret innehåller mycket organiskt kol och kallas för det organiska lagret medan nedre lagret innehåller mindre kol och kallas för minerallagret. Dessa två lager finns i de marktyper som identifieras för varje avrinningsområde. För Kolbäcksån är de tre stycken, våtmark, torrmark och åkermark (Futter m.fl., 2007).

Det organiska lagret innehåller initialt en viss mängd kol. Kolet kan vara i form av SOC (partikulärt organiskt kol), DOC (löst organiskt kol) eller DIC (löst oorganiskt kol) (fast fas, vätskefas eller gasfas). Alla dessa anges initialt i modellen. SOC anges i kg/ha , DOC i mg/l och DIC i mg/l . Även det potentiella

lösta organiska kolet PDC anges, i kg/ha. Minerallagret innehåller också en viss mängd kol av olika former. Det organiska kolet kan även här vara i form av SOC, DOC eller DIC (fast fas, vätskefas eller gasfas). Initiala värden anges för detta lager också.

Omvandlingskoefficienter $dygn^{-1}$ mellan de olika faserna av kol anges i modellen både för organiskt lager och minerallager. De biogeokemiska processerna i figur 11 inkluderas i modellen både i markfasen och i vattendraget. Jordtemperatur påverkar omvandlingskoefficienten mellan de olika faserna. I modellen uttrycks denna påverkan med hjälp av ekvation 14 (Whitehead m.fl., 1998; Wade m.fl., 2001,2002).

$$k_{xy,z} = k_{xy,z}^0 \cdot \eta(T_{Jord,t} - \theta) \quad (14)$$

där $k_{xy,z}$ är omvandlingskoefficienten mellan de olika formerna i det övre respektive det nedre lagret ($z =$ övre/lägre), $k_{xy,z}^0$ är det initiala omvandlingskoefficienten som anges för modellen vid kalibreringen. $T_{Jord,t}$ är jordtemperaturen vid tiden t och η och θ är kalibreringskonstanter som anges i modellen.

Jordfuktighet är en ytterligare faktor som påverkar omvandlingen mellan de olika kolfaserna i marken. Ekvation 15 representerar relationen mellan $SMD_{max}(mm)$ som är den maximala fuktigheten i marken och $SMD_t(mm)$ som är fuktigheten vid tiden t .

$$k_{xy,z} = k_{xy,z}^0 \left(\frac{SMD_{max} - SMD_t}{SMD_{max}} \right) \quad (15)$$

Skillnaden mellan $SMD_{max}(mm)$ och $SMD_t(mm)$ dividerat med $SMD_{max}(mm)$ är proportionell mot omvandlingskoefficienten från x- kolfasen till y- kolfasen i z- marklagret. $SMD_{max}(mm)$ är en kalibreringsparameter som anges i modellen som ett maximalt fuktighetsvärde.

Processerna i marken

Förändringen i massan av SOC, DOC och DIC i de två marklagren uttrycks i modellen genom differentialekvationerna (C1– C6 i bilaga (C)).

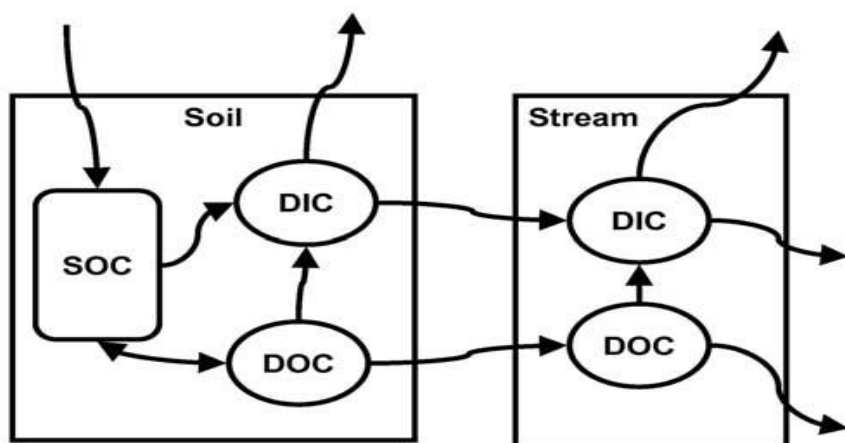
Processerna i vattendraget

I INCA-C modelleras de biokemiska processerna i ytvattnet genom att betrakta vattnets fördröjningstid för mineraliseringen av DOC samt frigörelsen av DIC till atmosfären enligt ekvation 16.

$$T_R = \frac{L}{a \cdot q_R^b \cdot 86400} \quad (16)$$

där T_R (dagar) är vattnets fördröjningstid i vattendraget, L (m) är vattendragets längd, aq_R^b är vattenhastigheten som beräknas ur vattenföringen q_R (m^3/s). L , a och b är kalibreringsparametrar till modellen.

I vattendraget sker även massförändring av DOC och DIC genom mineralisering och biologiska processer. Dessa uttrycks med hjälp av ekvationerna (C7) och (C8) i bilaga (C). De ekvationer som finns i bilagan är en kompaktform av ekvationerna ovan.



Figur 11. Biogeokemiska processer i marken (soil) och i vattendraget (stream) samt de olika typerna av kol (Futter m.fl., 2007).

I INCA-C bedöms modellens anpassningskraft med hjälp av formel (4) (Nash och Sutcliffe, 1970) samma mått som i HBV- modellen. Det andra bedömningsmåttet är r^2 , se ekvation 7.

Nash och Sutcliffe (NS) kan anta värden från 1 till minus oändlighet. Om $NS = 0$ är observerat medelvärde en lika bra modell. Om det är < 0 är medelvärdet bättre modell än modellen. Modellen är bäst anpassad till de uppmätta värdena när NS är 1.

2.6.2 Databearbetning

Indata till INCA- modellen utgörs dels av utdata från HBV- modellen, markfuktighet (SMD) och grundvattenbildning (HER), dels av daglig nederbörd P och temperatur T . En fil av dat-format som innehåller SMD, HER, P och T förbereddes. En annan fil av obs-format som innehåller den modellerade vattenföringen från Kolbäcksån tillsammans med uppmätta TOC- koncentrationer förbereddes också. Modellerad S-HYPE vattenföring användes för Kolbäcksån eftersom det inte fanns tillgängligt uppmätt data. Nederbörds- och temperaturdata som användes för modellen är de samma som användes i HBV- modellen.

För att köra INCA-C modellen krävs arean och markanvändningen för det modellerade avrinningsområdet. Arean för den modellerade Kolbäcksån är 3093 km^2 (Wallin, 2000).

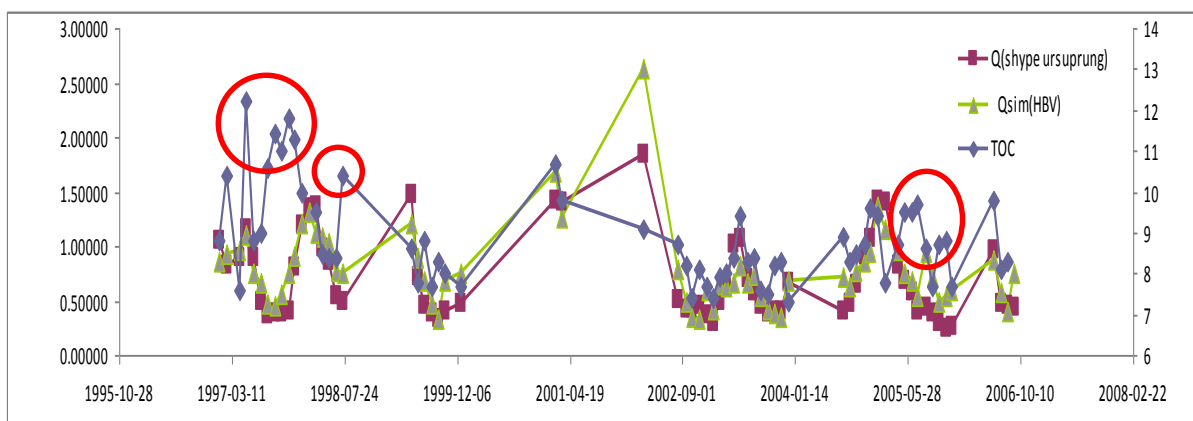
Markanvändningen var uppdelad till 7,7 % våtmark, 66,3 %, skog, 12 % hyggen, 6 %, åkermark och 8 % öppet vatten. Denna uppdelning ändrades i INCA-C, efter det att sjöarean (öppet vatten) dragits bort, till att för landområdet vara 9 % våtmark, 83 % torrmark (mark som inte är våtmark eller åkermark) och 8 % åkermark. Denna uppdelning gjordes för att underlätta simuleringen.

Eftersom HBV-modellen för Kolbäcksån inte anpassar de två höga vattenföringstopparna, se avsnitt 3.4.2 figur 28, justerades HER med 1-19 mm/dygn innan den matades in som indata till INCA-C för att kunna få en bättre modell i INCA-C (personligt meddelande M. Futter, 2011). Detta gjordes för perioderna 8 till 15 april 1999 och 10 till 20 november 2000 se tabell 5. Med denna ändring kommer mer vatten in i det övre marklagret vilket leder till att flödet ökar.

Tabell 5. Justering av grundvattenbildning (HER)

Datum	HER (mm/dygn)	Redigerat HER (mm/dygn)
1999-04-08	0,0	1,0
1999-04-09	0,0	2,0
1999-04-10	0,0	3,0
1999-04-11	2,5	11,5
1999-04-12	3,1	12,1
1999-04-13	3,2	13,2
1999-04-14	4,1	15,1
1999-04-15	0,2	16,2
2000-11-10	2,2	5,2
2000-11-11	1,5	6,5
2000-11-12	3,7	7,8
2000-11-13	4,7	13,7
2000-11-14	0,5	14,7
2000-11-15	0,3	15,3
2000-11-16	0,1	16,1
2000-11-17	5,6	19,6
2000-11-18	6,7	20,7
2000-11-19	7,2	21,2
2000-11-20	3,7	22,7

Vidare togs några uppmätta TOC- värden, som avviker mycket från vad som kan förväntas ur motsvarande beräknade vattenföringsvärden, bort innan de gavs till INCA-C-modellen. Dessa observerade TOC- värde togs även bort eftersom de var för höga och antogs vara POC som har kommit till mätplatsen genom erosion eller liknande. Allt detta illustreras i figur 12. Totalt togs 13 värden bort (Köhler, 2011).



Figur 12. Modellerad vattenföring från S-HYPE och HBV-modellen samt uppmätta TOC- värden. Omringade TOC-värden togs bort innan värdena gavs till INCA-C modellen.

2.6.3 Kalibreringsprocedur för Kolbäcksån

Enligt teorin kan INCA-C simulera avrinningen från ett avrinningsområde, men även simulera dynamiken hos DOC/TOC och DIC. INCA-C-modellen kan också modellera dynamiken av DOC, DIC och SOC i både det övre och det nedre marklagret.

Modelleringen av vattenföringen och DOC/DIC från Kolbäcksån kräver ett flertal kalibreringsparametrar som måste anges till modellen. Flertalet av parametervärdena är hämtade från ett tidigare modellerat avrinningsområde (Futter m.fl., 2009).

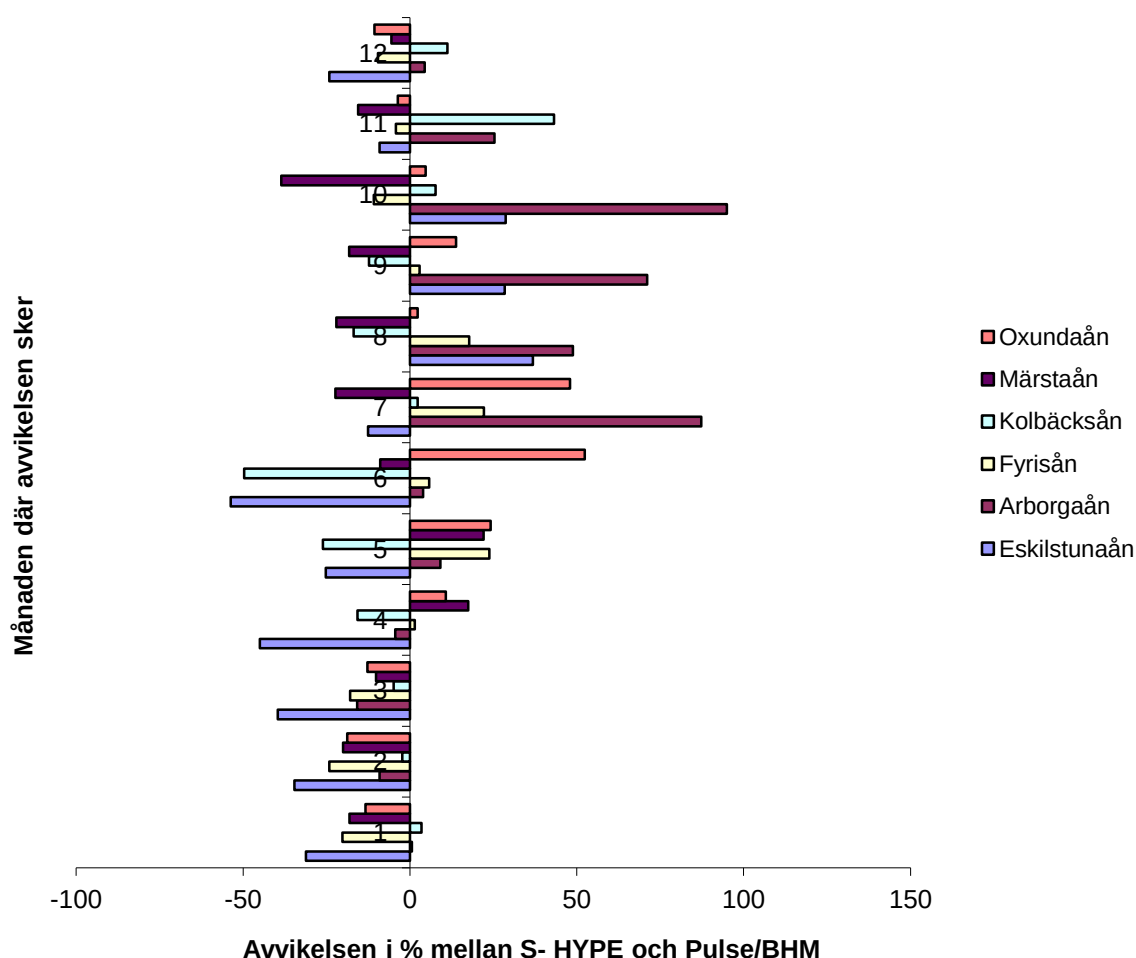
Efter att ha satt in alla tidigare värden i modellen var det dags att börja hitta den optimala modellen för vattenföringen och DOC/TOC. Modellen kalibrerades manuellt genom att ändra parametervärden. De slutliga kalibreringsparametrarna visas i tabell 11 i resultatdelen.

3 Resultat och observationer

3.1 Vattenföringsavvikelse

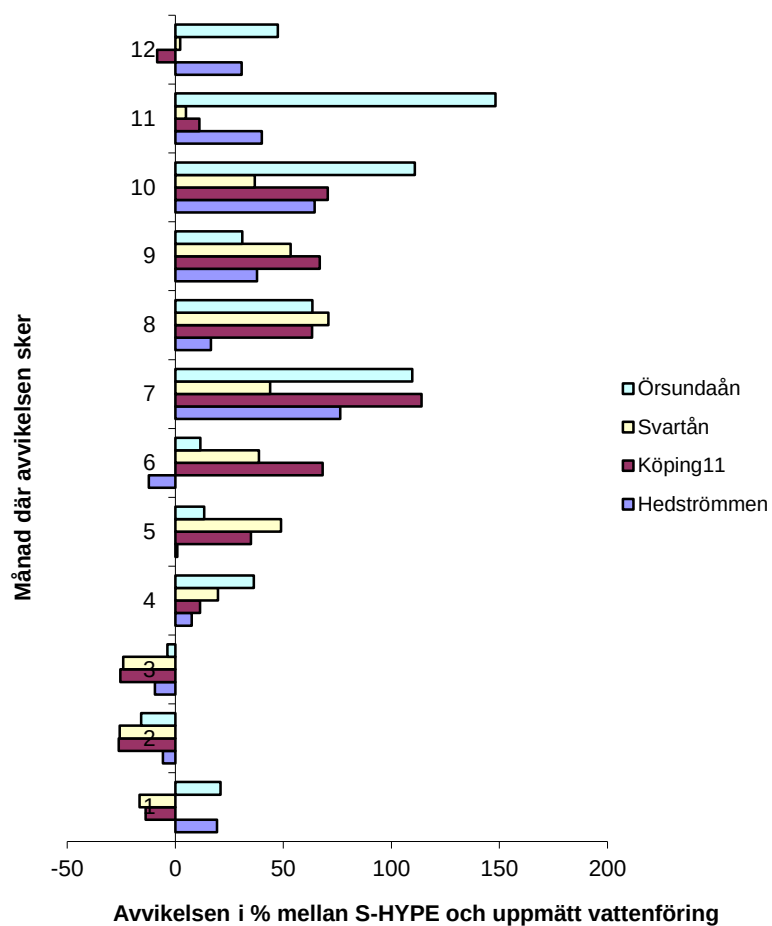
Figur 13 visar den månatliga skillnaden mellan vattenföringen från S-HYPE- modellen och PULS/BHM- modellen för de år för vilka data över observerad vattenföring saknas medan figur 14 visar den månatliga skillnaden mellan vattenföringen enligt S-HYPE- modellen och uppmätt vattenföring (m^3/s) för åarna med vattenföringsdata

Av figur 13 framgår att jämfört med PULS/BHM-modellen ger S-HYPE mindre vattenföring under vintern i alla åarna. Sommartid ger S-HYPE både större och mindre vattenföring. Vissa sommarmånader ger S-HYPE nästan dubbelt så stor vattenföring i Arbogaån som PULS/BHM-modellen.



Figur 13. Medelvärde av den månatliga skillnaden mellan vattenföring beräknad med S-HYPE och vattenföring beräknad med PULS/BHM-modellen dividerat med månadsmedelvärdet från S-HYPE- modellen mellan åren 1995 till 2008, enligt ekvation 2 i metoddelen.

Vid motsvarande jämförelse mellan S-HYPE och observerad vattenföring, där mätdata finns, är årsvariationen hos skillnaden tydligare. Under januari till mars underskattar S-HYPE vattenföringen i de flesta åarna och under resten av året överskattas den. Överskattningen är stor, i vissa fall över 100 %.



Figur 14. Månadsmedelvärden av skillnaden mellan vattenföring beräknad med S-HYPE och observerad vattenföring dividerat med månadsmedelvärdet från S-HYPE- modellen mellan åren 1995 till 2008, enligt ekvation 3 i metod delen.

3.1.1 Beräknad avrinning med hjälp av olika modeller samt från uppmätt vattenföring

Tabell 6. Årsavrinning mm/år är beräknad med vattenföringsdata utifrån S-HYPE- modellen och PULS- modellen samt från uppmätt data.

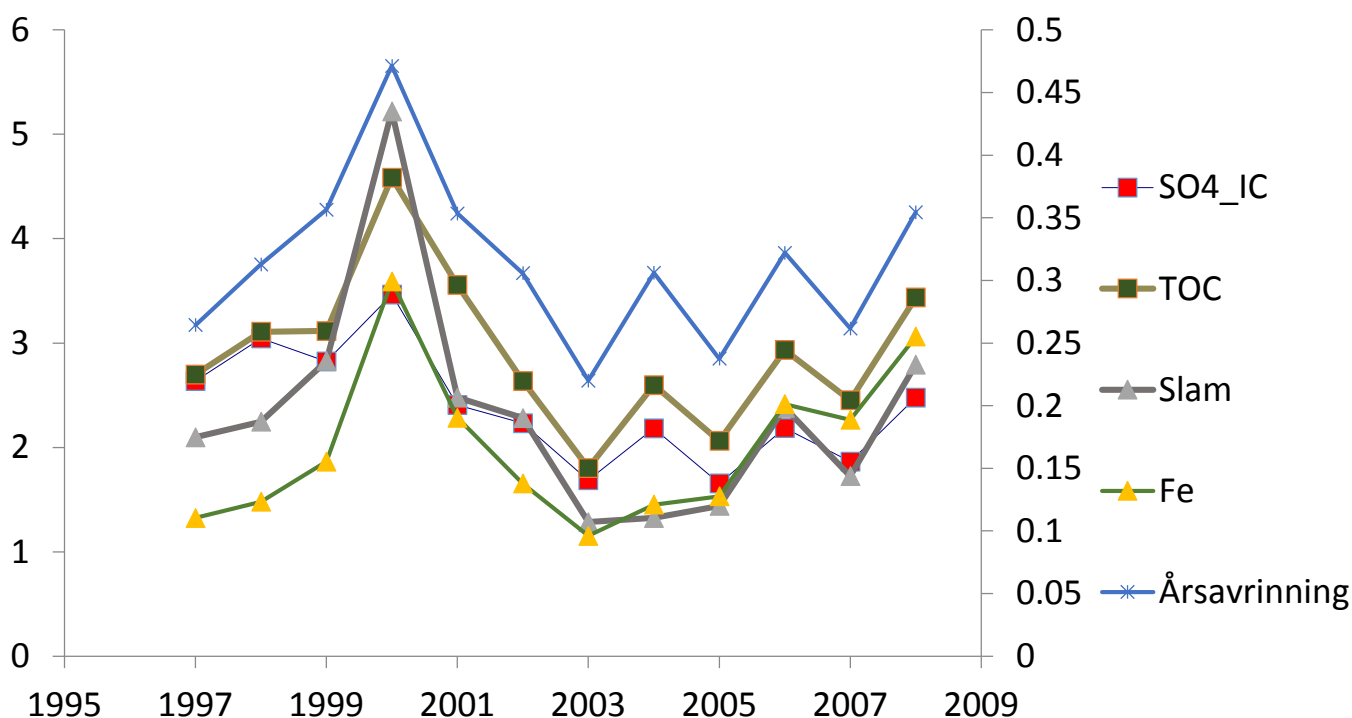
	¹ Q _{S-HYPE}	¹ Q _{PULS}	¹ Q _{uppmätt}
Sagån	200	220	#
Örsundaån	170	#	220
Oxundaån	160	160	#
Märsta Utl.	200	180	#
Fyrisån	200	180	#
Eskilstunaån	230	190	#
Svartån	230	#	240
Räckstaån	200	#	#
Köpingsån KMV	240	#	240
Köping 11	90	#	240
Arborgaån	330	370	#
Hedströmmen	380	#	330
Kolbäcksån	310	290	#

¹ Genomsnittlig avrinning i mm/år mellan 1995 och 2008; # data saknas.

3.2 Analys av samband mellan TOC och olika kemiska, meteorologiska samt hydrologiska variabler

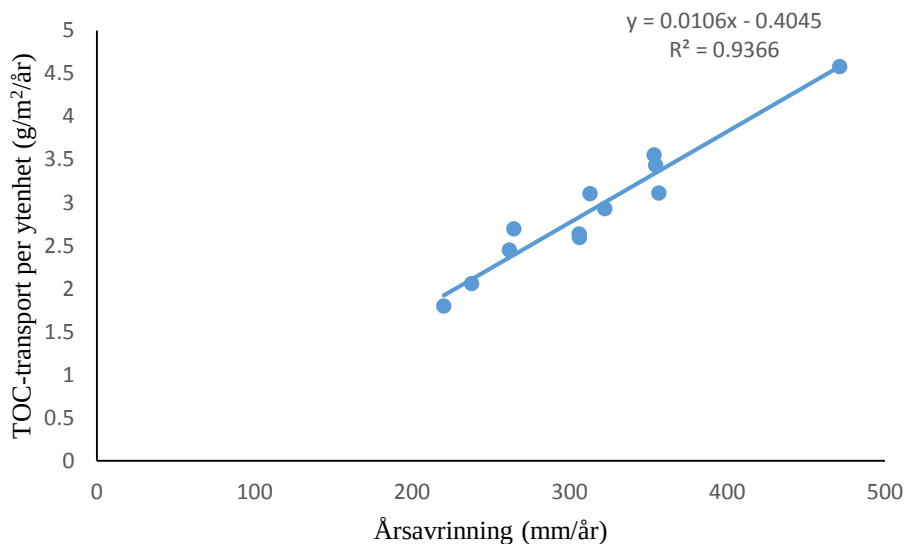
3.2.1 Samband för Kolbäcksån och några samband för Fyrisån, Räckstaån samt Norrström Stockholm (utloppet)

I detta kapitel presenteras grafiskt ämnens flöden per ytenhet uträknade med uppmätta kemiska variabler och vattenföring från S-HYPE. De uträknade flödena per ytenhet ($\text{g/m}^2/\text{år}$) från alla delområden samt för utloppet kommer att finnas i tabellform, se bilaga A. Grafen över några av de olika ämnens flöden per ytenhet för Kolbäcksån, se figur 15a, visar att TOC-flöden per ytenhet varierar på samma sätt som $\text{SO}_4\text{-IC}$, Fe- och slamhalt under dessa år. Grafen visar också årsavrinningen för Kolbäcksån.



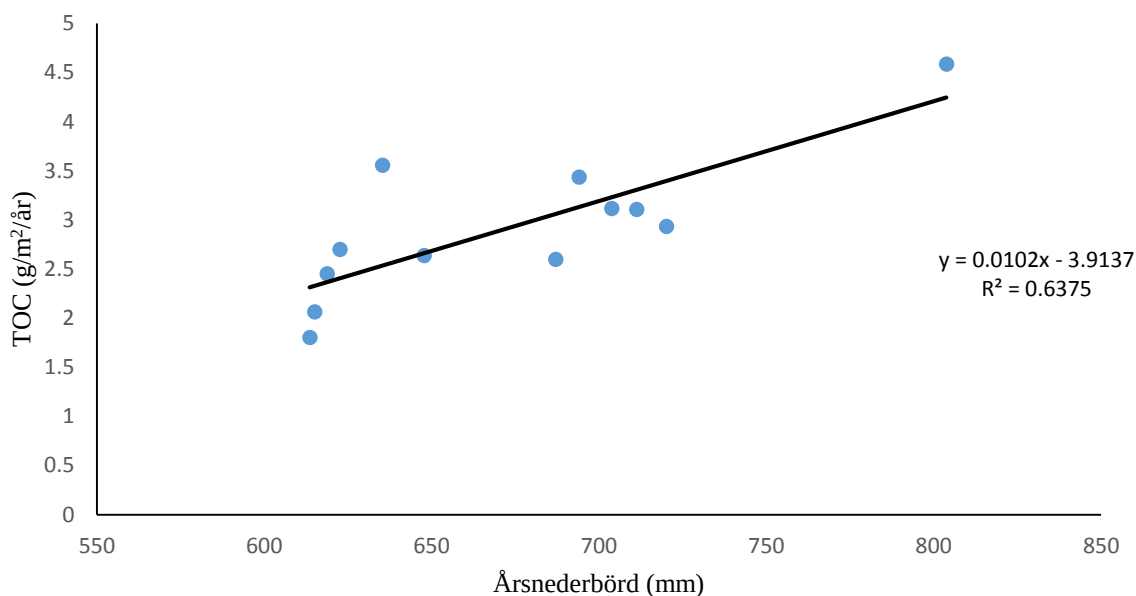
Figur 15a. Årstransport ($\text{g/m}^2/\text{år}$) av $\text{SO}_4\text{-IC}$ (vänster y-axel), TOC (vänster y-axel), slam (vänster y-axel), Fe (höger y-axel) samt årsavrinning (m/år , höger y-axel) för Kolbäcksån.

Figur 15b visar sambandet mellan TOC- transporten per ytenhet och årsavrinning. Detta samband är ett starkt och signifikant samband.



Figur 15b. Samband mellan TOC-årstransport per ytenhet ($\text{g/m}^2/\text{år}$) och årsavrinning Kolbäcksån.

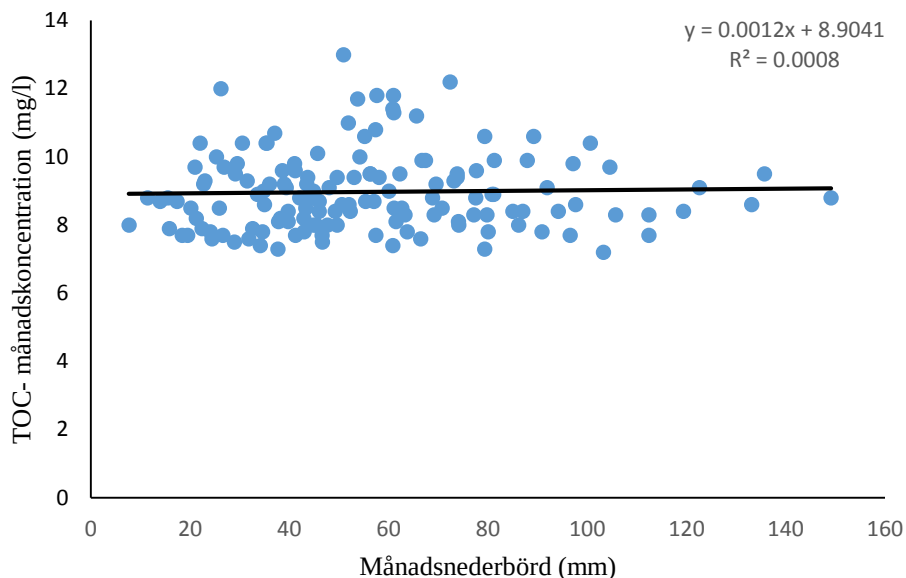
Vidare visar figur 16 att årsnederbörd är positivt korrelerad med TOC- årstransport per ytenhet för Kolbäcksån, R^2 - värdet är 0,637 och p-värde $<0,01$. Eftersom R^2 -värde är ett högt värde och p-värde mindre än 0,05 är detta ett starkt och signifikant samband. Mer regn leder till större vattenföring därmed mer TOC-export i Kolbäcksån.



Figur 16. Jämförelse mellan TOC-transport och årsnederbörd för Kolbäcksån (årsvärden). Årsnederbörden är här ett medelvärde av årsnederbörden från de tidigare nämnda stationerna.

Figur 17 och tabell 8 samt bilaga B (figurerna B1-B3) visar sambanden mellan TOC/ $\text{SO}_4\text{-IC}$ /Fe/slamhalt koncentrationerna och månadsnederbörd för Kolbäcksån. Tabellen visar att alla dessa är generellt svaga samband. Sambanden mellan TOC/ $\text{SO}_4\text{-IC}$ - koncentrationerna och månadsnederbörd inte är signifikanta. Sambanden mellan Slamhalt/Fe- koncentrationerna och månadsnederbörd är däremot signifikanta samband. Dessa sistnämnda samband är starkast i jämförelse med sambanden TOC/ $\text{SO}_4\text{-IC}$ och månadsnederbörd. Detta resultat innebär att en ökad årsnederbörd inte ger ett högre TOC- koncentration i Kolbäcksån. Ökad årsnederbörd kan däremot ge högre Fe- och slamhalt koncentration i Kolbäcksån. Figur 16a visar att ökad årsnederbörd ger högre TOC-transport per ytenhet, medan figur 16b visar att hög

månadsnederbörd inte ger högre TOC-koncentration. Dessa resultat kommer att analyseras i diskussionsdelen.



Figur 17: Samband mellan TOC – koncentrationen och månadsnederbörd för Kolbäcksån.

Tabell 8: Olika ämnens koncentrationer (mg/l) och månadsnederbörd (mm) för Kolbäcksån.

Koncentrationen av TOC/SO ₄ _IC/slamhalt/Fe och månadsnederbörd	R ² -värde	p-värde
TOC- koncentrationen och månadsnederbörd	0,0008	>0,05
SO ₄ _IC- koncentrationen och månadsnederbörd	0,0088	>0,05
Slamhalt- koncentrationen och månadsnederbörd	0,1526	<0,001
Fe- koncentrationen och månadsnederbörd	0,1181	<0,001

Undersökningen av sambandet mellan TOC-transport per ytenhet och årsmedeltemperaturen visade att det inte finns något samband mellan dessa.

Vidare visar tabell 9 i texten nedan och bilaga B (figurerna B4-B9) analys av samband mellan TOC-koncentrationen och andra kemiska variabler i Kolbäcksån, Fyrisån, Råckstaån samt Norrström Stockholm (utloppet). Detta gjordes för att kunna se om TOC-koncentrationen har något samband med de andra ämnens koncentrationer, se tabell 9.

TOC- koncentrationen har generellt ett starkt och signifikant samband med KMnO₄-förbrukning och absorbans_F. TOC- koncentrationen har däremot ett svagt men signifikant samband med Fe samt ett ganska starkt och signifikant samband med SO₄_IC. TOC- koncentrationen har däremot mycket svagt samband med Mn- och slam- koncentrationerna, se tabell 9 och bilaga B.

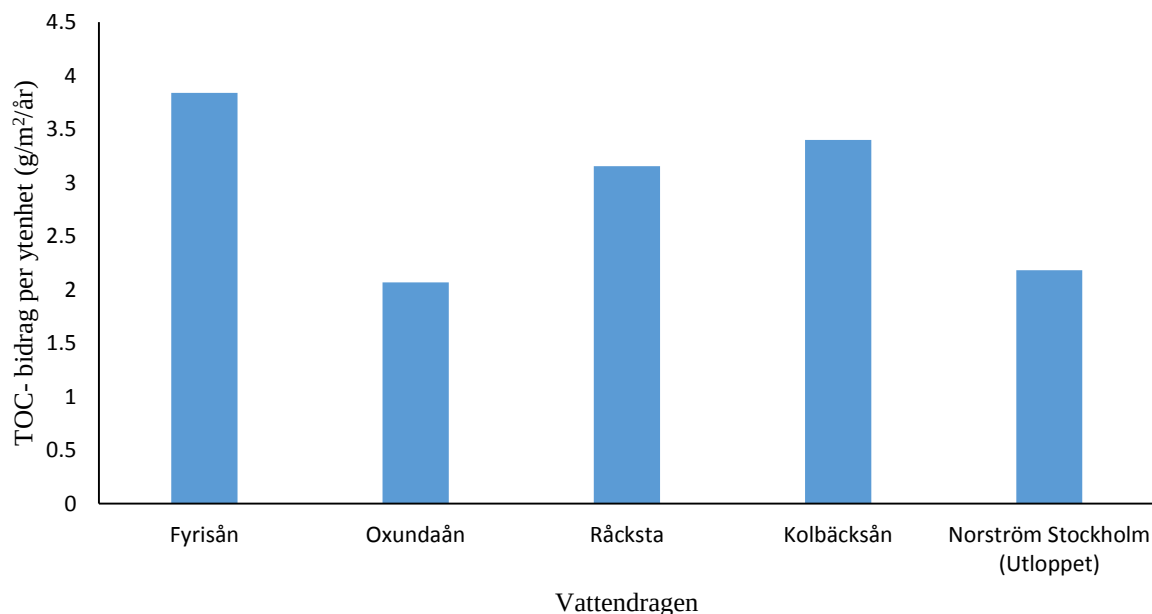
Tabell 9: Korrelation mellan TOC-koncentration och andra kemiska variabler för Kolbäcksån, Fyrisån, Råckstaån samt Norrström (utloppet); # data saknas; de högsta korrelationsvärden markeras med fetstil.

	Kolbäcksån		Norrström		Fyrisån		Råckstaån	
	R ²	p-värde	R ²	p-värde	R ²	p-värde	R ²	p-värde
TOC och KMnO ₄	#	#	0,39	<0,001	0,65	<0,001	#	#
TOC och Absorbans	0,4207	<0,001	0,295	<0,001	0,592	<0,001	0,394	<0,001
TOC och Fe	0,0987	<0,001	0,0156	>0,05	0,11	<0,001	0,077	<0,001
TOC och Mn	0,0013	>0,05	0,00117	>0,05	0,0027	>0,05	0,0013	>0,05
TOC och SO ₄ _IC	0,23*	<0,001	0,2289*	<0,001	0,00017	>0,05	0,148*	<0,001
TOC och slam	0,01	>0,05	#	#	0,0482	<0,05	0,0179	>0,05

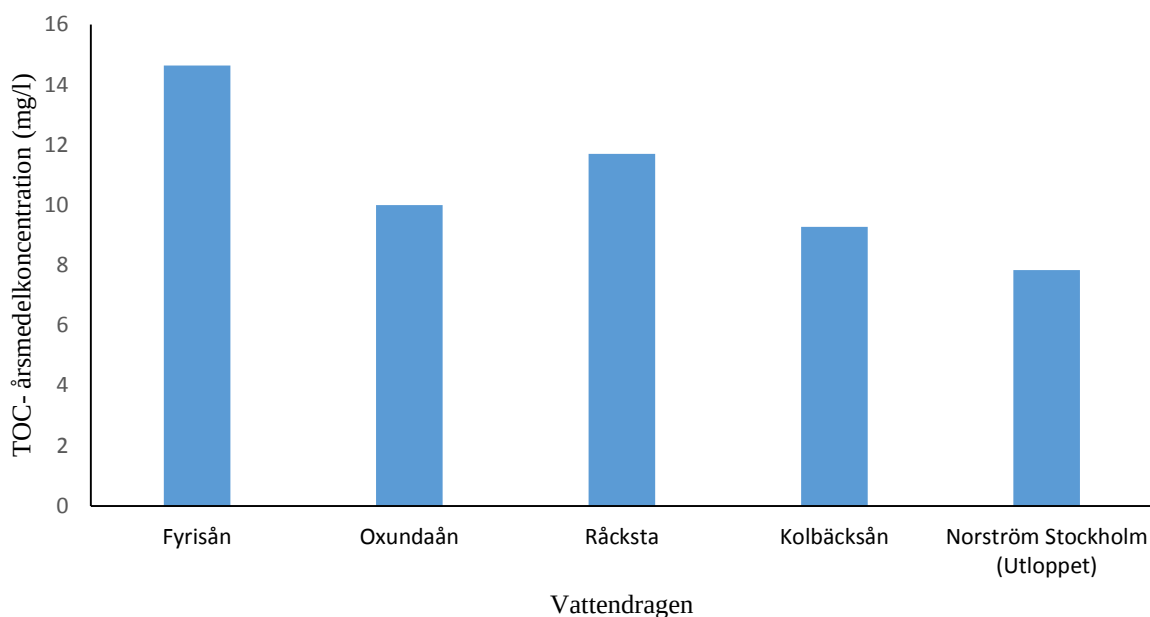
Anmärkning: Negativa och signifikanta samband markeras med *. Regressionsekvationer (lutning och intercept) finns i grafer i bilaga B. Korrelationsanalysen som ska användas i rapporten är bara den mellan TOC och KMnO₄ för Fyrisån. Tillhörande graf finns i bilaga B. # data saknas.

3.2.2 Samband för Mälaren

Detta avsnitt innehåller analys av de tillgängliga uträknade TOC-transport per ytenhet (g/m²/år), som beräknades utifrån TOC-koncentration samt vattenföring från S-HYPE. Det gick inte att hitta perioder med uträknade TOC-transport per ytenhet för alla delområden. Figur 18a visar medelvärdet av TOC-flöden per ytenhet (g/m²/år) från de tillgängliga avrinningsområden samt utloppet Norrström Stockholm. Medelvärdet av TOC-transport per ytenhet gjordes för perioden 1998 till 2002. För samma period plottades TOC-medelkoncentrationerna för de tillgängliga vattendragen, se figur 18b.



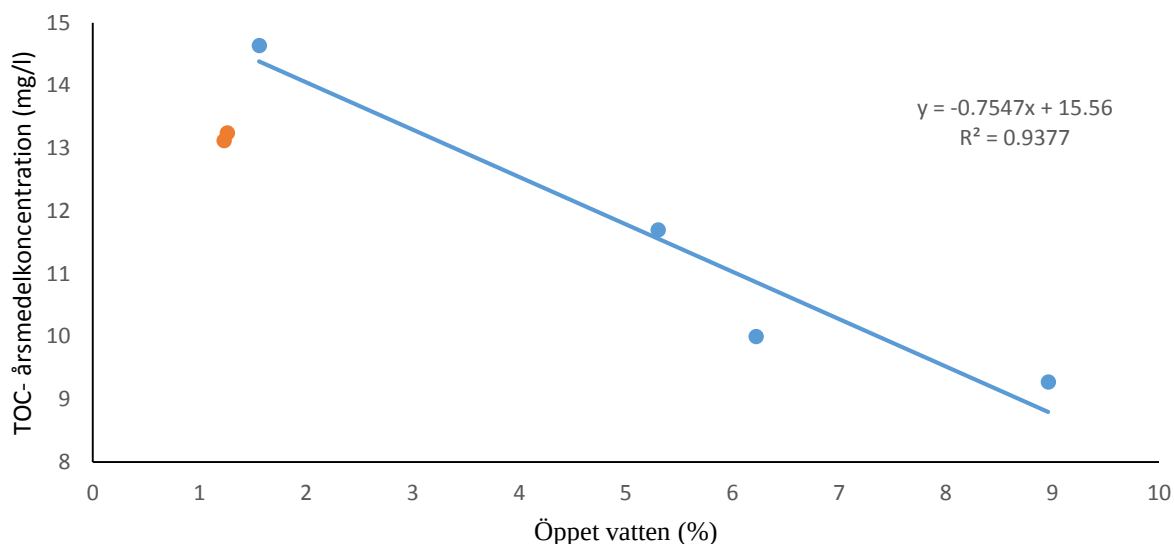
Figur 18a. Medel av TOC-bidrag per ytenhet (g/m²/år) för de tillgängliga vattendragen samt för utloppet vid Norrström Stockholm mellan åren 1998 och 2002.



Figur 18b. TOC- årsmedelkoncentration (mg/l) för de tillgängliga vattendragen samt för utloppet vid Norrström Stockholm mellan åren 1998 och 2002.

Vidare finns inte något samband mellan TOC-årsmedelkoncentration och andel jordbruksmark. Detta samband är inte signifikant eftersom p-värdet är större än 0,05. Det finns inte heller något samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen och andel skog.

Det finns däremot ett starkt och signifikant samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen i vattendraget och andel öppet vatten i avrinningsområdet ($R^2 = 0,9377$ och $p\text{-värde} < 0,05$), se figur 19.



Figur 19. Samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen och andel öppet vatten i avrinningsområdet. Sambandet är för områdena Kolbäcksån, Fyrisån, Råckstaån och Oxundaån. Orange punkter är beräknade TOC-årsmedelkoncentrationer för Sagån och Örsundaån. Dessa punkter ingår dock inte i sambandet.

3.3 HBV- modellen

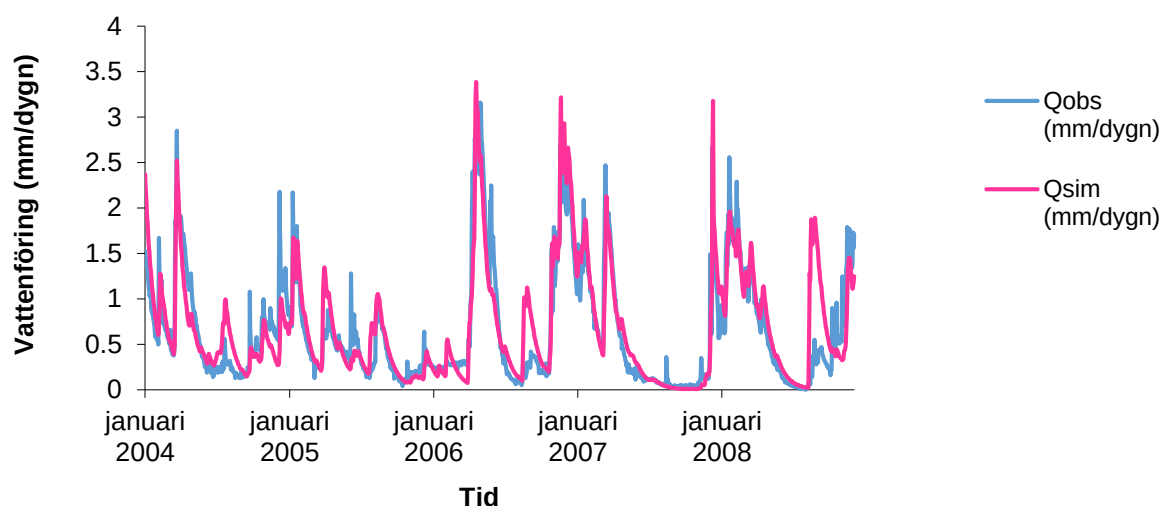
3.3.1 Vattenföringsmodellering av Svartån

Efter det att modellens parametrar givits de tidigare nämnda värdena från ”Västrabäcken”(se metoddelen) ändrades parametervärdena för att få en bättre anpassning av modellen. Upprepade försök att hitta bättre parametervärden med hjälp av Monte Carlo simulering gav ingen märkbar förbättring av modellen jämfört med den manuella kalibreringen. Den slutliga parameteruppsättningen för Svartån Västerås visas i tabell 10a.

Kalibreringsperioden för Svartån var från 01-01-2004 till 01-12-2008 och detta är ungefär 5 år. Den kalibrerade modellen för Svartån hade NS lika med 0,759 och felet var lika med -16 mm/år, se figur 20a. Monte Carlo simulering gavs NS 0,7393 och felet -21 mm/år.

Tabell 10a. Initial, Monte Carlo och slutlig parameteruppsättning för Svartån

Vattendrag Svartån	Parameter	Initiala värden	Monte Carlo	Slutliga värden
	TT (°C)	1,3	1,47	1,3
	CFMAX (mm/(dygn·°C))	2,1	1,928	2,1
	SFCF	0,692	0,6921	0,692
	CFR	0,02	0,025	0,02
	CWH	0,014	0,0141	0,014
	LP	0,867	0,867	0,867
	FC (mm)	150,7	144,17	147,6
	BETA	1,396	10,19	12
	PERC (mm/dygn)	0,372	0,719	0,875
	UZL (mm)	10,16	15	10
	K0 (dygn ⁻¹)	0,705	0,2867	0,286
	K1 (dygn ⁻¹)	0,155	0,0416	0,0414
	K2 (dygn ⁻¹)	0,0183	0,038	0,0377
	MAXBAS	1,693	4,46	4,34



Figur 20a. Uppmätt vattenföring mot modellerad vattenföring för Svartån

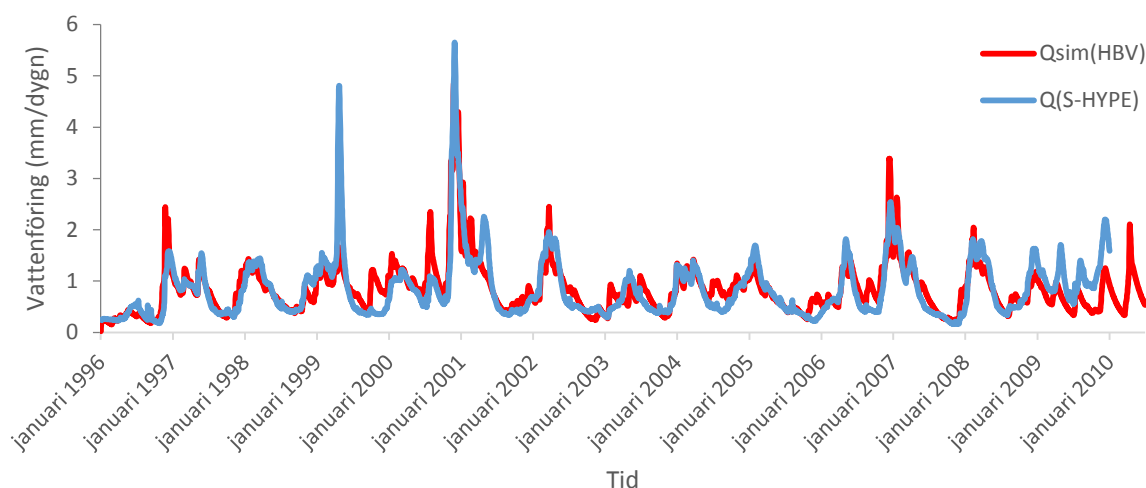
3.3.2 Vattenföringsmodellering av Kolbäcksån

Samma kalibreringsprocedur användes för att modellera vattenföringen för Kolbäcksån. Upprepade försök att hitta bättre parametervärden med hjälp av Monte Carlo simulering gav ingen märkbar förbättring av modellen jämfört med den manuella kalibreringen. Den slutliga parameteruppsättningen för Kolbäcksån Strömsholm visas i tabell 10b.

Tabell 10b. Initial, Monte Carlo och slutlig parameteruppsättning för Kolbäcksån

Vattendrag Kolbäcksån	Parameter	Initiala värden	Monte Carlo	Slutliga värden
	TT (°C)	1,3	-0,5	-0,9
	CFMAX (mm/(dygn· °C))	2,1	1,4	1,5
	SFCF	0,692	0,692	0,692
	CFR	0,02	0,021	0,02
	CWH	0,014	0,0141	0,014
	LP	0,867	0,8671	0,867
	FC (mm)	150,7	84,95	80
	BETA	1,396	4,996	5
	PERC (mm/dygn)	0,372	0,72	0,6
	UZL (mm)	10,16	73	67
	K0 (dygn ⁻¹)	0,705	0,0465	0,049
	K1 (dygn ⁻¹)	0,155	0,0145	0,014
	K2 (dygn ⁻¹)	0,0183	0,0133	0,013
	MAXBAS	1,693	4,93	5

Kalibreringen av Kolbäcksån gick från 1996-01-01 till 2010-06-30 och gav R_{eff} 0,6835 och felet lika med 2 mm/år figur 20b. Monte Carlo simuleringen gav R_{eff} 0,7121 och felet 7 mm/år.



Figur 20b. Modellerad vattenföring från S- HYPE och HBV- modellen

Osäkerhetsanalys för Kolbäcksån HBV-modell

Tabell 11 visar en osäkerhetsanalys för de parametrar som justerades mest under modelleringen.

Tabell 11. Osäkerhetsanalys för parametrarna som justerades mest under modelleringen

Vattendrag (Kolbäcksån)	Slutliga modell parametrarna	Minskning med 50 %	R^2	Felet (mm/år)	Ökning med 50 %	R^2	Felet (mm/år)
TT (°C)	-0,9	-1,35	0,6738	-2,0	-0,45	0,6991	5,0
CFMAX (mm/(dygn·°C))	1,5	0,75	0,7078	-1,0	2,25	0,6724	2,0
FC (mm)	80,0	40,0	0,6021	-25,0	120,0	0,6920	16,0
BETA	5,0	2,5	0,6157	-27,0	#		
PERC (mm/dygn)	0,6	#	0,6403	2,0	0,9	0,6968	2,0
UZL (mm)	67,0	33,5	0,5285	1,0	100,5	0,6953	2,0
K0 (dygn ⁻¹)	0,049	0,0245	0,6887	2,0	0,0735	0,6622	2,0
K1 (dygn ⁻¹)	0,014	0,007	0,6329	3,0	0,021	0,6618	1,0
K2 (dygn ⁻¹)	0,013	0,0065	0,6752	3,0	0,0195	0,6819	1,0
MAXBAS	5,0	2,5	0,6723	1,0	#		

Stor ändring/försämring i R^2 -värdet eller "Felet = $(Q_{\text{obs}} - Q_{\text{sim}}) \cdot 365 / \text{Antal dagar}$ " markeras med rött; # Denna parameter får inte överstiga/understiga angivet värde; Obs: Värden i denna tabell skall jämföras med den slutliga modellen med $R^2=0,6835$ och "Felet" = 2 mm/år

3.4 INCA-C- modellen

3.4.1 Vattenföringsmodellering av Kolbäcksån

Modelleringen startades med att försöka hitta den bästa parameteruppsättningen för vattenföringen. Parametern β var en av de viktigaste parametrar som påverkade modellen både för vattenförings- och DOC/TOC-modelleringen. Parametrarna a och b , som påverkar vattenhastigheten i ån, minskades för att ge en bättre anpassning av vattenföringen. Eftersom 83 % av avrinningsområdet betraktas som torrmark styrs dynamiken av DOC/TOC i Kolbäcksån av denna marktyp och dess parametrar. Vid en justering av omvandlingskoefficienten k_{SOC} till DOC för både organiskt lager och minerallager kunde en relativt bra modell erhållas. Vidare påverkas modellen mycket av omvandlingskoefficienten k_{DOC} till DIC som styr mikrobiell nedbrytning i öppet vatten. Denna parameter justerades också för att få en bra anpassning. Den slutliga INCA-C- modellens kalibreringsvärden visas i tabell 12.

Tabell 12. INCA-C slutliga kalibreringsvärden

INCA- C slutliga kalibreringsparametrar									
Fysikaliska parametrar									
β	0,8								
I (mm/dag)	50								
$q_{\text{övre,max}}$ (m ³ /s)	1								
Arean (km ²)	3093								
	Våtmark			Torrmark			Åkermark		
TV SMD _{max} (mm)	700			700			600		
Initiala värden	DA	OL	ML	DA	OL	ML	DA	OL	ML
Flöde (m ³ /s)	0,001	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0,001	0,01	0,01
PDC (kg/ha)	50000			40000			2E+05		
SOC (kg/ha)		500000	170000		500000	1E+06		500000	1E+05
DOC (mg/l)		30	10		35	10		40	5
DIC (mg/l)		2	2		2	2		2	1
Omvandlingskoefficienterna $k_{xy,z}$ (dygn ⁻¹) mellan de olika kolformerna för våt-, torr- och jordbruksmarkmark.									
SOC till DOC		0,00125			0,00046			0,000003	
SOC till DIC		0,000001			0,0			0,000002	
SOC till DOC			0,000007			0,000043			0,0001
SOC till DIC			0,000001			0,0			0,0001
PDC till SOC		0,009			0,0005			0,0008	
PDC till DIC		0,001			0,0052			0,005	
PDC till DOC		0,003			0,00005			0,0008	
Daglig PDC input (kg/dag)		0,0			40,0			0,0	
DOC till SOC		0,1			0,073			0,027	
DOC till DIC		0,0001			0,00001			0,0	
DOC till SOC			0,0004			0,01			0,0009
DOC till DIC			0,00001			0,000006			0,0

DIC till atmosfären	20,0			20,0			20,0	
DIC till atmosfären		20,0			20,0			20,0
Konstanter								
Retentionsvolym (m ³)	170000	340000		150000	400000		500000	50000
Tid (dagar) 7	40	60	2	6	60	0,5	8	50
DIC _{max}	4,5	6,9		6	6		6	6
Parametrarna som påverkar omvandlingskoefficienterna	Parametervärde							
η	5,3							
Θ	10,0							
Snöparametrarna som uttrycker packning/smältning av snö								
Initialt snödjup (mm)	0,0							
Grad-dag-faktor för smältning (mm/°C/dag)	3,0							
Vattenekvivalentfaktor	0,3							
Maximala skillnaden mellan vinter och sommartemperatur	4,5							
Parametrarna som bestämmer vattenhastigheten i vattendraget								
Vattendragssegment L (m)	40000,0							
Vattendragets bredd (m)	1,0							
A _T (km ²)	0,008							
a	0,004							
b	0,78							
Omvandlingskoefficienten k _{xy,z} (dygn ⁻¹) mellan DOC och DIC i vattendraget								
DOC till DIC	0,0503							
Övriga parametrar								
Konduktivitet (W/m/K)	0,7							
Specifika värme kapacitet ((J/(kg/K))	6,6							
Nedfall av växtdelar (kg/ha/dygn)	0,4							

DA=Direkt avrinning, OL=Organiskt lager, ML=Minerallager, TV=Tröskelvärde

Vattenföring simulerad med den slutliga INCA- C modellen visas i figur 21.

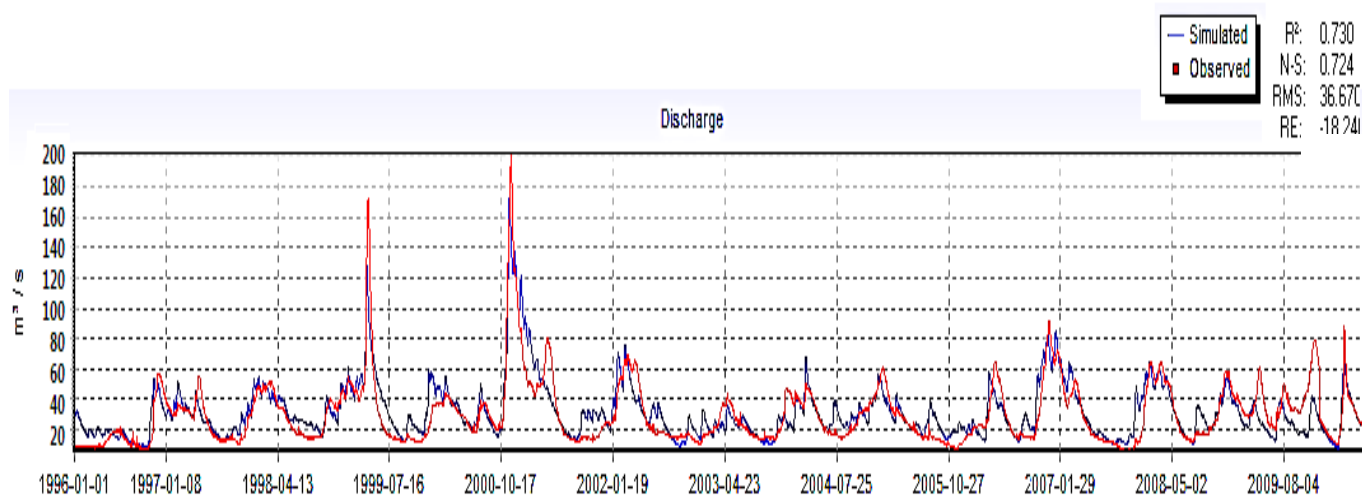


Figure 21. Modellerad vattenföring från S- HYPE och INCA-C modellen. Y-axels skala går från 0 -200 m³/s.

3.4.2 TOC- modellering av Kolbäcksån

Figure 22 visar simulering av TOC och tabell 13 visar den slutliga parameteruppsättningen för denna modell. R^2 - värdet för modellen är 0,086 och NS- värdet är -0,059. Utifrån figuren 22 kan man se att modellen anpassar dynamiken av TOC-halten mellan 1996 och 2009 och missar den mellan 2009 och juni 2010. Modellen har ett långsiktigt cykliskt förlopp, det har även de uppmätta data. INCA-C- modellen följer bra det långsiktiga cykliska förloppet mellan 1996-2009 men modellen missar den kortsiktiga toppen/ökning 2009- juni 2010. TOC-modellen anpassar de uppmätta data bäst för perioden 2006-2008 samt följer variationerna i uppmätta data ganska bra för perioden 1996-2006 och 2008-2009. Eftersom NS är strax under noll är medelvärde bättre modell än modellen, se tabell 12.

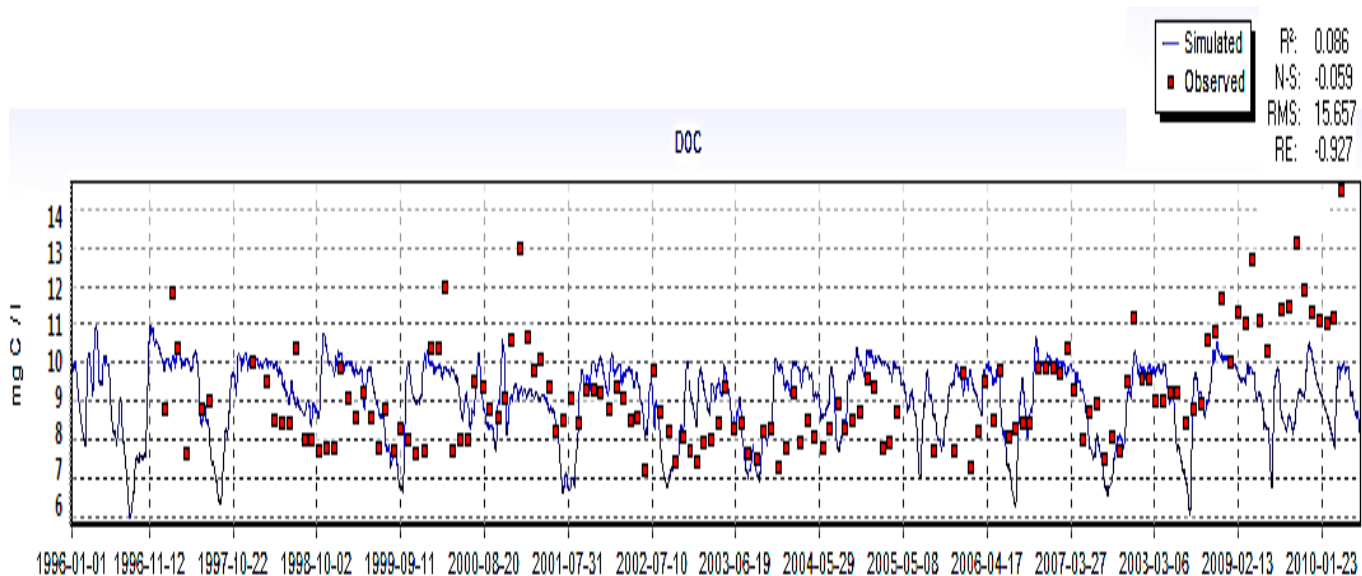


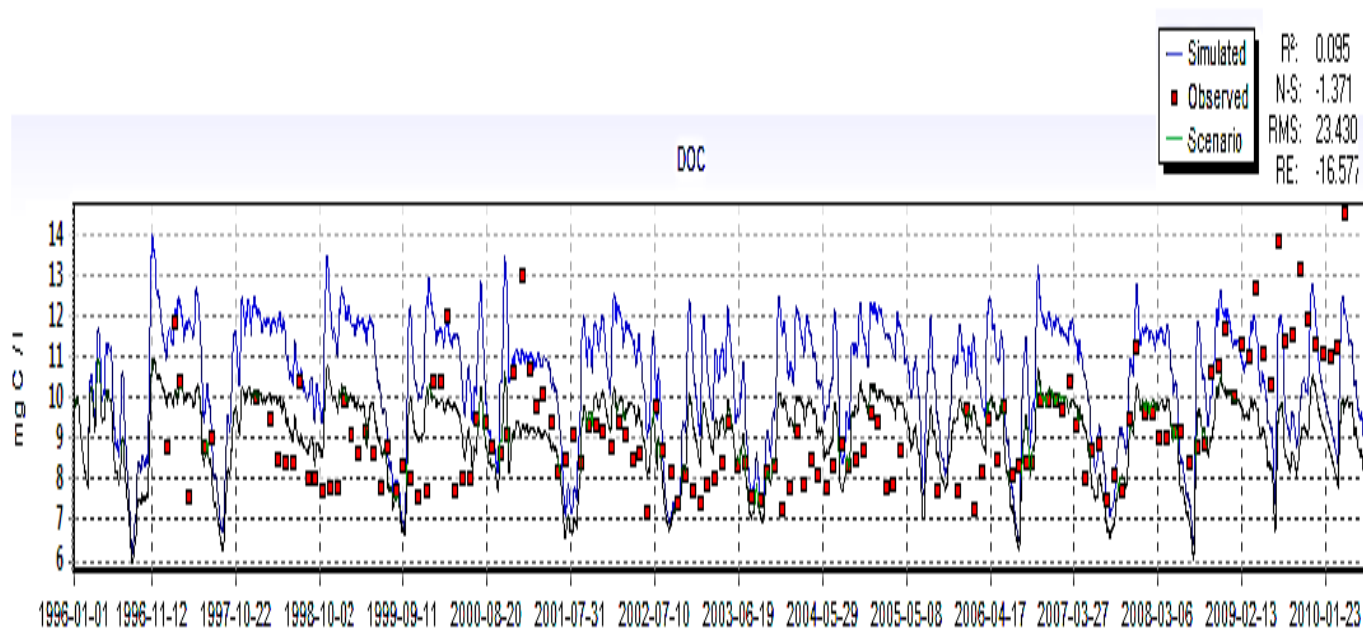
Figure 22. Uppmätt TOC- koncentrationen och modellerad TOC/DOC- koncentrationen för Kolbäcksån..

Tabell 13. INCAC- modellen anpassningsgraden för olika perioder mellan 1996 och juni 2010

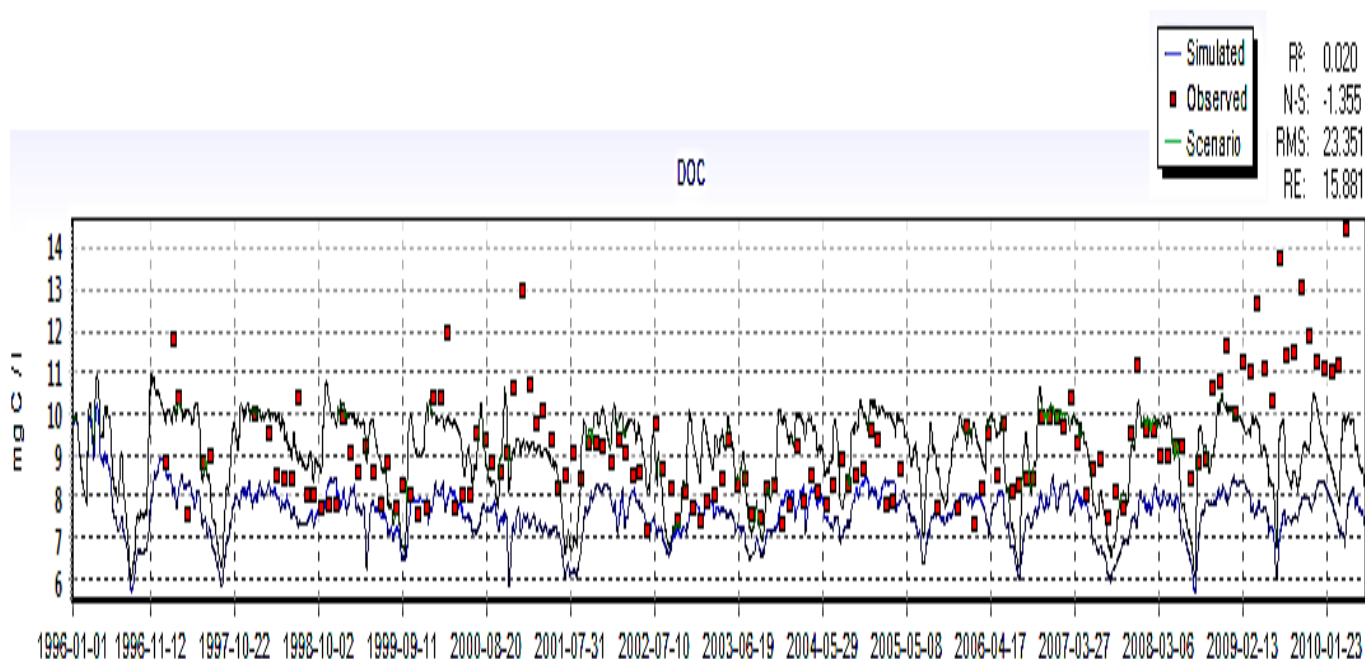
Perioden	INCA-C modellen anpassningsgrad	R ²	N-S
1996-2006	Medelvärdet är bättre modell än modellen	0,088	-0,407
2006-2008	Bra anpassning	0,368	0,108
1996-2009	Medelvärdet är bättre modell än modellen	0,134	-0,215
2009- juni 2010	Dålig anpassning	0,059	-4,527
1996-juni 2010	Medelvärdet är bättre modell än modellen	0,086	-0,059

3.4.3 Analys av osäkerhet

Osäkerheten i modellen analyserades genom att ändra parametrarna som påverkade modellen mest under modelleringen, variera dem och sedan se hur modellen påverkas. Den parameter som påverkade TOC- modellen mest var omvandlingskoefficienten k_{SOC} till DOC för tormarken i både det organiska lagret och mineralagret. Vid en ökning med 50 % av k_{SOC} till DOC i det organiska lagret sker en stor försämring av TOC- modellen som leder till att den simulerar TOC- halten mycket högre än det uppmätta, se figur 23a. R²- värdet och NS värdet ändras från 0,086 och -0,059 till respektive 0,095 och -1,371 då k_{SOC} till DOC ändrades från 0,00046 till 0,00069, vilket är en reell försämring av modellen eftersom både R² och NS bör ligga nära 1. En liknande försämring sker vid en minskning av denna parameter med 50 %, se figur 23b. Flera modellscenarier finns i tabell 14 och i bilaga D.



Figur 23a. Simulering av TOC med olika värden på k_{SOC} till DOC i det organiska lagret. Den gröna linjen ("Scenario" simulering av TOC innan ändringen av parametervärdet) visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med 0,00046 och den blå linjen ("Simulated" simulering vid ändring av parametervärdet) visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med 0,00069.



Figur 23b. Simulering av TOC med olika värden på k_{SOC} till DOC i det organiska lagret. Den gröna linjen "scenario" visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med 0,00046 och den blå linjen ("simulated" vid ändring av parametervärde) visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med 0,00023.

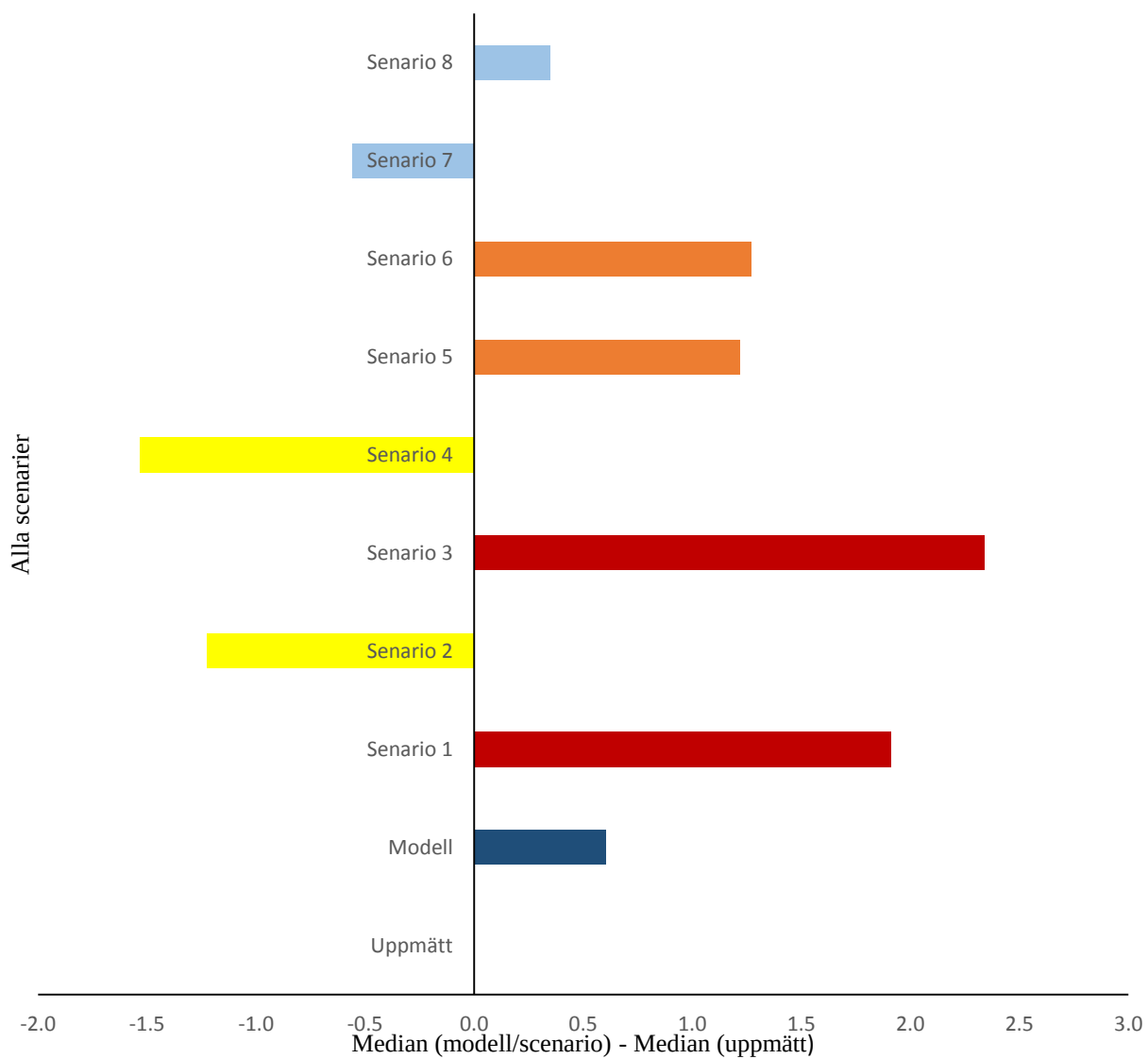
Utifrån analysen av osäkerheten av modellparametrarna, se tabell 14, kan man konstatera att simuleringen av TOC-koncentrationen påverkas mycket av parametrarna k_{SOC} till DOC i både det organiska lagret och minerallagret i torrmarken. Den påverkas även av parameter β som styr vattenföringen från det övre till det lägre marklagret samt av k_{DOC} till DIC i vattendraget. Modellen påverkas däremot mindre vid en ändring av de övriga parametrarna.

Modelleringar med olika scenarier gjordes för att undersöka känsligheten hos de parametrar som justerades mest under modelleringen. Median- och standardavvikelsen som beräknades och visas i tabell 14. De olika scenarierna visade, figurerna 24a och 24b, att modellen får i genomsnitt större medianvärden för parameter k_{SOC} till DOC i både organisk/mineral lagren på torrmarken (scenarierna 1-4) och i genomsnitt mindre medianvärden för parametrarna k_{DOC} till DIC och SMD_{max} (scenarierna 7 och 8). Modellen får även i genomsnitt störst standardavvikelse/spridning för parameter k_{SOC} till DOC i organiska lagret på torrmarken (scenario 2), och mindre spridning för de andra parametrarna.

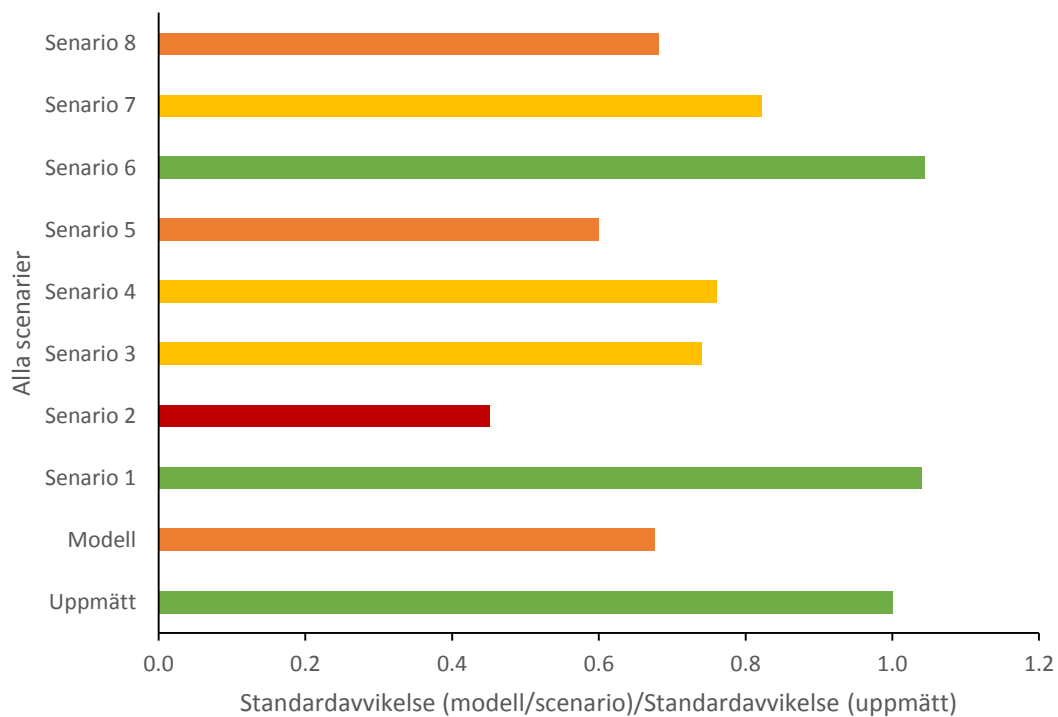
Tabell 14. Osäkerhetsanalys för parametrarna som justerades mest under modelleringen

INCA-C parametrar	Parametervärdet	Ökning/minskning av parametervärdena med 50 %	R ²	NS	Median TOC (mg/l)	Standardavvikelsen TOC (mg/l)
Scenario 1 , k _{SOC} till DOC i det organiska lagret (Torrmark)	46·10 ⁻⁵		0,095	-1,37	10,8	1,5
Scenario 2 , k _{SOC} till DOC i det organiska lagret (Torrmark)	46·10 ⁻⁵		0,020	-1,36	7,7	0,6
Scenario 3 , k _{SOC} till DOC i minerallagret (Torrmark)	4,3 ·10 ⁻⁵		0,051	-2,04	11,2	1,0
Scenario 4 , k _{SOC} till DOC i minerallagret (Torrmark)	4,3·10 ⁻⁵		0,112	-2,23	7,4	1,1
Scenario 5 , parameter α som styr vattenhastigheten i vattendraget	0,004		0,069	-0,30	10,1	0,8
Scenario 6a , parameter β bestämmer vattenföringen från det övre till det nedre marklagret	0,8		0,49	0,19		
Scenario 6b , parameter β bestämmer vattenföringen från det övre till det nedre marklagret	0,8		0,024	-1,06	10,2	1,5
Scenario 7 , k _{DOC} till DIC som styr mikrobiell nedbrytning i vattendraget	0,0503		0,100	-0,69	8,3	1,2
Scenario 8 , SMD _{max} (tröskelvärde) som är den maximala fuktigheten på torrmarken	700,0		0,082	-0,06	9,2	1,0
Uppmätt					8,9	1,4
Modell			0,086	-0,06	9,5	1,0

Anmärkning: Observera att stor försämring av modellen markeras med rött i tabellen.



Figur 24a. Skillnaden i medianvärden mellan TOC-koncentrationerna för uppmätt, modell och de olika scenarierna.



Figur 24b. Skillnaden i variation/spridning mellan TOC-koncentrationen för uppmätt, modell och de olika scenarierna.

4 Diskussion

Huvudsyftet med denna rapport var att undersöka hur TOC varierar i tid och rum i Mälarens avrinningsområde, samt vad det är som påverkar TOC-halten i Mälaren. Arbetet omfattade analys av samband mellan elementen, transportberäkningar per ytenhet av elementen till Mälaren och en modelleringsansats för ett av avrinningsområdena, nämligen Kolbäcksån. Rapporten innehåller även en jämförelse mellan vattenföringen simulerad med S-HYPE- och PULS/BHM-modellerna samt uppmätt vattenföring. Detta gjordes för att undersöka en eventuell systematisk avvikelse mellan dessa. Denna jämförelse är viktig för att vattenförings storlek påverkar transporten av ämnena till Mälaren som beräknades med S-HYPE- modellen. En systematisk avvikelse mellan dessa skulle leda till felberäkning av transporten och hela modelleringsansatsen, se figur 2.

Här kommer avsnitt 4.1 att innehålla diskussion om jämförelsen mellan vattenföringsmodellerna och uppmätt vattenföring. Avsnitt 4.2 kommer att innehålla diskussion om analys av samband mellan den beräknade TOC- transporten per ytenhet och andra variabler som nederbörd och temperatur. Det innehåller också diskussion av sambanden mellan TOC-koncentrationen och de andra kemiska variablerna i Kolbäcksån samt i Mälaren i stort. I det sista avsnittet diskuteras den framtagna TOC- modellen för Kolbäcksån, som simulerades med hjälp av INCA-C samt vilka faktorer som påverkar denna modell och sist en osäkerhetsanalys av parametrarna.

4.1 Vattenföring

Generellt var det en systematisk skillnad mellan vattenföringen beräknad med S-HYPE – modellen och PULS/BHM- modellen/Uppmätt vattenföring för alla områden, se figur 13 och 14. S-HYPE- modellen simulerar vattenföringen lägre jämfört med PULS/BHM- modellen eller uppmätt vattenföring för månaderna februari och mars.

Under januari till mars ger S-HYPE lägre vattenföring i jämförelse med PULS/BHM- modellen i de flesta åarna och under resten av året ger den högre vattenföring. Överskattningen är stor, i vissa fall över 100 % (Arbogaån). Vid motsvarande jämförelse mellan S-HYPE och observerad vattenföring, där mätdata finns, är årsvariationen hos skillnaden tydligare. Under februari till mars underskattar S-HYPE vattenföringen i de flesta åarna och under resten av året överskattas den. Överskattningen är stor, i vissa fall över 100 %.

Detta resultat kan bero på fel i modelleringen av vattenföringen under dessa perioder. Detta inträffar till exempel genom att underskatta/överskatta vissa parametrar vid modelleringen. Parametrar som visade sig ha stor påverkan på vattenföringsmodelleringen för Kolbäcksån var fältkapacitet/parameter BETA/tröskelvärde UZL samt recessionskoefficienten K1, se analys av osäkerhet för Kolbäcksån tabell 11. Lägre värden på dessa parametrar ger sämre modell med lägre R^2 och att ”felet” ökar, dock inte lägre simulerad vattenföring i några specifika månader. Därför blir orsaken till den systematiska avvikelsen mellan S-HYPE, PULS/BHM och uppmätt vattenföring okänd. På motsvarande sätt kan ett högre parametervärden också ge en modellavvikelse, till exempel ett högre värde på parametrarna TT och fältkapacitet ger ett högre ”fel-värde”, se tabel 11. Varje vattendrag har en speciell uppsättning av parametrar som påverkar modellering av vattenföringen. Den generella avvikelsen mellan S-HYPE, PULS/BHM och uppmätt vattenföring är dock liten, mindre än 25 %, se figurerna 13 och 14.

Denna avvikelse kan undvikas genom att beräkna den årliga transportberäkningen, eftersom dessa kan ta ut varandra. Eftersom det är den årliga transporten som beräknas i rapporten kan man bortse från skillnaderna som finns i vissa specifika månader. Ett systematiskt fel i vattenföringen leder till fel i beräkningen av exporten av material till Mälaren och hela modellansatsen (Figur 2).

Transportberäkningar är också känsliga för mismatchning mellan höga halter av ett ämne och låg vattenföring, se ekvation 1.

4.2 Analys av samband mellan TOC och olika kemiska, meteorologiska och hydrologiska variabler i Kolbäcksån

Figur 15a visar att årsavrinningen varierar på liknande sätt som TOC/sulfat/Fe- och slam transport per ytenhet mellan olika år. Detta skulle kunna vara en förklaring till variationen i transport per ytenhet för dessa variabler mellan olika år. TOC-transporten påverkas mycket av vattenföringen. Mer regn ger större vattenföring och därmed större ämne-transport, vilket kan vara en förklaring till sambandet. Sambandet i figur 15b visar att ökad årsavrinning leder till ökad TOC-transport per ytenhet. Detta linjära samband blir en rät linje med skärningen i origo om koncentrationen av TOC är konstant. Detta kan leda till att transporten bestäms helt av vattenföringen.

Vidare visar figurerna 16a hur en ökad årsnederbörd leder till ökad tillförsel av TOC per ytenhet ($\text{g/m}^2/\text{år}$) till Mälaren, vilket är ett förväntat resultat som stämmer överens med Löfgren m.fl. (2003). Enligt Löfgren m.fl. (2003) skulle en ökning i årsmedeltemperaturen med $3-7^\circ\text{C}$ och en ökning i årsnederbörd med 19 – 41 % leda till en ökning av det årliga TOC flödet med 26 %. Undersökningen av sambandet mellan TOC-transport per ytenhet och årsmedeltemperatur visade att sambandet inte är signifikant, vilket innebär att hypotesen om att det finns ett samband kan avfärdas. Resultatet av Löfgren m.fl. (2003) gäller inte för Kolbäcksån. Det kan även finnas avvikelser i temperaturdata som gör att detta samband inte är signifikant. Figur 17 och tabell 8 visar att månadskoncentrationerna av TOC-koncentrationen och månadsnederbörd inte har något samband, vilket innebär att ökad månadsnederbörd inte ger högre koncentrationen av TOC i vattendraget, trots att ökad årsnederbörd ger ökad TOC-transport per ytenhet, se figur 16. Detta innebär att utspädning, sedimentation och andra biokemiska processer påverkar TOC-koncentrationen i vattendraget. Därför kan hypotesen om att ökad årsnederbörd ökar TOC-koncentrationen i vattendraget avfärdas.

Tabell 9 visar att TOC-koncentrationen generellt har ett starkt och signifikant positivt samband med KMnO_4 -förbrukning och absorbans_F. Detta är ett förväntat resultat eftersom KMnO_4 -förrukning är en metod för TOC-halt bestämning (Löfgren m.fl., 2003). Absorbans_F är också ett mått på hur färgat vattnet är och bör ha ett starkt signifikant samband med TOC-koncentrationen (Löfgren m.fl., 2003). TOC-koncentrationen har ett ganska starkt negativt samband med sulfathalten med R^2 -värde 0,23 och p-värde $<0,001$, vilket innebär att sambandet är signifikant. Detta samband stämmer överens med vad Futter (2009) fann, nämligen att DOC/TOC ökar när sulfatdepositionen från surt regn minskar. TOC-koncentrationen har däremot ett svagt men signifikant positivt samband med Fe, samt inga signifikanta samband med Mn och slam-koncentrationerna. Detta kan förklaras med att vissa ämnen mobiliseras tillsammans från marken medan andra inte gör det.

4.3 Analys av samband mellan TOC markanvändning och rumsliga mönster runt Mälaren

Den största tillförseln per ytenhet av TOC ($\text{g/m}^2/\text{år}$) till sjön kommer från den nordöstra delen av Mälarens tillrinningsområde. Fyrisån står för den största tillförseln av TOC. För Kolbäcksån som ligger i den nordvästra delen av Mälarens avrinningsområde visade sig TOC-bidraget per ytenhet, se figur 18a, vara ganska högt men lägre än bidraget per ytenhet från Fyrisån. Figur 18b visar att årsmedelkoncentration är högst för Fyrisån. Figurerna 18a och 18b visar också att TOC-årsmedeltransport per ytenhet har samma mönster som årsmedelkoncentrationen för de olika vattendragen, undantag för Kolbäcksån. Detta förklaras återigen av att TOC-årsmedelkoncentrationen förändras i vattendraget av sedimentation och andra biokemiska processer såsom mikrobiell nedbrytning eller mineralisering. Dessa figurer visar också att hög koncentration också ger hög transport per ytenhet från avrinningsområdet.

Undersökningen visar att det inte finns något samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen och andel jordbruksmark. Detta stämmer inte överens med resultat av Wallman (2008). Det finns heller inte något samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen och andel skog. Dessa icke förväntade resultat

uppkommer på grund av att årsmedelkoncentrationen av TOC förändras i vattendraget på grund av utspädning, mineralisering och andra biokemiska processer i vattendraget, vilket också kan förklara detta. Därför kan hypotesen om att hög koncentration av TOC kommer från områden med hög andel jordbruksmark avfärdas. Hypotesen om att det finns ett signifikant samband mellan TOC-koncentrationen och andel skog kan också förkastas eftersom inget signifikant samband kunde hittas för avrinningsområden runt Mälaren.

Vidare finns ett starkt och signifikant negativt samband mellan TOC-årsmedelkoncentrationen och andel öppet vatten i avrinningsområdet, se figur 19. Detta styrker studien av Löfgren m.fl. (2003). Enligt Löfgren m.fl. (2003) kommer det organiska materialet huvudsakligen från avrinningsområden som har grunda jordlager och få sjöar. Större andel öppet vatten i avrinningsområdet ger längre retentionstid för vattnet. Längre retentionstid innebär att vattnet stannar längre tid i sjön. Detta leder till att organiska materialet påverkas längre tid av de biokemiska processerna och sedimentationen i sjön som i sin tur leder till mindre halt organiskt material vid utloppet.

4.4 INCA-C

Den INCA-C – modell som erhöles i denna studie anpassar inte den simulerade DOC/TOC-koncentrationen till den uppmätta TOC-koncentrationen för hela perioden, se figur 22. Det man simulerar med INCA-C är DOC men den anpassas till det uppmätta TOC, vilket innebär att man antar att all TOC är i DOC-form (Futter, 2011). Modellen anpassar dynamiken av TOC mellan 1996 och 2009 och missar mellan 2009 och juni 2010. Modellen har ett långsiktigt cykliskt förlopp, det har även de uppmätta data. INCA-C-modellen följer bra det långsiktiga cykliska förloppet mellan 1996-2009 och missar den kortsiktiga toppen/ökning 2009- juni 2010. Detta beror på de osäkra nederbördsdata, eftersom det finns en del luckor i dataserier. Medelvärde som togs för att kompensera för saknad data var troligen inte representativt för Kolbäcksån för perioden 2009- juni 2010, trots att årsmedelnederbörd för de studerade stationerna var 651 mm/år. Detta kan man också se i INCA-C-vattenföringsmodellen. INCA-C-vattenföringsmodellen avviker under perioden 2009-2010, vilket också kan förklaras av den osäkra nederbördsdata under denna period.

TOC-data för Kolbäcksån varierar ganska lite mellan åren och därför var det svårt att anpassa modellerade data till uppmätta data. Modellen gick inte att anpassa för hela perioden eftersom NS alltid är under noll. NS för denna modell är -0,059, därför är medelvärdet bättre modell än modellen. Slutligen kan INCA-C-modellen anpassa de uppmätta data bäst för perioden 2006-2008 samt följa variationerna i uppmätta data ganska bra för perioden 1996-2006 och 2008-2009. INCA-C-modellen kan anpassa de långsiktiga variationerna.

Enligt Löfgren m.fl. (2003) beror humushaltens dynamik både på korta och långa väderväxlingar. Den långsiktiga humushaltsvariationen visar på ett cykliskt förlopp, medan de kortsiktiga variationerna beror på humustoppar. Modellen kan troligen anpassa de långsiktiga variationerna i TOC-halten, medan den kan missa de kortsiktiga cykliska förloppen. Enligt Löfgren m.fl. (2003) orsakas de kortsiktiga humustopparna av kortsiktiga väderväxlingar. De höga TOC-koncentrationerna mellan 2009- juni 2010 i modellen kan antagligen vara de kortsiktiga cykliska topparna.

En annan orsak till att modellen avviker 2009-juni 2010 och att NS alltid är under noll är att det kan finnas någon okänd faktor eller process som påverkar transporten av TOC till Mälaren. Denna okända process bör undersökas vidare för att eventuellt komplettera INCA-C-modellen med denna process eller faktor.

Modelleringar med olika scenarier gjordes för att undersöka osäkerheten hos de parametrar som justerades mest under modelleringen. Medianvärdet och standardavvikelsen beräknades och visas i tabell 14. De olika scenarierna visade att modellen får störst skillnad i medianvärden för parameter k_{SOC} till DOC i

både organiskt lager och minerallager på torrmarken (scenario 1-4) och minst skillnad i medianvärden för parametrarna k_{DOC} till DIC och SMD_{max} (scenario 7 och 8), se figurerna 24a och 24b. Modellen får även störst skillnad i standardavvikelse/spridning för parameter k_{SOC} till DOC i organiska lagret på torrmarken (scenario 2), och minst skillnad i spridning (av de parametrar som påverkade mest), för parametrarna k_{SOC} till DOC och parameter β . Scenarierna som hade sämst R^2 och NS värden är scenarier 1-4, d.v.s. scenarierna simulerade med olika värden på k_{SOC} till DOC i det organiska och mineral lagret på torrmarken. Detta är ett förväntat resultat eftersom ökningen av parameter k_{SOC} till DOC leder till att mer partikulärt organiskt kol omvandlas till löst organiskt kol, vilket ger högre DOC-halt i vattendraget och därmed ett högre medianvärde.

5 Slutsatser

- S-HYPE- modellen simulerar vattenföringen lägre än PULS- modellen eller uppmätt vattenföring för månaderna februari och mars. Orsaken till det systematiska felet är dock okänd. Ett systematiskt fel i vattenföringen leder till ett systematiskt fel i beräkningen av exporten av material till Mälaren.
- Årsnederbörd är positivt korrelerad med TOC-transport per ytenhet för Kolbäcksån med R^2 -värde 0,63 och p-värde $<0,01$, vilket innebär att ökad årsnederbörd leder till ökad tillförsel av TOC till Mälaren.
- TOC- koncentrationen har en positiv korrelation med KMnO_4 -förbrukning och absorbans_F (R^2 - värden är 0,65 och 0,59 och p-värden $<0,001$), medan TOC-koncentration har ett svagare samband till Fe, slamhalt och Mn. Sambanden mellan TOC och KMnO_4 -förbrukning, absorbans_F och Fe är signifikanta samband. Starkast är sambandet mellan TOC och KMnO_4 -förbrukning.
- Den största tillförseln av TOC per ytenhet till Mälaren kommer från den nordöstra delen av sjön. Fyrisån står för den största tillförseln av TOC per ytenhet. Högt TOC för Fyrisån kan bero på liten andel öppet vatten i avrinningsområdet. Liten andel öppet vatten innebär kortare retentionstid för vatten i sjön. Koncentrationen av TOC förändras i öppet vatten av sedimentation, utspädning, mikrobiell nedbrytning och andra biogeokemiska processer som mineralisering. Dessa processer kan ske mindre i områden med mindre andel öppet vatten. Det finns inget samband mellan TOC-årsmedelkoncentration och andelar jordbruksmark eller skog.
- TOC- modellen anpassar dynamiken av TOC mellan åren 1996 och 2009 men inte mellan 2009 och 2011. Modellen anpassar bäst ett medelvärde av de uppmätta data mellan 1996 och 2009 och är bäst under perioden 2006 och 2008. Detta kan bero på de osäkra nederbördsdata. TOC- data för Kolbäcksån varierar ganska lite mellan åren och därför var det svårt att få modellerade data att anpassa till uppmätta data.
- För framtida undersökningar krävs bättre nederbördsdata för Kolbäcksån. Det behövs också Monte Carlo simulering för att få fram säkrare parametrarvärden för INCA-C. Vidare kan mätningar utföras i fält för att minska antal parametrar i modellen. Detta kan ge mindre antal parametrar och förbättra modellen med hjälp av uppmätta variabler.

6 Referenser

- Arheimer, B., Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J. & Strömqvist, J. (2008). *Development and test of a new Swedish water quality model for small-scale and large-scale applications*. Nordic Hydrological Conference, Reykjavik, NHP Report No. 50, 483-492.
- Bergström, S., (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*. SMHI RHO 7, Norrköping, 1-134.
- Bergström, S., (1990). *Parametervärden för HBV-modellen i Sverige, Erfarenheter från modellkalibreringar under perioden 1975-1989 (Parameter values for the HBV model in Sweden)*. SMHI Hydrology, Norrköping, No. 28, 1-35.
- Bergström, S., (1992). *The HBV model - its structure and applications*. SMHI Reports Hydrology, Norrköping, No. 4, ss. 1-35.
- Donnelly, C., Dahné, J., Lindström, G., Rosberg, J., Strömqvist, J., Pers, C., Yang, W. & Arheimer, B., (2009). *An evaluation of multi-basin hydrological modelling for predictions in ungauged basins*. 8th IAHS Scientific Assembly, Hyderabad, India, Publish 333.
- Eikebrokk, B., Vogt, R. D., & Liltved, H., (2004). *NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes*. Water Science and Technology, Water Supply, vol. 4, ss. 47-54.
- Eikebrokk, B., Van den Hoven, T., & Kazner, C., (eds.), (2009). *Water treatment: optimization with respect to what? Safe drinking water from source to tap*. IWA publishing, London, ss. 253-268.
- Evans, C.D. & Monteith, D.T. (2001). *Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988–2000: Evidence for recent recovery at national scale*. Hydrology and earth science, vol. 5(3), ss. 351-366.
- Futter, M. N., Butterfield, D., Cosby, B. J., Dillon, P. J., Wade, A. J. & Whitehead, P. G., (2007). *Modelling the mechanisms that control in-stream dissolved organic carbon dynamics in upland and forested catchments*. Water Resources research, vol. 43(2), W02424, doi: 10.1029/2006WR004960.
- Forsius, M., Holmberg, M., Futter, M. N. & Star, M., (2009). *A long-term simulation of effects of acidic deposition and climate change on surface water dissolved organic carbon concentrations in a boreal catchment*. Hydrology Research, IWA Publishing, ss. 291-305.
- Grimvall, A., (2004). *Flownorm 2.0 – a Visual basic program for computing riverine loads of substances and extracting anthropogenic signal of time series of load data (user's manual)*. Department of mathematics, Linköping University.
- Hongve, D., (1999). *Production of dissolved organic carbon in forested catchments*. Journal of Hydrology, vol. 224, ss. 91–99.
- Jeffries, D.S., Clair, T., Couture, S., Dillon, P., Dupont, J., Keller, W. et al., (2003). *Assessing recovery of lakes in south-eastern Canada from acidic deposition*. Ambio, vol. 32, ss. 176–182.
- Kortelainen, P., (2003). *Spatial variation and the impact of land use on DOM concentrations and transport from Finnish catchments. Extended abstract submitted to the Workshop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*. NT Technical report, Atna 21–23.

Lindström, G., Pers, C.P., Rosberg, R., Strömqvist, J., Arheimer, B., (2010). *Development and test of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) model – A water quality model for different spatial scales*. Hydrology Research 4, vol. 41(3), ss.295-319.

Löfgren, S., (2003). *Climate and other factors important for the humus dynamics in lakes and streams. Extended abstract submitted to the Workshop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*. NT Technical report, Atna 21–23.

Löfgren, S., Andersen, T., & Forsius, M., (2003). *Climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus*. Nordic Council of Ministry brochure 1-12.

Nash, J.E., & Sutcliffe, J.V., (1970). *River flow forecasting through conceptual models, part I—A discussion of principles*. Journal Hydrology, vol. 10, ss. 282– 290.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O., (2001). *Vegetation changes in a national network of monitoring plots for intensive surveillance of forest (In Norwegian)*. NIJOS, 1430 Ås, Norway, rapport 08/01, ss. 1-45.

Osterhus, S.W., Azrague, K., Leiknes, T., & Odegaard, H., (2007). *Membrane filtration for particles removal after ozonation-biofiltration*. Water Science and Technology, vol. 56, ss. 101-108.

Shaw, M.E., (1994). *Hydrology in practice*. 3ed, Chapman 8 Hall, s. 254-260.

Skjelkvaale, B.L., Mannio, J., Wiklander, A. & Andersen, T., (2001a). *Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990–1999*. Hydrology and Earth System Sciences, vol. 5, ss. 327–337.

Skjelkvaale, B.L., (2003). *The 15-year report: Assessment and monitoring of surface waters in Europe and North America; acidification and recovery, dynamic modeling and heavy metals*. ICP-Waters report 73/2003, Norwegian Institute for Water Research, ss. 1-113.

Sonesten, L., Wallin M., Vrede, T., & Wallman, K., (2010). *Miljöövervakning I Mälaren 2009*. Mälarens vattenvårdsförbund, ss. 1-32.

Spitz, A. & Leenheer, J., (1991). *Dissolved organic carbon in rivers in Biogeochemistry of major world rivers*. Chapter 9, SCOPE 42.

Strömqvist, J., Dahne, J., Donnelly, C., Lindström, G., Rosberg, J., Pers, C., Yang, W. & Arheimer, B., (2009). *Using recently developed global data sets for hydrological predictions*. 8th IAHS Scientific Assembly, Hyderabad.

Stålnacke, P., Grimvall, A., Sundblad, K., & Wilander, A., (1999). *Trends in nitrogen transport in Swedish rivers*. Environ. Monit. Assess., vol. 59, ss. 47-72.

Stålnacke, P., & Grimvall, A., (2001). *Semiparametric approaches to flow-normalisation and source apportionment of substance transport in rivers*. Environmetrics, vol. 12, ss. 233-250.

Thurman, E. M., (1985). *Organic Geochemistry of Natural Water*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, Boston, Mass., ss. 1-497.

Tjällén, C., (2009). *Synoptisk undersökning av Mälaren 2009-08-25*. Institutionen för vatten och miljö, SLU.

Tomter, S.M., (2000). *Statistics of forest conditions and resources in Norway*. Landskogstakseringen, NIJOS, 1431 Ås Norway, Pb. 115, ss. 1-84.

Vogt, R.D., Andersen, D.O., Bishop, K., Clarke, N., Gadmar, T., Gjessing, E., Lundström, U. & Starr, M., (2001). *Natural organic matter in the Nordic Countries (NOMiNiC): 1. TOC intercalibration 2. Physicochemical characteristics of DOM*. NT Technical Report 479. NordTest, Espo, Finland.

Vogt, R.D., Akkanen, J., Gjessing, E., Kukkonen, J., Pflugmacher, S., Steinberg, C. & Zsolnay, A., (2002). *Correlations between DOM characterisation parameters and key descriptive parameters of the watershed*.

Vogt, R.D., (2003). *Increase in colour and amount of organic matter in surface water*. NORDTEST Position paper 009, Available at <http://www.nordtest.org>, ss. 1-11.

Vogt, R.D., Akkanen, J., Andersen, D.O., Brüggemann, R., Chatterjee, B., Gjessing, E., Kukkonen, J.V.K., Larsen, H.E., Luster, J., Paul, A., Pflugmacher, S., Starr, M., Steinberg, C.E.W., Schmitt-Kopplin, P. and Zsolnay, Á. (2004). *Key site variables governing the functional characteristics of Dissolved Natural Organic Matter (DNOM) in Nordic forested watersheds*. Special edition of Aquatic Sciences with proceedings papers from the 9th Nordic IHSS symposium, Aquat. Sci., vol. 66(2), ss. 195 – 210.

Wade, A. J., Hornberger, J.M., Whitehead, P.G., Jarvie, H.P. & Flynn, N., (2001). *On modeling the mechanisms that control in-stream phosphorus, macrophyte and epiphyte dynamics: An assessment of a new model using general sensitivity analysis*. Water Resour. Res., vol. 37, ss. 2777– 2792.

Wade, A. J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepisto, A., (2002). *A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations*. Hydrology Earth System Science, vol. 6, ss. 559– 582.

Wallin, M., Andersson B., Johnson R., Kvarnäs, H., Person G., Weyenmeyer. G., & Wille'n, E., (2000). *Mälaren miljötilstånd och utveckling 1965-98*. Mälarens vattenvårdsförbund 1-94.

Wallman, K., (2008). *Synoptisk undersökning av Mälarens vattenkemi*. Mälarens vattenvårdsförbund, ISSN 1403-977X.

Whitehead, P. G., Wilson, E.J., Butterfield D., (1998). *A semi distributed Integrated Nitrogen Model for Multiple Sources in Catchments (INCA): Part I—Model structure and process equations*. Sci. Total Environ, 210/211, ss. 547– 558.

Personliga kontakter:

Köhler Stephan (2011), Professor, sektionen för geokemi och hydrologi, SLU.

Futter Martyn (2011), Forskare, sektionen för geokemi och hydrologi, SLU.

Bilagor

Bilaga A. Beräknad transport per ytenhet

Tabell A1. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Kolbäcksån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	2,76E+00	6,94E-01	1,91E+00	4,25E-01	6,19E+00	3,65E+00
1996						
1997	2,03E+00	4,97E-01	1,41E+00	3,28E-01	4,59E+00	2,64E+00
1998	2,34E+00	5,70E-01	1,63E+00	3,50E-01	5,30E+00	3,04E+00
1999	2,31E+00	5,48E-01	1,68E+00	3,27E-01	5,25E+00	2,82E+00
2000	2,87E+00	7,50E-01	2,18E+00	4,99E-01	6,79E+00	3,46E+00
2001	2,13E+00	5,71E-01	1,61E+00	3,69E-01	4,95E+00	2,41E+00
2002	1,98E+00	5,11E-01	1,60E+00	3,50E-01	4,67E+00	2,23E+00
2003	1,42E+00	3,51E-01	1,21E+00	2,63E-01	3,72E+00	1,68E+00
2004	1,91E+00	4,76E-01	1,59E+00	3,33E-01	5,05E+00	2,18E+00
2005	1,55E+00	3,96E-01	1,27E+00	2,86E-01	4,16E+00	1,66E+00
2006	2,09E+00	5,22E-01	1,61E+00	4,05E-01	5,83E+00	2,19E+00
2007	1,80E+00	4,58E-01	1,32E+00	3,76E-01	4,67E+00	1,86E+00
2008	2,32E+00	6,03E-01	1,76E+00	4,59E-01	6,11E+00	2,48E+00
År	SO4_Mack	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		2,39E+00	8,94E-02	2,26E-02		1,86E-01
1996						
1997		1,79E+00	5,95E-02	2,02E-02		1,14E-01
1998		1,98E+00	6,75E-02	1,03E-02		1,40E-01
1999		2,09E+00	7,02E-02	1,39E-02		1,24E-01
2000		2,43E+00	8,92E-02	1,75E-02		1,33E-01
2001		1,72E+00	7,25E-02	1,98E-02		1,65E-01
2002		1,73E+00	6,45E-02	2,55E-02		1,38E-01
2003		1,29E+00	4,80E-02	1,90E-02		8,95E-02
2004		1,74E+00	6,40E-02	1,98E-02		1,17E-01
2005		1,43E+00	5,17E-02	1,52E-02		1,01E-01
2006		1,82E+00	6,90E-02	2,02E-02		1,27E-01
2007		1,51E+00	6,02E-02	2,23E-02		1,18E-01
2008		1,97E+00	7,81E-02	1,71E-02		1,51E-01
År	Kjeld,-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb	PO4-P	Tot-P	Färg
1995		3,78E-01		3,91E-03	1,38E-02	
1996						
1997		2,93E-01		1,69E-03	6,69E-03	
1998		2,41E-01		2,30E-03	8,59E-03	
1999		2,42E-01		1,55E-03	1,08E-02	
2000		3,04E-01		4,43E-03	1,62E-02	
2001		2,84E-01		4,30E-03	1,19E-02	
2002		2,53E-01		2,74E-03	8,24E-03	
2003		1,64E-01		2,26E-03	6,40E-03	
2004		2,27E-01		2,79E-03	7,71E-03	
2005		1,58E-01		2,78E-03	7,79E-03	
2006		2,25E-01		3,19E-03	1,08E-02	
2007			2,28E-01	4,18E-03	7,70E-03	
2008			2,69E-01	6,83E-03	1,56E-02	
År	KMnO4	Si	Slam	TOC	Fe	Mn
1995	1,31E+01	6,35E-01	3,55E+00			
1996						
1997		4,81E-01	2,10E+00	2,70E+00	1,10E-01	9,97E-03
1998		4,83E-01	2,25E+00	3,11E+00	1,23E-01	9,68E-03

	1999	7,55E-01	2,83E+00	3,12E+00	1,55E-01	1,23E-02
	2000	1,07E+00	5,22E+00	4,58E+00	2,99E-01	1,77E-02
	2001	7,28E-01	2,48E+00	3,56E+00	1,90E-01	1,35E-02
	2002	6,20E-01	2,28E+00	2,64E+00	1,38E-01	9,14E-03
	2003	3,27E-01	1,29E+00	1,80E+00	9,61E-02	9,28E-03
	2004	5,17E-01	1,32E+00	2,60E+00	1,21E-01	8,85E-03
	2005	5,02E-01	1,44E+00	2,06E+00	1,28E-01	7,63E-03
	2006	7,67E-01	2,38E+00	2,93E+00	2,01E-01	1,20E-02
	2007	8,85E-01	1,73E+00	2,45E+00	1,89E-01	8,96E-03
	2008	1,10E+00	2,79E+00	3,44E+00	2,55E-01	1,25E-02
År	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
1995						
1996						
1997	4,70E-04	2,79E-03	3,78E-06	1,37E-04	2,86E-04	4,67E-04
1998	5,40E-04	3,33E-03	3,03E-06	1,58E-04	2,59E-04	5,84E-04
1999	6,48E-04	5,20E-03	4,07E-06	2,01E-04	3,60E-04	5,36E-04
2000	9,92E-04	6,49E-03	7,97E-06	3,56E-04	5,76E-04	8,85E-04
2001	7,27E-04	5,74E-03	6,56E-06	2,17E-04	3,26E-04	5,69E-04
2002	6,00E-04	4,06E-03	4,90E-06	1,63E-04	2,70E-04	4,58E-04
2003	4,90E-04	2,46E-03	2,66E-06	1,05E-04	2,28E-04	3,82E-04
2004	5,39E-04	3,21E-03	3,09E-06	1,45E-04	2,40E-04	4,51E-04
2005	4,26E-04	2,20E-03	3,01E-06	1,36E-04	2,39E-04	3,30E-04
2006	6,42E-04	3,46E-03	4,23E-06	1,88E-04	3,64E-04	5,31E-04
2007	5,74E-04	3,14E-03	3,84E-06	1,97E-04	3,34E-04	4,14E-04
2008	7,71E-04	4,26E-03	6,39E-06	2,97E-04	3,82E-04	6,88E-04
År	Co	W	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm		
1995			9,00E-02	3,62E-02		
1996						
1997	4,93E-05	8,57E-05	5,40E-02	2,81E-02		
1998	5,35E-05	1,20E-04	6,08E-02	3,26E-02		
1999	7,60E-05	1,34E-04	7,47E-02	4,19E-02		
2000	1,08E-04	2,81E-04	1,42E-01	6,75E-02		
2001	7,78E-05	1,25E-04	9,34E-02	5,69E-02		
2002	5,23E-05	1,17E-04	6,70E-02	3,95E-02		
2003	3,62E-05	8,16E-05	4,22E-02	2,35E-02		
2004	4,35E-05	1,21E-04	5,58E-02	3,45E-02		
2005	4,25E-05	7,03E-05	5,40E-02	3,02E-02		
2006	6,91E-05	1,04E-04	7,48E-02	3,89E-02		
2007	6,35E-05	6,05E-05	7,37E-02	3,72E-02		
2008	9,13E-05	9,23E-05	1,25E-01	5,08E-02		

Tabell A2. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Räckstaån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995						
1996						
1997						
1998	4,19E+00	1,19E+00	2,33E+00	6,04E-01	1,08E+01	4,76E+00
1999	3,93E+00	1,10E+00	2,38E+00	6,19E-01	1,07E+01	4,02E+00
2000	4,40E+00	1,30E+00	2,82E+00	7,08E-01	1,14E+01	5,61E+00
2001	3,50E+00	9,96E-01	2,29E+00	5,73E-01	9,76E+00	3,72E+00
2002	3,35E+00	9,45E-01	2,31E+00	5,35E-01	9,52E+00	3,36E+00
2003	1,85E+00	4,82E-01	1,24E+00	2,65E-01	5,74E+00	1,78E+00
2004	2,76E+00	7,60E-01	1,92E+00	4,21E-01	7,87E+00	3,28E+00
2005	2,33E+00	6,34E-01	1,71E+00	3,46E-01	7,31E+00	2,33E+00

2006	3,23E+00	8,88E-01	2,32E+00	5,44E-01	9,86E+00	3,12E+00
2007	2,71E+00	7,48E-01	1,78E+00	4,89E-01	7,68E+00	2,79E+00
2008	3,60E+00	1,08E+00	2,26E+00	6,47E-01	1,01E+01	4,24E+00
År	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2+NO3-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb
1995						
1996						
1997						
1998	3,08E+00	7,76E-02	1,39E-02	1,63E-01	3,46E-01	
1999	3,29E+00	7,51E-02	1,42E-02	1,49E-01	3,02E-01	
2000	3,54E+00	8,83E-02	1,82E-02	1,36E-01	3,39E-01	
2001	2,92E+00	7,56E-02	2,33E-02	1,07E-01	3,07E-01	
2002	3,06E+00	6,96E-02	1,90E-02	1,03E-01	2,31E-01	
2003	1,55E+00	3,62E-02	9,64E-03	3,92E-02	1,08E-01	
2004	2,50E+00	5,55E-02	6,90E-03	9,23E-02	1,99E-01	
2005	2,39E+00	5,03E-02	7,48E-03	5,79E-02	1,07E-01	
2006	3,27E+00	7,30E-02	1,30E-02	7,83E-02	1,90E-01	
2007	2,55E+00	5,81E-02	7,16E-03	1,03E-01		1,90E-01
2008	2,72E+00	8,20E-02	1,11E-02	1,23E-01		2,57E-01
År	PO4-P	Tot-P	Färg	KMnO4	Si	Slamhalt

1995						
1996						
1997						
1998	4,59E-03	1,55E-02			1,00E+00	3,99E+00
1999	7,83E-03	1,77E-02			1,31E+00	6,72E+00
2000	7,22E-03	1,68E-02			1,25E+00	5,41E+00
2001	7,01E-03	1,68E-02			1,28E+00	5,41E+00
2002	8,13E-03	1,38E-02			1,09E+00	6,04E+00
2003	2,14E-03	4,71E-03			2,74E-01	6,60E-01
2004	4,84E-03	8,68E-03			5,30E-01	1,44E+00
2005	5,47E-03	1,00E-02			4,93E-01	1,54E+00
2006	6,55E-03	1,32E-02			8,21E-01	1,75E+00
2007	6,84E-03	1,18E-02			1,29E+00	1,87E+00
2008	1,01E-02	1,97E-02			1,37E+00	3,09E+00

År	TOC	Fe	Mn	Cu	Zn	Al_s
1995						
1996						
1997						
1998	2,94E+00	2,70E-01	2,06E-02	6,97E-04	1,84E-03	1,72E-01
1999	3,27E+00	3,78E-01	2,21E-02	6,70E-04	1,98E-03	
2000	3,49E+00	3,00E-01	3,00E-02	7,15E-04	2,03E-03	
2001	3,31E+00	3,46E-01	2,50E-02	7,04E-04	1,99E-03	
2002	2,77E+00	2,99E-01	1,90E-02	6,54E-04	1,58E-03	
2003	1,24E+00	6,00E-02	9,99E-03	1,96E-04	3,83E-04	
2004	1,88E+00	1,46E-01	1,46E-02	4,37E-04	1,15E-03	
2005	1,59E+00	1,75E-01	1,11E-02	3,32E-04	8,30E-04	
2006	2,61E+00	2,70E-01	1,90E-02	5,63E-04	1,49E-03	
2007	2,36E+00	3,55E-01	1,50E-02	5,66E-04	1,68E-03	
2008	3,17E+00	5,05E-01	1,81E-02			
År	Cd	Pb	Cr	Ni	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995						
1996						
1997						
1998	4,40E-06	2,08E-04	4,69E-04	1,01E-03	1,01E-01	4,63E-02
1999	4,67E-06	2,68E-04	6,10E-04	7,45E-04	1,50E-01	5,43E-02
2000	6,07E-06	2,37E-04	3,98E-04	8,46E-04	1,29E-01	5,62E-02

2001	5,58E-06	2,41E-04	4,45E-04	7,48E-04	1,36E-01	6,03E-02
2002	4,51E-06	2,44E-04	4,30E-04	6,91E-04	1,18E-01	5,50E-02
2003	2,31E-06	5,87E-05	9,95E-05	1,99E-04	2,65E-02	1,40E-02
2004	4,32E-06	2,28E-04	2,07E-04	4,17E-04	6,16E-02	2,57E-02
2005	2,40E-06	1,14E-04	2,35E-04	2,94E-04	7,68E-02	2,28E-02
2006	3,76E-06	1,87E-04	3,38E-04	3,05E-03	9,69E-02	3,76E-02
2007	5,06E-06	2,33E-04	4,54E-04	6,69E-04	1,05E-01	4,14E-02
2008			6,17E-04		1,52E-01	5,56E-02

Tabell A3. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Örsundaån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	6,53E+00	1,52E+00	2,32E+00	6,64E-01	1,80E+01	6,39E+00
1996	5,48E+00	1,38E+00	2,04E+00	7,69E-01	1,30E+01	7,01E+00
1997	4,73E+00	1,27E+00	1,76E+00	6,54E-01	1,09E+01	6,20E+00
1998	8,47E+00	2,02E+00	2,86E+00	8,21E-01	2,33E+01	8,88E+00
1999	6,41E+00	1,40E+00	2,25E+00	6,35E-01	1,89E+01	5,32E+00
2000	8,30E+00	2,13E+00	3,07E+00	1,08E+00	2,25E+01	9,49E+00
2001	4,09E+00	1,04E+00	1,51E+00	6,35E-01	1,17E+01	3,64E+00
2002	6,50E+00	1,62E+00	2,46E+00	8,62E-01	1,86E+01	6,01E+00
2003	5,42E+00	1,29E+00	2,19E+00	7,28E-01	1,52E+01	6,26E+00
2004	7,62E+00	1,81E+00	2,93E+00	9,03E-01	2,12E+01	8,62E+00
2005	5,81E+00	1,42E+00	2,17E+00	8,28E-01	1,72E+01	5,27E+00
2006	6,69E+00	1,60E+00	2,35E+00	1,12E+00	1,95E+01	5,77E+00
2007	5,06E+00	1,28E+00	1,77E+00	7,84E-01	1,47E+01	4,04E+00
2008	7,61E+00	2,03E+00	2,69E+00	1,28E+00	2,15E+01	7,42E+00
	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3
1995		2,19E+00	4,54E-02	1,64E-02	9,95E-03	3,21E-01
1996		2,85E+00	4,17E-02	2,59E-02	1,49E-02	3,44E-01
1997		2,09E+00	3,53E-02	1,47E-02		2,58E-01
1998		3,10E+00	6,24E-02	2,17E-02		4,63E-01
1999		2,77E+00	5,10E-02	2,80E-02		2,66E-01
2000		3,40E+00	7,08E-02	1,87E-02		3,83E-01
2001		1,51E+00	4,10E-02	2,35E-02		2,56E-01
2002		2,45E+00	5,61E-02	3,23E-02		3,45E-01
2003		2,49E+00	4,27E-02	4,23E-02		3,29E-01
2004		3,11E+00	6,09E-02	4,05E-02		4,02E-01
2005		2,29E+00	4,70E-02	2,73E-02		3,29E-01
2006		2,58E+00	6,10E-02	3,50E-02		4,13E-01
2007		1,96E+00	4,76E-02	2,57E-02		3,33E-01
2008		2,86E+00	7,58E-02	4,22E-02		4,89E-01
År	Kjeld,-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb	PO4-P	Tot-P	Färg
1995	2,04E-01	4,34E-01		1,22E-02	2,26E-02	
1996	2,27E-01	5,32E-01		1,80E-02	2,50E-02	
1997	2,26E-01	4,40E-01		1,60E-02	3,65E-02	
1998	3,58E-01	7,85E-01		2,28E-02	4,27E-02	
1999	2,62E-01	5,11E-01		1,60E-02	3,36E-02	
2000	3,99E-01	5,67E-01		2,81E-02	4,87E-02	
2001	2,37E-01	3,80E-01		1,75E-02	3,68E-02	
2002	2,60E-01	4,72E-01		2,41E-02	4,38E-02	
2003		4,51E-01		2,50E-02	5,29E-02	
2004		5,78E-01		5,95E-02	7,55E-02	
2005		4,08E-01		2,32E-02	4,10E-02	
2006		5,35E-01		3,51E-02	5,40E-02	
2007			4,52E-01	2,70E-02	4,60E-02	
2008			6,78E-01	5,87E-02	1,00E-01	

År	KMnO4	Si	Slam	TOC	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995	1,07E+01	1,01E+00	7,23E+00		1,43E-01	3,68E-02
1996	1,08E+01	8,21E-01	1,13E+01		1,89E-01	4,54E-02
1997	9,19E+00	1,39E+00	1,29E+01		2,29E-01	3,68E-02
1998	1,81E+01	2,02E+00	1,50E+01		2,81E-01	7,59E-02
1999	1,61E+01	1,76E+00	7,78E+00		2,06E-01	5,64E-02
2000	2,10E+01	2,11E+00	2,25E+01		4,02E-01	9,32E-02
2001	1,14E+01	9,69E-01	1,80E+01		3,63E-01	5,94E-02
2002	1,46E+01	1,42E+00	1,26E+01		2,48E-01	7,25E-02
2003		9,63E-01	8,36E+00	2,11E+00	1,79E-01	3,26E-02
2004		1,26E+00	4,60E+00	3,33E+00	2,17E-01	5,41E-02
2005		1,32E+00	5,39E+00	2,72E+00	2,62E-01	5,38E-02
2006		1,29E+00	7,70E+00	3,67E+00	3,78E-01	7,17E-02
2007		2,77E+00	9,55E+00	2,59E+00	4,35E-01	6,52E-02
2008		4,07E+00	1,84E+01	4,39E+00	7,54E-01	1,14E-01

Tabell A4. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Sagån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	5,64E+00	1,25E-01	2,05E-01	7,81E-01	1,38E+01	2,37E+01
1996	3,28E+00	2,32E-01	1,40E-01	4,36E-01	6,95E+00	1,42E+00
1997	4,80E+00	9,49E-02	1,61E+00	6,26E-01	8,32E+00	3,85E-01
1998	8,28E+00	5,35E-01	2,58E+00	8,49E-01	2,04E+01	3,26E-01
1999	7,48E+00	1,24E-01	2,58E+00	8,99E-01	1,94E+01	4,92E-01
2000	7,07E+00	2,11E+00	2,43E+00	8,96E-01	2,00E+01	1,51E+00
2001	2,81E+00	1,25E+00	1,65E+00	6,23E-01	8,67E+00	2,48E-01
2002	5,22E+00	7,12E+00	6,70E-02	7,34E-01	8,12E+00	4,66E-01
2003	3,38E+00	1,09E-01	1,70E+02	4,58E-01	1,04E+01	4,58E-01
2004	4,17E+00	1,32E+00	1,69E+00	5,99E-01	1,10E+01	4,81E-03
2005	4,13E+00	1,17E+00	1,55E+00	5,97E-01	1,19E+01	3,61E-03
2006	4,54E+00	1,46E+00	1,85E+00	8,19E-01	1,44E+01	4,26E-03
2007	3,82E+00	1,28E+00	1,48E+00	7,88E-01	8,76E+00	3,53E-03
2008	6,92E+00	5,76E-02	2,22E+00	1,04E+00	1,32E+01	6,79E-03
2009	5,35E+00	1,54E+00	2,08E+00	6,30E-01	1,83E+01	4,18E-03
År	SO4_Mack, (mg/l)	Cl	Fluorid mg/l	NH4-N	NO2-N	NO2-NO3
1995		2,17E-01	5,92E-02	3,33E-02	1,63E-02	3,59E-01
1996		2,11E-01	2,78E-02		9,24E-03	2,22E-01
1997		2,02E-03	4,11E-02			2,79E-01
1998		2,82E-03	6,92E-02			4,85E-01
1999		3,14E-03	6,26E-02			3,60E-01
2000		2,80E-03	6,96E-02			3,80E-01
2001		1,83E-03	4,75E-02			2,51E-01
2002		1,91E-03	5,19E-02			3,74E-01
2003		1,61E-03	3,38E-02			1,92E-01
2004		1,88E-03	4,39E-02			3,26E-01
2005		1,69E-03	3,76E-02			2,51E-01
2006		2,12E-03	5,43E-02			3,82E-01
2007		1,77E-03	4,58E-02			2,84E-01
2008		2,41E-03	7,53E-02			4,84E-01
2009		2,56E-03	5,12E-02			1,93E-01
År	Kjeld,-N	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995	2,57E-01	5,57E-01	1,74E-02	2,93E-02	2,20E-01	4,80E-02
1996	1,45E-01	3,01E-01	7,85E-03	1,17E-02	1,21E-01	3,53E-02
1997	2,43E-01	4,42E-01	1,36E-02	2,77E-02	1,81E-01	3,85E-02
1998	3,41E-01	7,32E-01	1,58E-02	3,04E-02	1,69E-01	6,48E-02
1999	3,88E-01	7,30E-01	1,23E-02	3,45E-02	1,78E-01	6,43E-02

2000	3,51E-01	5,52E-01	2,28E-02	3,87E-02	2,80E-01	7,08E-02
2001	2,77E-01	4,27E-01	1,55E-02	4,67E-02	3,03E-01	5,40E-02
2002	2,37E-01	4,76E-01	1,76E-02	3,08E-02	1,03E-01	6,26E-02
2003		2,90E-01	9,27E-03	1,33E-02	6,06E-02	2,00E-02
2004		4,94E-01	1,94E-02	3,18E-02	1,84E-01	3,93E-02
2005		3,13E-01	1,43E-02	2,27E-02	1,07E-01	3,45E-02
2006		4,64E-01	2,39E-02	3,83E-02	1,88E-01	5,44E-02
2007			2,28E-02	3,75E-02	2,43E-01	5,40E-02
2008			4,28E-02	7,95E-02	5,50E-01	9,81E-02
2009			1,40E-02	2,35E-02	4,19E-02	4,90E-02

År	Färg	KMnO4	Si	Slam	TOC
1995		1,28E+01	9,89E-01	1,24E+01	
1996		6,81E+00	5,31E-01	8,26E+00	
1997		1,04E+01	1,35E+00	1,12E+01	
1998		1,61E+01	1,83E+00	1,18E+01	
1999		1,83E+01	2,00E+00	1,13E+01	
2000		1,82E+01	1,86E+00	1,81E+01	
2001		1,35E+01	1,14E+00	1,90E+01	
2002		1,18E+01	1,22E+00	1,17E+01	
2003			4,60E-01	4,40E+00	1,35E+00
2004			8,22E-01	8,56E+00	2,40E+00
2005			7,85E-01	3,04E+00	1,75E+00
2006			1,11E+00	5,99E+00	2,90E+00
2007			2,48E+00	6,70E+00	2,21E+00
2008			3,74E+00	9,85E+00	4,28E+00
2009			1,18E+00	3,11E+00	3,52E+00

Tabell A5. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Fyrisån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	1,61E+01	1,85E+00	4,62E+00	9,17E-01	3,91E+01	1,27E+01
1996	5,22E+00	6,85E-01	2,07E+00	3,97E-01	1,22E+01	5,09E+00
1997	1,17E+01	1,48E+00	4,09E+00	7,99E-01	2,63E+01	1,11E+01
1998	1,72E+01	1,95E+00	4,31E+00	9,74E-01	4,19E+01	1,32E+01
1999	1,63E+01	1,76E+00	3,78E+00	9,50E-01	4,29E+01	9,19E+00
2000	1,31E+01	1,64E+00	4,04E+00	8,87E-01	3,11E+01	1,22E+01
2001	1,36E+01	1,58E+00	3,75E+00	8,32E-01	3,58E+01	9,05E+00
2002	1,34E+01	1,57E+00	4,06E+00	8,78E-01	3,56E+01	8,31E+00
2003	7,41E+00	8,86E-01	2,87E+00	5,88E-01	1,95E+01	5,98E+00
2004					2,49E+01	
2005					2,54E+01	
2006					3,11E+01	
2007					2,68E+01	
2008					4,62E+01	
År	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		6,02E+00	7,86E-02	9,11E-02	1,59E-02	4,35E-01
1996		3,30E+00	2,64E-02	7,68E-02	1,03E-02	1,68E-01
1997		6,04E+00	4,86E-02	2,00E-01		2,67E-01
1998		6,50E+00	7,79E-02	1,66E-01		4,66E-01
1999		5,90E+00	7,96E-02	7,89E-02		4,73E-01
2000		5,95E+00	6,54E-02	2,82E-02		4,21E-01
2001		5,12E+00	7,39E-02	3,15E-02		4,25E-01
2002		5,50E+00	7,69E-02	3,02E-02		4,52E-01

2003		4,34E+00	4,06E-02	2,31E-02		2,15E-01
2004				3,02E-02		3,30E-01
2005				2,10E-02		2,86E-01
2006				2,34E-02		4,96E-01
2007				1,71E-02		3,99E-01
2008				3,72E-02		6,24E-01
År	Kjeld,-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb	PO4-P	Tot-P	Färg
1995	3,77E-01	7,26E-01		9,72E-03	2,12E-02	
1996	1,88E-01	2,93E-01		2,34E-03	3,77E-03	
1997	4,44E-01	6,50E-01		5,01E-03	1,22E-02	
1998	4,91E-01	9,17E-01		6,92E-03	1,50E-02	
1999	4,07E-01	7,96E-01		8,41E-03	2,00E-02	
2000	2,65E-01	5,37E-01		6,58E-03	1,46E-02	
2001	2,96E-01	5,81E-01		9,96E-03	1,96E-02	
2002	2,94E-01	6,08E-01		9,99E-03	1,62E-02	
2003		3,21E-01		6,17E-03	1,17E-02	
2004		4,53E-01		6,12E-03	1,09E-02	
2005		3,62E-01		5,64E-03	1,13E-02	
2006		5,65E-01		9,41E-03	1,75E-02	
2007			5,17E-01	8,76E-03	1,38E-02	
2008			8,37E-01	1,38E-02	2,68E-02	

År	KMnO4	Si	Slam	TOC	Fe	Mn
1995	2,92E+01	1,07E+00	4,32E+00	3,16E+00	2,51E-01	3,00E-02
1996	7,12E+00	2,83E-01	9,26E-01	8,03E-01	4,08E-02	1,06E-02
1997	1,80E+01	9,27E-01	2,90E+00	2,63E+00	1,29E-01	2,08E-02
1998	3,48E+01	1,31E+00	4,13E+00	4,58E+00	2,00E-01	2,75E-02
1999	3,94E+01	1,48E+00	4,93E+00	4,63E+00	2,85E-01	3,51E-02
2000	2,51E+01	1,19E+00	6,58E+00	3,23E+00	2,53E-01	2,26E-02
2001	3,28E+01	1,04E+00	4,88E+00	4,12E+00	2,17E-01	2,66E-02
2002	2,98E+01	1,16E+00	4,83E+00	3,73E+00	2,45E-01	1,81E-02
2003		4,43E-01	1,76E+00	1,69E+00	8,71E-02	1,00E-02
2004		6,93E-01	2,34E+00	2,48E+00		
2005		7,36E-01	2,11E+00	2,20E+00		
2006		8,35E-01	3,73E+00	2,89E+00		
2007		1,80E+00	4,03E+00	2,51E+00		
2008		2,54E+00	6,11E+00	5,90E+00		

År	Cu	Zn	Al_ICP	Cd	Pb	Cr
1995	1,14E-03	3,55E-03		4,22E-06	1,71E-04	
1996	2,88E-04	4,37E-04	2,59E-02	3,80E-06	9,73E-05	1,49E-04
1997	6,61E-04	1,94E-03		8,42E-06	1,64E-04	
1998	8,48E-04	2,99E-03		1,06E-05	1,94E-04	
1999	9,13E-04	2,35E-03		9,22E-06	3,78E-04	
2000	8,08E-04	2,39E-03		1,02E-05	2,42E-04	
2001	9,04E-04	2,41E-03		1,14E-05	3,66E-04	
2002	9,50E-04	2,22E-03		9,02E-06	4,58E-04	
2003	5,49E-04	1,10E-03		4,54E-06	1,54E-04	
2004	6,48E-04	2,06E-03		7,26E-06	1,30E-04	2,97E-04
2005	5,86E-04	1,41E-03		5,68E-06	1,21E-04	3,47E-04
2006	6,95E-04	1,58E-03		7,07E-06	1,78E-04	3,96E-04
2007	8,32E-04	2,10E-03		7,12E-06	2,32E-04	5,81E-04
2008	1,36E-03	3,88E-03		1,36E-05	5,63E-04	7,08E-04

År	Ni	Co	As	V	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995					1,09E-01	4,65E-02
1996	5,40E-04			9,79E-05	2,10E-02	9,07E-03
1997					6,96E-02	2,58E-02

1998			1,11E-01	5,91E-02
1999			1,39E-01	6,86E-02
2000			1,32E-01	3,76E-02
2001			1,30E-01	5,85E-02
2002			1,24E-01	6,21E-02
2003			4,63E-02	1,87E-02
2004	8,51E-04	1,18E-04	7,44E-02	3,05E-02
2005	7,79E-04	1,15E-04	7,09E-02	3,00E-02
2006	7,84E-04	1,38E-04	9,70E-02	3,70E-02
2007	8,57E-04	1,33E-04	1,12E-01	3,33E-02
2008	1,74E-03	2,07E-04	2,03E-01	7,71E-02

Tabell A6. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Svartån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	3,39E+00	1,05E+00	1,73E+00	5,31E-01	8,99E+00	3,48E+00
	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		2,03E+00	7,35E-02	2,17E-02	1,13E-02	1,97E-01
	Kjeld,-N	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Färg	KMnO4
1995	2,61E-01	4,34E-01	1,07E-02	2,86E-02		2,06E+01
	Si	Slam	TOC	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm	
1995	7,82E-01	8,08E+00		2,06E-01	7,05E-02	

Tabell A7. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Köping 11

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	2,12E+00	7,56E-01	1,26E+00	4,76E-01	5,12E+00	2,94E+00
	SO4_Mack,	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N	Kjeld,-N
1995		1,23E-01	2,11E-02	9,29E-03	1,45E-01	2,41E-01
	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Färg	KMnO4	Si
1995	3,66E-01	1,34E-02	3,52E-02		1,67E+01	8,22E-01
	Slam	TOC	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm		
1995	1,39E+01		2,65E-01	6,48E-02		

Tabell A8. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Hedströmmen

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	1,64E+00	5,47E-01	1,29E+00	3,28E-01	3,16E+00	2,69E+00
	SO4_Mack	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3	Kjeld,-N
1995		6,83E-02	1,48E-02	3,53E-03	7,46E-02	1,82E-01
	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm	F,,rg mgPt/l
1995	2,17E-01	5,82E-03	1,79E-02	8,16E+01	5,76E-02	
	KMnO4 mg/l	Si mg/l	Slam	TOC		
1995	1,57E+01	8,31E-01	6,17E+00			

Tabell A9. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Arbogaån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	2,90E+00	9,62E-01	2,58E+00	6,28E-01	6,73E+00	5,73E+00
	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		2,46E+00	7,46E-02	2,79E-02	6,52E-03	1,34E-01
	Kjeld,-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb	PO4-P	Tot-P	Färg
1995	2,56E-01	3,66E-01		8,93E-03	2,39E-02	
	KMnO4	Si	Slam	TOC	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995	1,69E+01	9,69E-01	8,26E+00	1,89E-01		6,57E-02

Tabell A10. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Märstaån Utl.

År	Ca	Mg	Na	K	SO4_Mack,	Cl
1995	2,73E+01	4,11E+00	8,66E+00	1,74E+00		1,25E+01
	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N	Kjeld,-N	Tot-N_ps

1995	7,28E-02	1,12E-01	2,80E-02	5,85E-01	3,35E-01	7,95E-01
	PO4-P	Tot-P	Abs,_OF	Abs,_F	Färg	KMnO4
1995	2,20E-02	4,01E-02	3,86E-01	3,55E-02		1,60E+01
	Si	Slam	TOC			
1995	1,31E+00	2,22E+01				

Tabell A11. Transport per ytenhet (g/m²/år) för Eskilstunaån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	7,70E+00	1,76E+00	3,25E+00	9,89E-01	1,57E+01	1,24E+01
	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		4,17E+00	8,98E-02	5,24E-02	5,11E-03	1,87E-01
	Kjeld,-N	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Färg	KMnO4
1995	2,63E-01	4,35E-01	6,43E-03	1,87E-02		9,53E+00
	Si	Slam	TOC	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm	
1995	3,15E-01	2,83E+00		5,68E-02	1,62E-02	

Tabell A12. Utransport per ytenhet från Norrström i Stockholm (Utloppet)

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	6,82E+00	1,59E+00	3,99E+00	8,56E-01	1,83E+01	8,74E+00
1996	2,78E+00	6,55E-01	1,66E+00	3,57E-01	7,29E+00	3,39E+00
1997	4,08E+00	1,00E+00	2,64E+00	5,55E-01	1,08E+01	5,25E+00
1998	6,44E+00	1,43E+00	3,42E+00	7,81E-01	1,65E+01	8,08E+00
1999	7,09E+00	1,58E+00	3,77E+00	8,42E-01	1,79E+01	8,70E+00
2000	7,17E+00	1,66E+00	3,96E+00	9,17E-01	1,92E+01	9,04E+00
2001	5,67E+00	1,30E+00	3,30E+00	7,47E-01	1,53E+01	7,21E+00
2002	4,99E+00	1,06E+00	2,60E+00	6,19E-01	1,34E+01	5,54E+00
	SO4_Mack	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		4,94E+00	8,37E-02	5,77E-03	8,44E-04	5,10E-02
1996		2,25E+00	3,16E-02	2,10E-03	6,04E-04	2,12E-02
1997		3,68E+00	4,57E-02	5,52E-03		1,89E-02
1998		4,58E+00	6,39E-02	8,92E-03		5,35E-02
1999		4,97E+00	7,20E-02	8,59E-03		9,57E-02
2000		4,72E+00	8,34E-02	4,80E-03		8,12E-02
2001		3,86E+00	7,27E-02	7,60E-03		9,09E-02
2002		3,04E+00	5,89E-02	6,40E-03		7,92E-02
	Kjeld,-N	Tot-N_ps	PO4-P	Tot-P	Färg	KMnO4
1995	1,50E-01	2,04E-01	3,45E-03	9,77E-03		7,09E+00
1996	5,85E-02	8,26E-02	1,83E-03	3,28E-03		2,99E+00
1997	9,04E-02	1,11E-01	2,06E-03	6,60E-03		4,09E+00
1998	1,31E-01	1,73E-01	4,22E-03	9,15E-03		5,99E+00
1999	1,64E-01	2,53E-01	3,99E-03	1,10E-02		7,69E+00
2000	1,75E-01	2,40E-01	4,94E-03	1,09E-02		8,81E+00
2001	1,54E-01	2,20E-01	5,72E-03	1,20E-02		8,61E+00
2002	1,38E-01	1,85E-01	4,76E-03	8,14E-03		7,40E+00
	Si	Slam	TOC	Fe	Mn	Cu
1995	1,32E-01		1,96E+00	3,04E-02	2,15E-03	1,11E-03
1996	3,16E-02		8,08E-01	7,42E-03	8,62E-04	6,03E-04
1997	5,84E-02		1,42E+00	1,43E-02	1,15E-03	6,74E-04
1998	1,20E-01		1,82E+00	2,28E-02	1,87E-03	9,89E-04
1999	1,91E-01		2,19E+00	2,78E-02	1,78E-03	9,79E-04
2000	2,43E-01		2,49E+00	2,60E-02	2,25E-03	1,07E-03
2001	3,30E-01		2,38E+00	5,84E-02	2,27E-03	1,28E-03
2002	3,44E-01		2,04E+00	3,35E-02	1,46E-03	8,91E-04
	Zn	Al_ICP	Cd	Pb	Hg	Cr

1995	1,34E-03		1,15E-05	1,14E-04	1,73E-06	
1996	1,08E-03	5,29E-03	6,73E-06	7,88E-05	3,53E-07	5,33E-05
1997	1,08E-03	1,08E-02	8,58E-06	9,03E-05	7,50E-07	9,03E-05
1998	1,21E-03	1,54E-02	3,25E-05	1,21E-04	6,42E-07	1,67E-04
1999	8,91E-04	2,02E-02	1,14E-05	1,42E-04	5,47E-07	1,67E-04
2000	1,07E-03	2,08E-02	1,46E-05	1,12E-04	5,46E-07	1,70E-04
2001	1,66E-03	5,58E-02	1,13E-05	1,84E-04	5,69E-07	2,18E-04
2002	1,00E-03	3,04E-02	1,15E-05	8,93E-05	3,50E-07	1,51E-04
	Ni	Co	As	V	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995					2,01E-02	1,12E-02
1996	4,91E-04	1,34E-05	6,79E-05	5,30E-05	7,00E-03	3,87E-03
1997	6,17E-04	1,97E-05	1,05E-04	8,44E-05	1,07E-02	5,73E-03
1998	9,28E-04	3,06E-05	1,43E-04	1,15E-04	1,69E-02	9,36E-03
1999	1,01E-03	3,39E-05	1,50E-04	1,34E-04	2,65E-02	1,37E-02
2000	1,13E-03	3,31E-05	1,86E-04	1,61E-04	2,60E-02	1,45E-02
2001	1,13E-03	4,06E-05	1,75E-04	2,05E-04	3,50E-02	1,92E-02
2002	7,38E-04	2,85E-05	1,31E-04	1,40E-04	2,78E-02	1,81E-02

Tabell A13. Transport per ytenhet för Oxundaån

År	Ca	Mg	Na	K	Alk./Acid	SO4_IC
1995	1,34E+01	2,37E+00	5,44E+00	1,25E+00	3,38E+01	1,43E+01
1996						
1997	6,32E+00	1,21E+00	2,85E+00	6,01E-01	1,42E+01	7,48E+00
1998	1,09E+01	2,15E+00	4,73E+00	1,05E+00	2,39E+01	1,47E+01
1999	1,24E+01	2,27E+00	5,08E+00	1,16E+00	3,03E+01	1,41E+01
2000	1,01E+01	1,88E+00	4,71E+00	9,89E-01	2,39E+01	1,29E+01
2001	1,18E+01	2,20E+00	5,40E+00	1,18E+00	2,77E+01	1,52E+01
2002	1,06E+01	1,90E+00	4,82E+00	1,13E+00	2,73E+01	1,09E+01
2003	3,21E+00	6,23E-01	1,81E+00	3,56E-01	9,17E+00	3,58E+00
2004	7,74E+00	1,53E+00	4,29E+00	8,70E-01	1,98E+01	1,03E+01
2005	7,39E+00	1,38E+00	3,93E+00	7,77E-01	1,92E+01	9,08E+00
2006	8,23E+00	1,51E+00	4,51E+00	9,08E-01	2,27E+01	8,95E+00
2007	8,78E+00	1,63E+00	4,21E+00	9,47E-01	2,20E+01	1,07E+01
2008	1,23E+01	2,41E+00	6,02E+00	1,26E+00	3,16E+01	1,57E+01
År	SO4_Mack,	Cl	Fluorid	NH4-N	NO2-N	NO2+NO3-N
1995		6,98E+00	9,07E-02	9,34E-03	3,48E-03	1,72E-01
1996						
1997		4,09E+00	3,82E-02	3,13E-03		3,29E-02
1998		6,83E+00	6,46E-02	1,72E-02		1,75E-01
1999		7,63E+00	7,66E-02	1,58E-02		2,47E-01
2000		7,04E+00	6,69E-02	1,01E-02		1,17E-01
2001		7,23E+00	8,38E-02	1,18E-02		2,29E-01
2002		6,42E+00	7,53E-02	1,82E-02		2,17E-01
2003		2,50E+00	2,44E-02	5,96E-03		1,99E-02
2004		6,21E+00	5,57E-02	1,61E-02		1,50E-01
2005		5,75E+00	5,13E-02	9,04E-03		6,24E-02
2006		6,69E+00	5,81E-02	1,21E-02		6,91E-02
2007		6,10E+00	6,38E-02	7,33E-03		1,82E-01
2008		8,29E+00	8,94E-02	1,41E-02		1,28E-01
År	Kjeld,-N	Tot-N_ps	Tot-N_TNb	PO4-P	Tot-P	Färg
1995	2,12E-01	3,54E-01		5,73E-03	1,50E-02	
1996						
1997		1,18E-01		2,73E-03	5,57E-03	
1998		2,83E-01		5,75E-03	1,03E-02	
1999		4,29E-01		5,56E-03	1,34E-02	

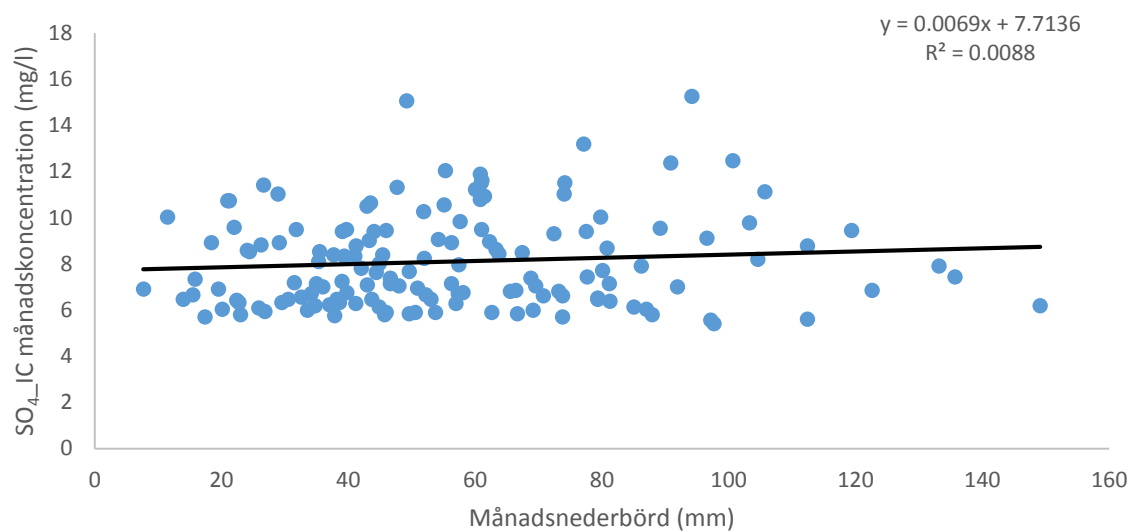
2000	2,16E-01	5,34E-03	9,93E-03
2001	3,53E-01	6,42E-03	1,29E-02
2002	3,31E-01	9,66E-03	1,80E-02
2003	6,29E-02	2,72E-03	4,39E-03
2004	2,28E-01	5,31E-03	8,77E-03
2005	1,17E-01	3,69E-03	6,46E-03
2006	1,64E-01	7,29E-03	1,19E-02
2007	2,80E-01	5,37E-03	8,47E-03
2008	2,72E-01	6,91E-03	1,22E-02

År	KMnO4	Si	Slam	TOC	Fe	Mn
1995	9,39E+00	8,11E-01	2,34E+00			
1996						
1997		1,65E-01	5,21E-01	1,09E+00		
1998		5,36E-01	1,32E+00	1,84E+00		
1999		1,12E+00	3,25E+00	2,27E+00		
2000		6,38E-01	1,18E+00	1,64E+00		
2001		9,97E-01	2,14E+00	2,10E+00		
2002		9,98E-01	4,53E+00	2,48E+00		
2003		5,43E-02	3,63E-01	5,56E-01	7,40E-03	9,57E-03
2004		3,04E-01	8,80E-01	1,26E+00	5,44E-02	2,35E-02
2005		2,36E-01	4,68E-01	1,16E+00	1,52E-02	1,28E-02
2006		4,00E-01	5,95E-01	1,67E+00	2,18E-02	1,56E-02
2007		1,21E+00	9,48E-01	1,58E+00	7,41E-02	1,39E-02
2008		6,96E-01		2,43E+00		

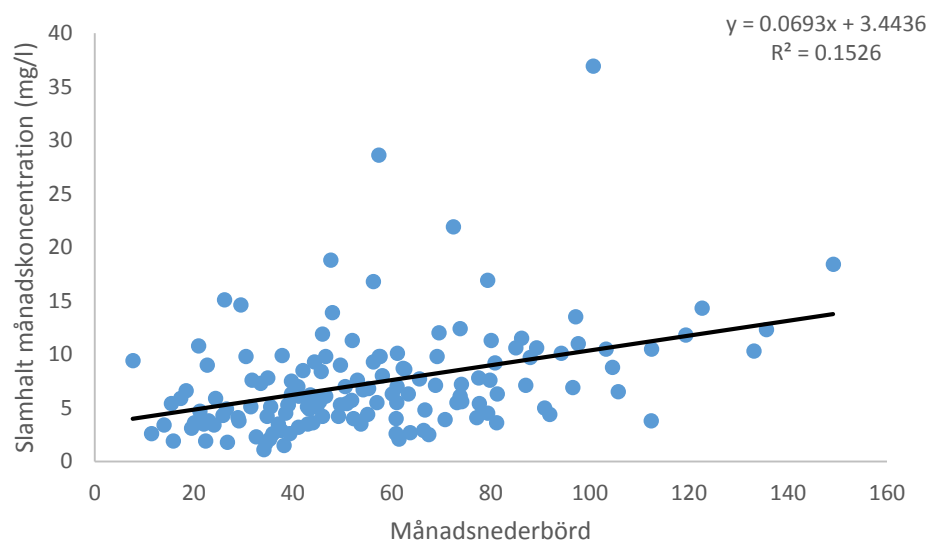
År	Cu	Zn	Al_s	Al_ICP	Cd	Pb
1995						
1996						
1997						
1998						
1999						
2000						
2001						
2002						
2003	1,82E-04	4,35E-04	5,69E-03	0,00E+00	1,56E-06	4,29E-05
2004	8,46E-04	1,92E-03		4,73E-02	5,55E-06	1,48E-04
2005	4,09E-04	1,10E-03		1,29E-02	2,23E-06	5,51E-05
2006	4,78E-04	1,04E-03		2,10E-02	2,15E-06	9,45E-05
2007	7,85E-04	1,84E-03		8,89E-02	3,79E-06	1,34E-04
2008						

År	Cr	Ni	Abs,_OF 420nm/5cm	Abs,_F 420nm/5cm
1995			5,13E-02	1,58E-02
1996				
1997			1,17E-02	4,33E-03
1998			2,89E-02	1,05E-02
1999			6,78E-02	1,79E-02
2000			2,75E-02	1,09E-02
2001			4,76E-02	1,97E-02
2002			8,34E-02	2,39E-02
2003	7,79E-05	2,90E-04	7,46E-03	2,72E-03
2004	2,54E-04	1,08E-03	2,76E-02	8,15E-03
2005	2,28E-04	6,91E-04	1,33E-02	5,61E-03
2006	3,22E-04	6,67E-04	1,70E-02	7,85E-03
2007	1,30E-04	1,04E-03	2,78E-02	9,83E-03
2008			3,55E-02	1,26E-02

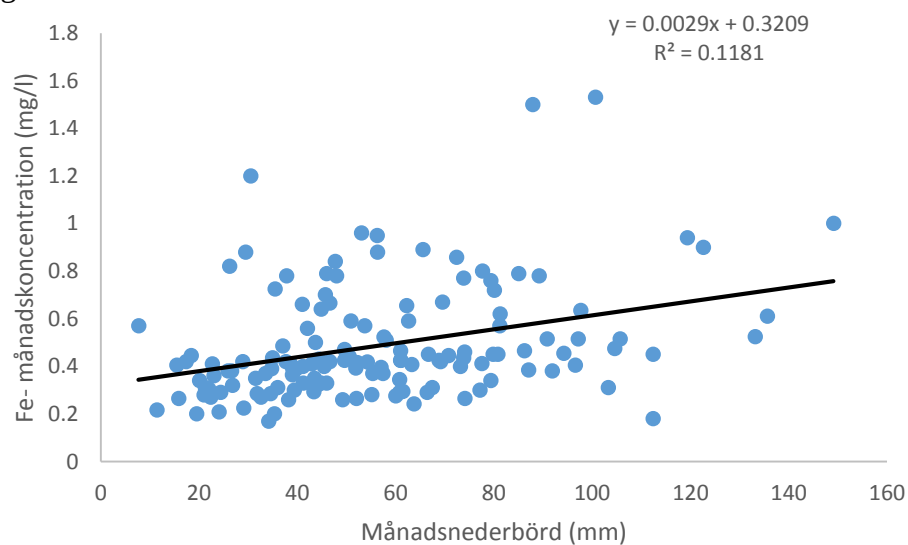
Bilaga B. Samband mellan TOC- koncentrationen och meteorologiska/kemiska variabler



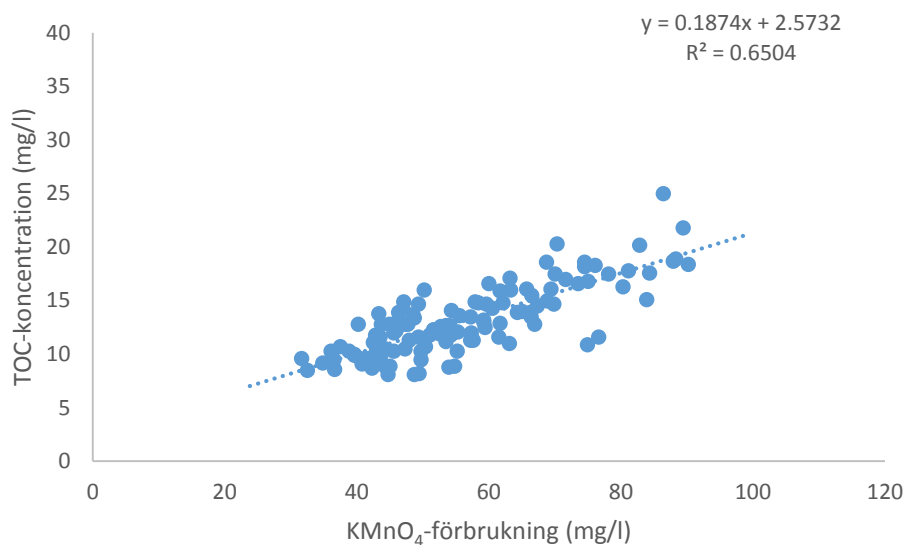
Figur B1. Samband mellan SO₄_IC månadskoncentration och månadsnederbörd.



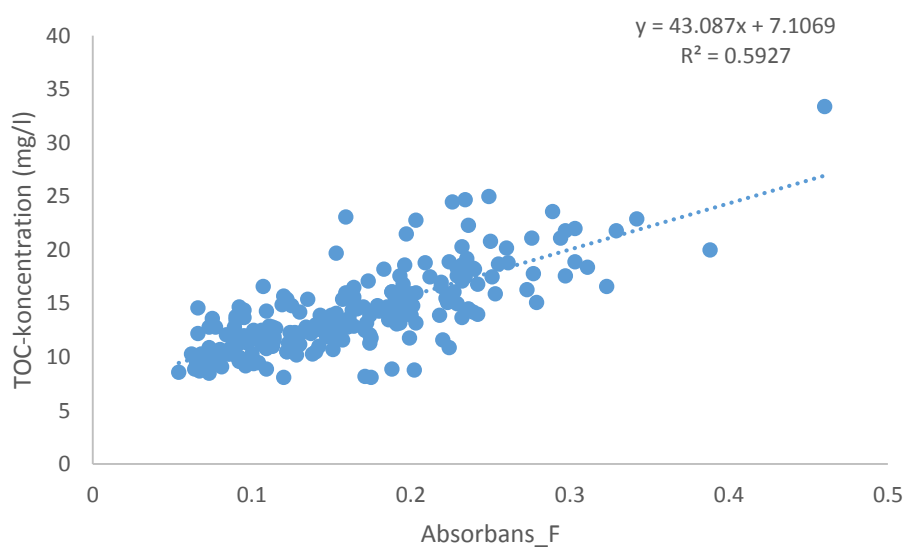
Figur B2. Samband mellan slamhalt- månadskoncentration och månadsnederbörd.



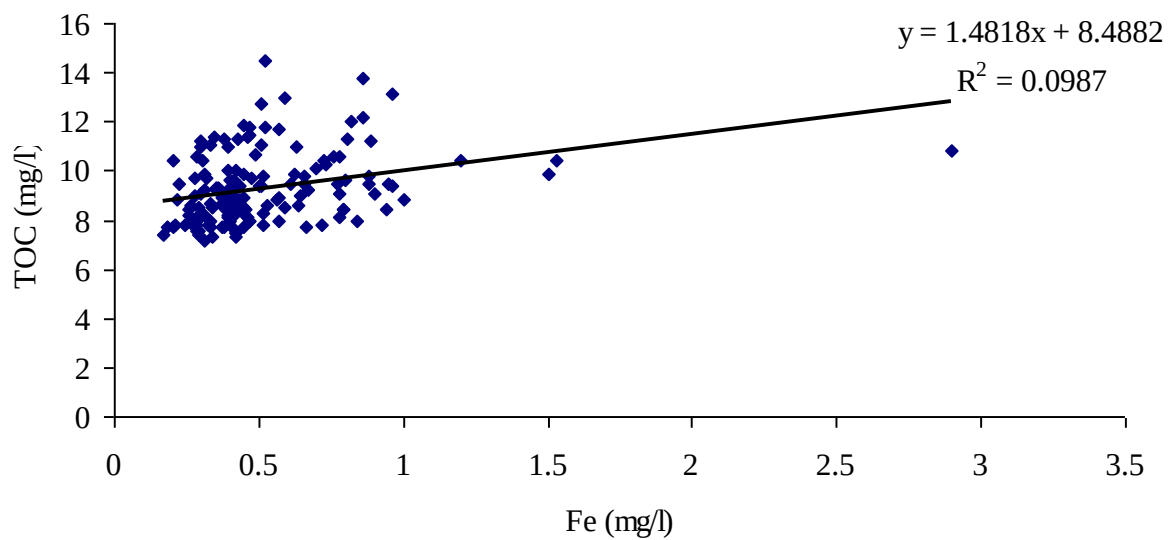
Figur B3. Samband mellan Fe- månadskoncentration och månadsnederbörd.



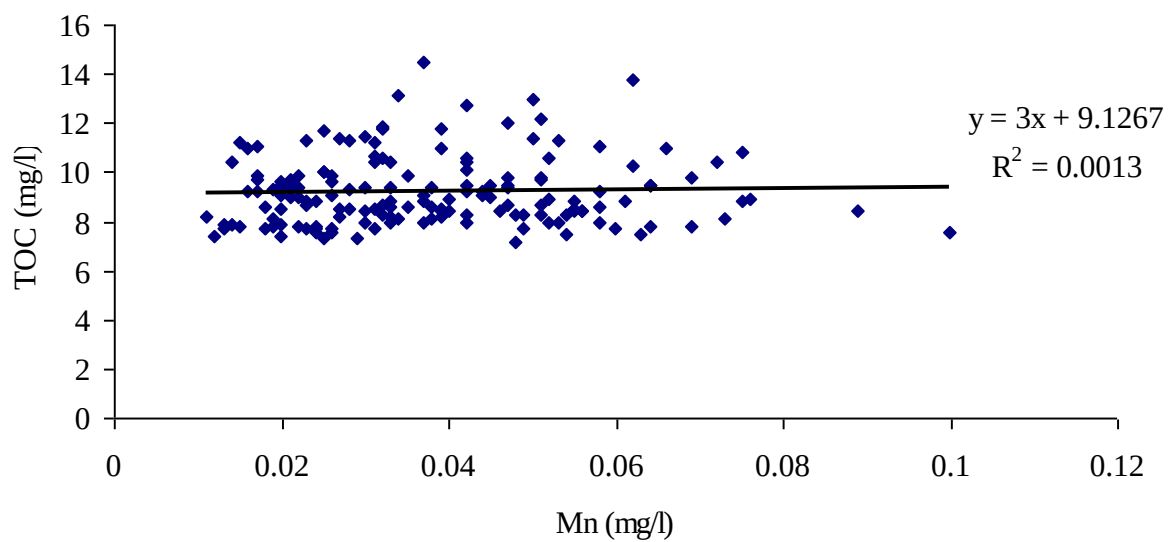
Figur B4. Samband mellan TOC och KMnO_4 -förbrukning för Fyrisån.



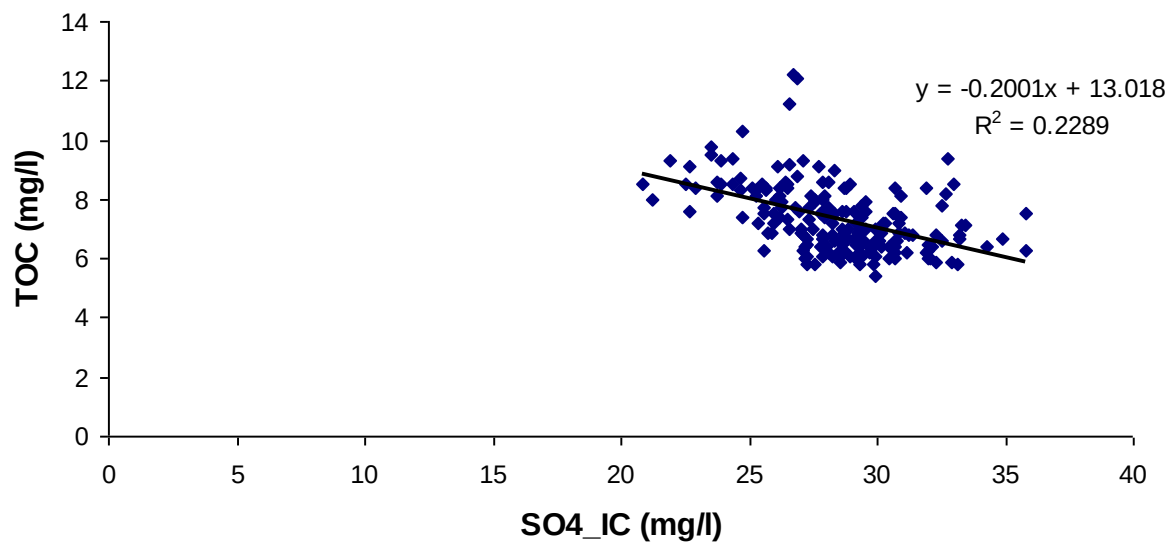
Figur B5. Samband mellan TOC och Absorbans_F för Fyrisån.



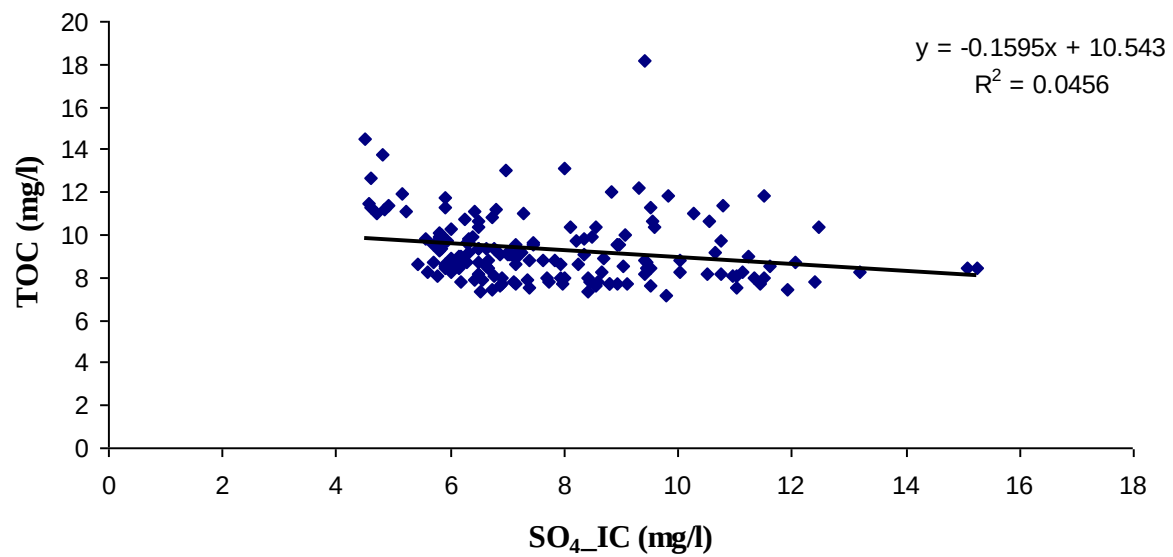
Figur B6. Samband mellan TOC och Fe för Kolbäcksån



Figur B7. Samband mellan TOC och Mn för Kolbäcksån.



Figur B8. Samband TOC- koncentrationen och SO₄_IC vid Kolbäcksån



Figur B9. Samband mellan TOC och SO₄_IC för Kolbäcksån

Bilaga C. Differential ekvationer som simulerar massförändringen per tidsenhet av SOC, DOC och DIC i marken och i vattendraget.

• **I marken:**

$$\frac{dm_{SOC}}{dt} = 1000 \cdot (LF_t + RB_t) + k_{DOctillSOC, \text{övre}} \cdot m_{DOC, \text{övre}} - m_{SOC, \text{övre}} \cdot (k_{SOCtillDOC, \text{övre}} + k_{SOCtillDIC, \text{övre}}) \quad (C1)$$

$$\frac{dm_{SOC, \text{nedre}}}{dt} = k_{DOctillSOC, \text{övre}} \cdot m_{DOC, \text{nedre}} - m_{SOC, \text{nedre}} \cdot (k_{SOCtillDOC, \text{nedre}} + k_{SOCtillDIC, \text{nedre}}) \quad (C2)$$

$$\frac{dm_{DOC, \text{övre}}}{dt} = k_{SOCtillDOC} \cdot m_{SOC, \text{övre}} - m_{DOC, \text{övre}} \cdot (k_{DOctillSOC, \text{övre}} + k_{DOctillDIC, \text{övre}}) - 86400 \cdot \frac{(q_{\text{övre}} + q_{\text{mättnad}})}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} \quad (C3)$$

$$\frac{dm_{DOC, \text{nedre}}}{dt} = k_{SOCtillDOC, \text{nedre}} \cdot m_{DOC, \text{nedre}} - m_{DOC, \text{nedre}} \cdot (k_{DOctillSOC, \text{nedre}} + k_{DOctillDIC}) - 86400 \cdot \left(\frac{q_{\text{nedre}} \cdot m_{DOC, \text{nedre}}}{v_{r, \text{nedre}} + v_{d, \text{nedre}}} - \frac{\beta q_{\text{övre}} \cdot m_{DOC, \text{övre}}}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} \right) \quad (C4)$$

$$\frac{dm_{DIC, \text{övre}}}{dt} = k_{DOctillDIC, \text{övre}} \cdot m_{DOC, \text{övre}} + k_{SOCtillDIC} \cdot m_{SOC, \text{övre}} - 86400 \cdot \frac{m_{DIC, \text{övre}}}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} \cdot (q_{\text{övre}} + q_{\text{mättnad}}) - K_{\text{medre}} \cdot \left(\frac{m_{DIC, \text{övre}}}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} - DIC_{\text{mättnad}} \right) \quad (C5)$$

$$\frac{dm_{DIC, \text{nedre}}}{dt} = k_{SOCtillDIC, \text{nedre}} \cdot m_{SOC, \text{nedre}} + k_{DOctillDIC, \text{nedre}} \cdot m_{DOC, \text{nedre}} + 86400 \cdot \left(\beta q_{\text{övre}} \cdot \frac{m_{DIC, \text{övre}}}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} - q_{\text{nedre}} \cdot \frac{m_{DIC, \text{nedre}}}{v_{r, \text{nedre}} + v_{d, \text{nedre}}} \right) \quad (C6)$$

• **I vattendraget:**

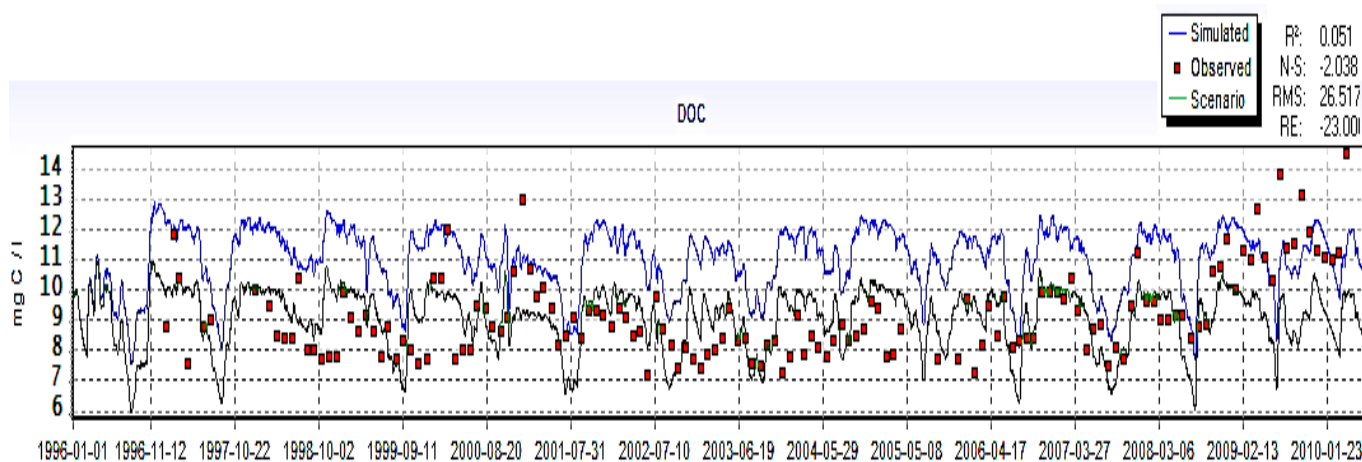
$$\frac{dm_{DOC, R}}{dt} = 86,4 \cdot \left(\left(q_R^{\text{uppströms}} \cdot \frac{m_{DOC, R}^{\text{uppströms}}}{v_R^{\text{uppströms}}} - q_R \cdot \frac{m_{DOC, R}}{v_R} \right) + A_T \cdot \left(\frac{m_{DOC, \text{övre}} \cdot (q_{\text{mättnad}} + (1 - \beta) \cdot q_{\text{övre}})}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} + \frac{m_{DOC, \text{nedre}} \cdot q_{\text{nedre}}}{v_{r, \text{nedre}} + v_{d, \text{nedre}}} \right) \right) - (k_{R, DOctillDIC(P)} + k_{R, DOctillDIC(M)}) \cdot m_{DOC, R} \quad (C7)$$

$$\frac{dm_{DIC, R}}{dt} = 86,4 \cdot \left(\left(q_R^{\text{uppströms}} \cdot \frac{m_{DIC, R}^{\text{uppströms}}}{v_R^{\text{uppströms}}} - q_R \cdot \frac{m_{DIC, R}}{v_R} \right) + A_T \cdot \left(\frac{m_{DIC, \text{övre}} \cdot (q_{\text{mättnad}} + (1 - \beta) \cdot q_{\text{övre}})}{v_{r, \text{övre}} + v_{d, \text{övre}}} + \frac{m_{DIC, \text{nedre}} \cdot q_{\text{nedre}}}{v_{r, \text{nedre}} + v_{d, \text{nedre}}} \right) \right) - (k_{R, DOctillDIC(P)} + k_{R, DOctillDIC(m)}) \cdot m_{DOC, R} - k_{R, DIC} \cdot m_{DIC, R} \quad (C8)$$

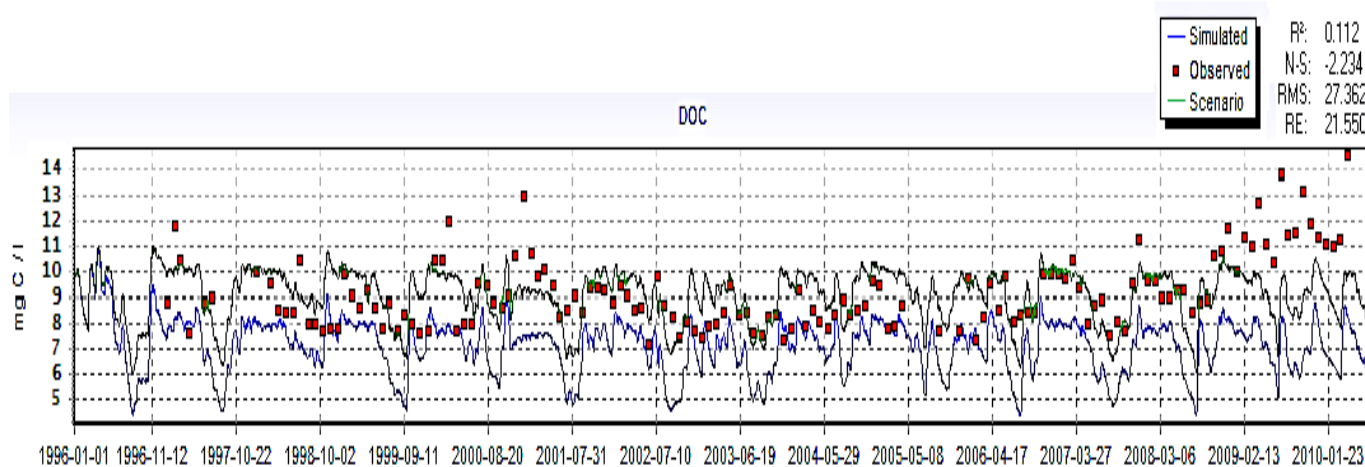
För ekvationerna C1-C8 är k, K =omvandlingskoefficienter mellan olika kolformer (dygn^{-1}), m =massan (kg), v_r =retentionsvolym (m^3), v_d =dräneringsvolym (m^3), q =vattenföring (m^3/s), A_T =Avrinningsområdets area (Km^2), β =Kalibreringsparameter.

Bilaga D. INC-C- modellscenarier

En ökning med 50 % av k_{SOC} till DOC i minerallagret ger en stor försämring av TOC- modellen som leder till att den simulerar TOC- halten mycket högre än det uppmätta, se figur D1a. R^2 - värdet och NS värdet ändras från 0,086 och -0,059 till respektive 0,051 och -2,038 då k_{SOC} till DOC ändras från $4,3 \cdot 10^{-5}$ till $6,45 \cdot 10^{-5}$. En liknande förändring sker vid en minskning med 50 % av denna parameter, se figur D1b.

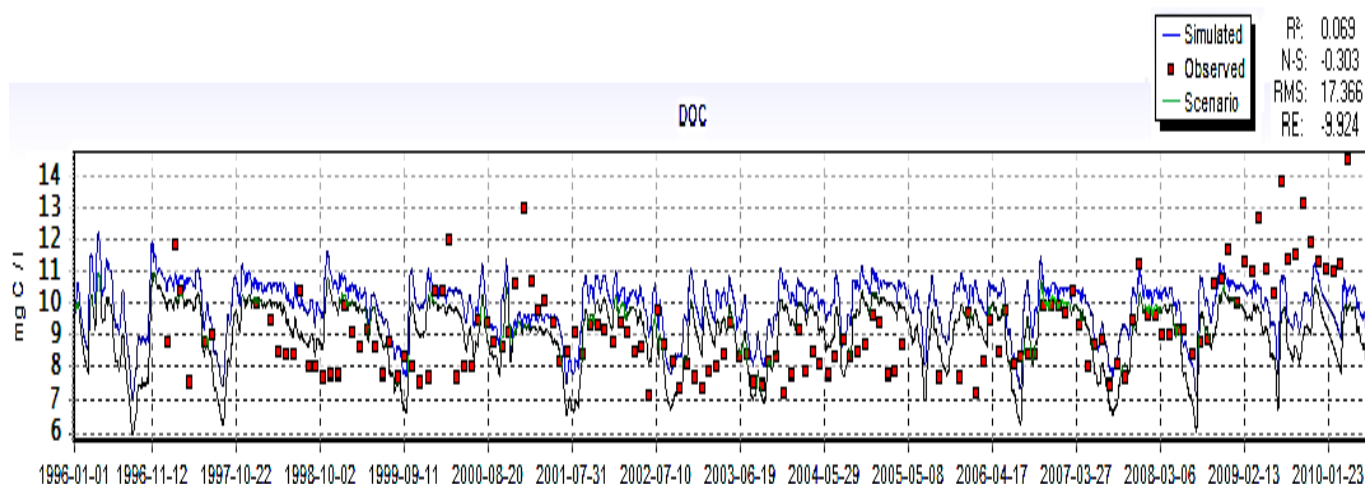


Figur D1a. Simulering av TOC med olika värden på k_{SOC} till DOC i minerallagret. Den gröna linjen "scenario" visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med $4,3 \cdot 10^{-5}$ och den blå linjen ("Simulated" vid ändring av parametervärde) visar simulering med k_{SOC} till DOC lika med $6,45 \cdot 10^{-5}$.



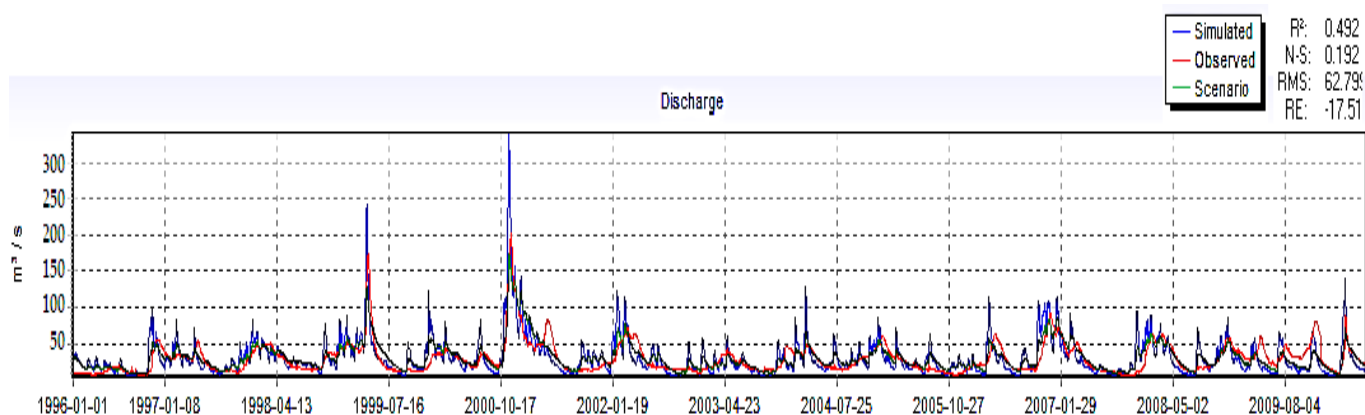
Figur D1b. Simulering av TOC med olika värden på k_{SOC} till DOC i mineral lager. Den gröna linjen "scenario" visar modellen med k_{SOC} till DOC lika med $4,3 \cdot 10^{-5}$ och den blå linjen ("simulated" vid ändring av parametervärde) visar modellen med k_{SOC} till DOC lika med $2,15 \cdot 10^{-5}$.

Modellen påverkas även av parameter a som styr vattenhastigheten i vattendraget. Vid en förändring av parameter a från 0,004 till 0,006 sker en försämring av TOC- simuleringen, se figur D2.

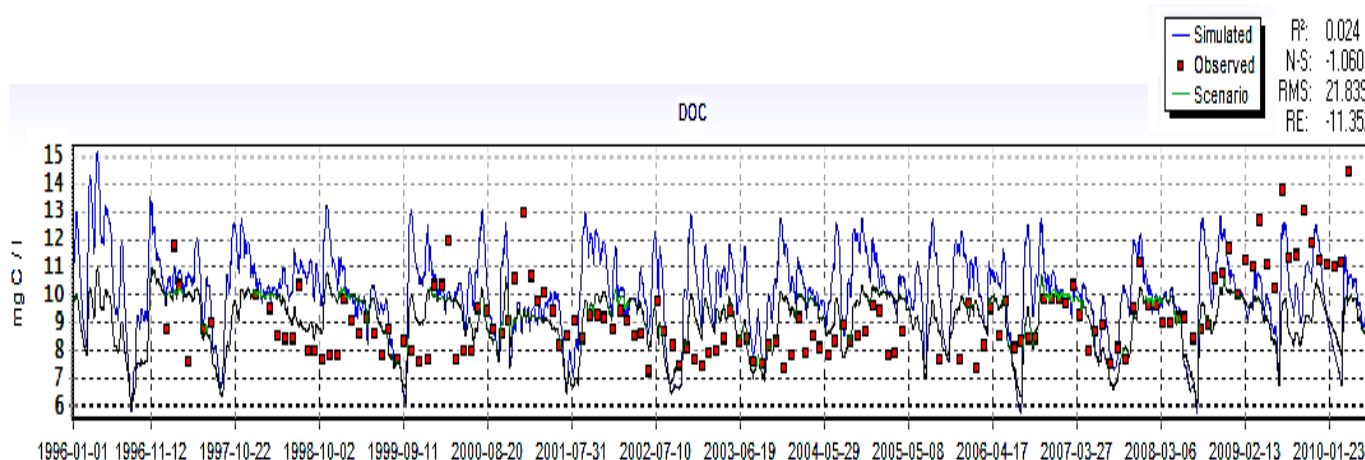


Figur D2. Simulering av TOC med olika värden på parameter α som styr vattenhastigheten i vattendraget. Den gröna linjen "scenario" visar simulering med α lika med 0,004 och den blå linjen ("simulated" vid ändring av parametervärde) visar simulering med α lika med 0,006.

Vidare påverkas simuleringen av vattenföring och TOC av parametern β , se figurerna D3a och D3b.

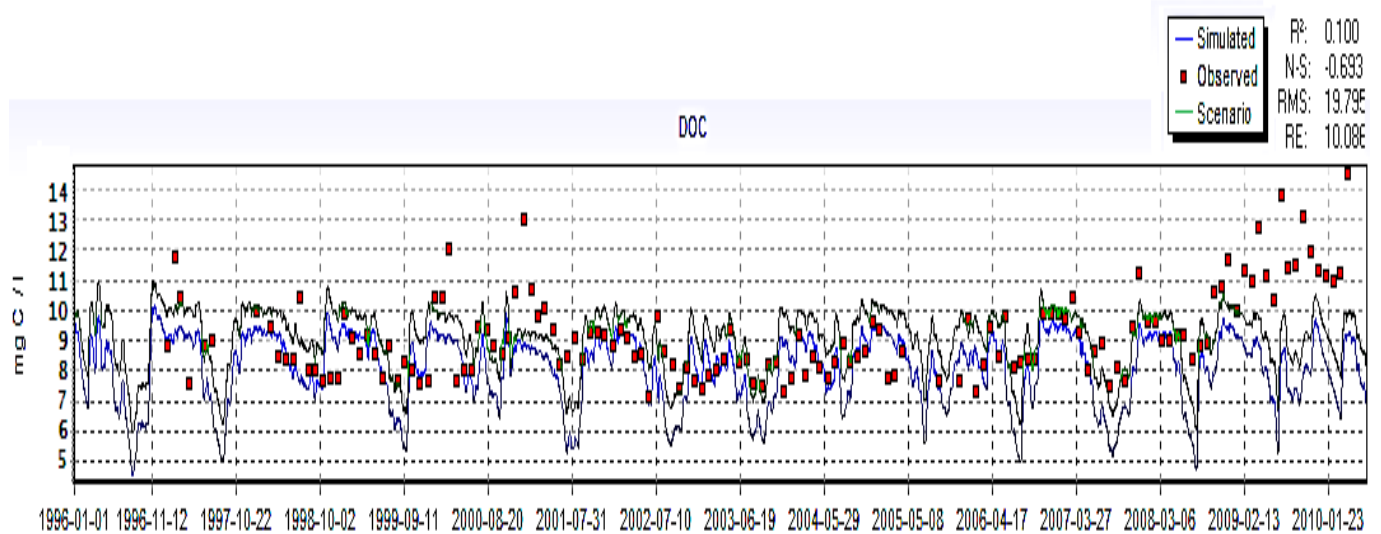


Figur D3a. Simulering av vattenföring med olika värden på parameter β bestämmer vattenföringen från det övre till det nedre marklagret. Med β lika med 0,8 och 0,4. R^2 och N-S värden försämrades från respektive 0,73 och 0,72 till respektive 0,49 och 0,19 när β ändrades från 0,8 till 0,4



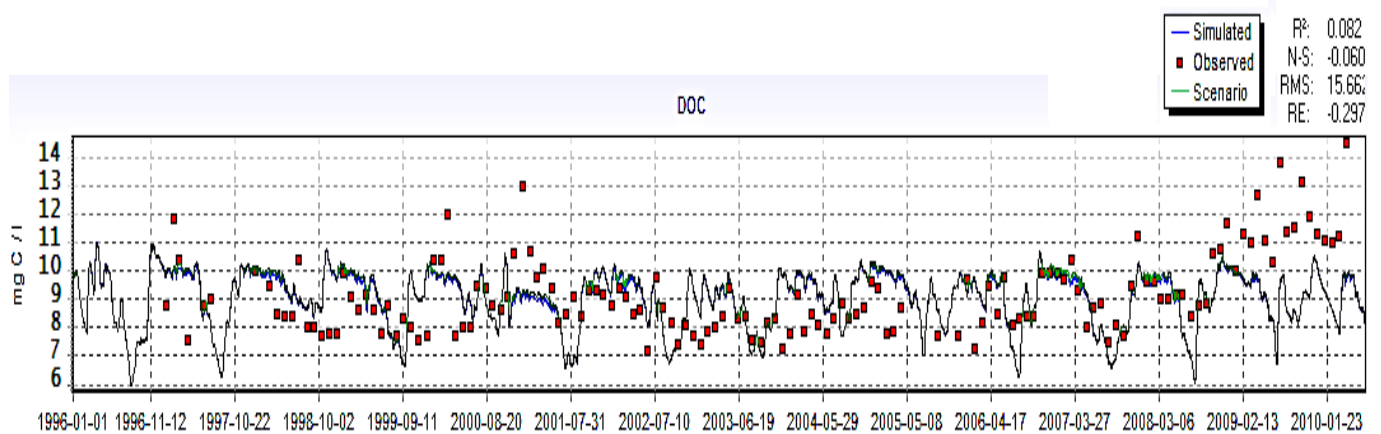
Figur D3b. Simulering av TOC med olika värden på parameter β bestämmer vattenföringen från det övre till det nedre marklagret. Parametern β ändrades från 0,8 (gröna linjen) till 0,4 (blåa linjen, "simulated" vid ändring av parametervärde). R^2 och N-S värden försämrades från respektive 0,086 och -0,059 till respektive 0,024 och -1,06.

Vidare påverkas modellen mycket av parametern k_{DOC} till DIC som styr mikrobiell nedbrytning i vattendraget. Figur D4 visar modellbeteende vid en ändring av k_{DOC} till DIC från 0,0503 till 0,07545.



Figur D4. Simulering av TOC med olika värden på parameter k_{DOC} till DIC som styr mikrobiell nedbrytning i vattendraget. k_{DOC} till DIC lika med 0,0503 (gröna linjen) och 0,07545 (blåa linjen, "simulated" vid ändring av parametervärde).

TOC- modellen påverkas även av parameter SMD_{max} (tröskelvärde) som är den maximala fuktigheten på torrmark. Figur D5 visar hur modellen påverkas vid en förändring av denna parameter från 700 till 350.



Figur D5. Simulering av TOC med olika värden på SMD_{max} (tröskelvärde) som är den maximala fuktigheten på torrmarken. SMD_{max} lika med 700 (gröna linjen) och 350 (blåa linjen, "simulated" vid ändring av parametervärde).