

Kvantifiering av föroreningstillskott från
dagvatten inom skyddsområdet för Göta Älv
- en simuleringsstudie med modellen SEWSYS

Quantification of Stormwater Pollutant Contribution
within the Protection Area of River Göta Älv
- a simulation Study with the Model SEWSYS

Mikaela Eliasson

Referat

Kvantifiering av föroreningstillskott från dagvatten inom skyddsområdet för Göta Älv – en simuleringsstudie med modellen SEWSYS

Mikaela Eliasson

Göta Älv sträcker sig från Väneren ner till Göteborg och är Göteborgs huvudsakliga råvattentäkt som försörjer ca 700 000 personer med vatten dagligen. För att säkra råvattenkvaliteten görs kontinuerliga provtagningar utmed älven. Dessutom beslutade Länsstyrelsen 1998 om ett skyddsområde med skyddsföreskrifter för avrinningsområdet mellan Surte i norr till vattenintaget vid Lärjeholm i söder. Ett mål med skyddsområdet är att det ska öka medvetenheten hos boende och de som är verksamma inom området om behovet att värna om vårt vatten. Dock leds det på flera ställen ut orenat dagvatten till älven inom skyddsområdet.

Examensarbetet är ett uppdrag av Göteborgs Va-verk där två områden med orenade dagvattenutsläpp till Göta Älv studeras, Tagene industriområde samt Kärra bostadsområde. Dessa områden har karterats och dagvattenflödet samt föroreningsbelastningen från dagvattnet har simulerats med modellen SEWSYS. Målet på lång sikt är att modellen ska kunna användas för att simulera föroreningsbelastningen vid olika regn för hela skyddsområdet.

Modellen SEWSYS (Sewer System) är uppbyggd i MATLAB/Simulink och bygger på tre moduler, en dagvattenmodul, en spillvattenmodul och en reningsverksmodul. För detta projekt har endast delen för dagvatten använts. Modellen simulerar dagvattenflödet och behandlar föroreningarna totalfosfor, totalkväve, koppar, zink, bly, kadmium samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH). I ett examensarbete parallellt med detta har provtagning och analyser av föroreningar för de båda områdena ägt rum och dessa värden ligger till grund för inställningen av modellen.

Simuleringar har utförts för att anpassa modellen samt utvärdera dess förmåga att beskriva dagvattenflödet och föroreningsbelastningen inom de aktuella områdena. Simuleringarna visar att avrinningen och dagvattenflödet simuleras bra av modellen. Det har dock visat sig att de gjorda mätningarna inte har varit tillräckliga som underlag för att få en tillförlitlig beskrivning av föroreningsbelastningen och vidare utveckling är nödvändig. Detta gäller särskilt i industriområdet där modellen generellt simulerar för låga föroreningsmängder. För en mer allmän uppfattning av SEWSYS modellen för de två områdena, har även simuleringar på årsbasis utförts och jämförts med schablonhalter för dagvattenföroreningar. Trots att simuleringsvärdena har legat lägre än de uppmätta värdena på föroreningsmängderna har det gått att visa att industriområdet bidrar till högre föroreningsbelastning än bostadsområdet på recipienten Göta Älv.

Nyckelord: SEWSYS, dagvattenmodell, MATLAB/Simulink, föroreningsbelastning, råvattentäkt, Göta Älv

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, Box 337, 751 05 Uppsala
ISSN 1401-5765

Abstract

Quantification of Stormwater Pollutant Contribution within the Protection Area of River Göta Älv – a Simulation Study with the Model SEWSYS

Mikaela Eliasson

The river Göta Älv reaches between Vänern and Gothenburg and is the main raw water source for Gothenburg that supplies about 700 000 people with water. To protect and maintain a high water quality, continuous samples and water analyses are made throughout the river. In 1998 a protection area was founded between Surte and Lärjeholm where the raw water intake is. This was made to increase the awareness of the importance to protect the water. However, there is a lot of contribution of untreated stormwater to Göta Älv within the protection area.

Göteborg Water and Sewage Works commissioned this thesis where two areas, Tagene industrial area and Kärra residential area, with untreated stormwater outlets within the protection area are studied. The areas have been divided according to surface composition with different rates of pollutant contribution. Then the stormwater flow and the contribution of pollutants was simulated with the model SEWSYS. The future aim is that the model will be able to simulate the contribution of pollutants for a variety of rains, for the whole protection area.

SEWSYS (Sewer System) is built in MATLAB/Simulink and consists of three modules, a stormwater module, a sanitary wastewater module and a treatment plant module. This project only includes the stormwater module. The model simulates the stormwater flow and the pollutants total phosphorous, total nitrogen, copper, zinc, lead, cadmium and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). Samples and analysis for the two areas has been carried out for another thesis work during the same period. The results from those analyses have been used for the model settings for the areas.

Simulations have been performed to adjust the model and evaluate its ability to describe the stormwater flow and the pollutant contribution within the areas. The amount of stormwater and the runoff are well simulated by the model. However, the measured and analysed data has not been enough to get reliable simulations over the pollutant contribution. Further development of the model is necessary. Generally the model simulates lower values compared to measured values, especially in the industrial area. For a more general understanding over how SEWSYS works for the two areas, simulations were carried out on a yearly basis. Those simulations have been compared with general data for stormwater pollutants. Even though the results from the simulations have shown lower values than the measured values, the model shows clearly that the contribution of pollutants from the industrial site is greater than the contribution from the residential site.

Keywords: SEWSYS, stormwater model, MATLAB/Simulink, pollutant contribution, raw water, Göta Älv

Department of Information Technology, Box 337, SE - 751 05 Uppsala, Sweden
ISSN 1401-5765

Förord

Detta arbete är ett examensarbete på 20 poäng inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Uppdragsgivare är Göteborgs VA-verk där Fredrik Bergh har varit handledare. Ämnesgranskare har Bengt Carlsson, professor i reglerteknik, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, varit och Allan Rodhe, professor i hydrologi har examinerat arbetet.

Jag vill tacka min handledare Fredrik Bergh för värdefull hjälp och handledning under mitt examensarbete, samt Anna Johansson och Mats Engvall på Göteborgs Va-verk för stöd och hjälp. Tack även till min ämnesgranskare Bengt Carlsson och min examinator Allan Rodhe för tips och hjälp med rapporten.

Vidare vill jag särskilt tacka Thomas Pettersson och Stefan Ahlman vid institutionen för Vatten Miljö Transport på Chalmers tekniska högskola, för ett enormt stöd, goda råd och för att ni alltid tagit er tid för att hjälpa mig. Tack Stefan även för tillhandahållandet av modellen under pågående examensarbete. Tack också till Ekwe Awasume som bidragit med provtagningsresultaten.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1. BAKGRUND	1
1.2. SYFTE OCH MÅL	2
2. DAGVATTEN	2
2.1. KÄLLOR TILL FÖRORENINGAR I DAGVATTEN	3
3. MODELLER OCH MODELLERING	4
3.1. MODELLERING AV DAGVATTEN	5
3.2. SEWSYS	5
3.2.1. SEWSYS uppbyggnad	7
3.2.2. Indata till SEWSYS	8
3.2.3. Kalibrering och inställning	9
3.2.3.1. Anpassning av hydrografer och dagvattenvolymer	11
3.2.3.2. Kalibrering och simulering av föroreningarna	11
4. OMRÅDESAKTA	11
4.1. TAGENE INDUSTRIOMRÅDE	13
4.1.1. Trafikbelastning	14
4.2. KÄRRA BOSTADSOMRÅDE	15
4.2.1. Trafikbelastning	17
5. PROVTAGNING	18
6. RESULTAT	20
6.1. HYDROGRAFER OCH DAGVATTENVOLYMER	20
6.1.1. Tagene industriområde	21
6.1.2. Kärra bostadsområde	23
6.2. FÖRORENINGBELASTNINGENS KÄNSLIGHET FÖR MODELLPARAMETRARNA	27
6.2.1. Föregående torrperiodens längd.....	27
6.2.2. Trafikbelastningen	29
6.2.3. Övriga kalibreringsparametrar	29
6.3. INSTÄLLNINGAR OCH SIMULERINGAR AV FÖRORENINGSBELASTNINGEN	30
6.3.1. Tagene industriområde	30
6.3.2. Kärra bostadsområde	33
6.4. GENERELL SIMULERING PÅ ÅRSBASIS	35
6.4.1. Tagene industriområde	36
6.4.2. Kärra bostadsområde	37
6.5. JÄMFÖRELSE AV FÖRORENINGSBELASTNINGEN MELLAN OMRÅDENA.	38
7. DISKUSSION	39
7.1. TAGENE INDUSTRIOMRÅDE.....	40
7.2. KÄRRA BOSTADSOMRÅDE	41
7.3. SLUTSATSER.....	41
8. REFERENSER	43

1. INLEDNING

1.1. BAKGRUND

Göta Älv är Göteborgs huvudsakliga vattentäkt och har varit det i över 100 år. Samtidigt är älven en mycket viktig farled, både för fritidsbåtar och för yrkestransporter och används dessutom som kraftkälla och recipient. Göta Älv är Sveriges vattenrikaste älv och sträcker sig från Vänern ner till mynningen ut i havet vid Göteborg. Den är 93 km lång och har en medelvattenföring på 550 m³/s. Det tar tre dygn för vattnet att transporteras från utloppet ur Vänern till mynningen i Göteborg (Göteborgs Stad, Miljörapport, 2003). Älven är råvattentäkten som ska försörja ca 700 000 personer med vatten. Vattnet pumpas upp vid Lärjeholm och förs till Alelyckan vattenverk eller via Delsjöarna till Lackarebäcksverket. Vattenkvaliteten är stabil när vattnet lämnar Vänern men nedströms kan förändringar förekomma både snabbt och kraftigt, då det kan finnas förorenad mark och sediment längs med älven (Göta Älvs Vattenvårdsförbund, 2002). För att säkra råvattenkvaliteten gör Göta Älvs vattenvårdsförbund kontinuerliga provtagningar och mätningar utmed älven (Göteborgs Stad, Miljörapport, 2003). Mätningar som har gjorts under åren 1999-2001 visar att föroreningshalterna vid Vargön uppströms Göta Älv generellt är lägre än halterna som är uppmätta vid Alelyckan (Miljögifter i och kring Göta Älv, 2003).

Länsstyrelsen beslutade 1998 om ett skyddsområde samt skyddsföreskrifter för Göta Älv. Ett mål med skyddsområdet är att det ska öka medvetenheten hos boende och de som är verksamma inom området om behovet att värna om vårt vatten. Skyddsområdet sträcker sig från Surte i norr till råvattenintaget vid Lärjeholm i söder, se figur 1. Rinntiden genom detta område är tre timmar vid högvattenföring. Tack vare kontrollerna som sker utmed älven stängs vattenintaget vid Lärjeholm vid misstanke om störning eller försämring på vattenkvaliteten uppströms intaget. Råvatten tas då istället från Delsjöarna, Rådasjön och Lärjeån som är reservvattentäkter (Göteborgs Stad, Miljörapport, 2003).



Figur 1. Skyddsområde för Göta Älv.

De skyddsföreskrifter som finns för skyddsområdet gäller främst allmän aktsamhet, det vill säga att förorening av Göta Älv ska undvikas. Skulle det inträffa något som kan innebära en risk för att vattentäkten förorenas, så är fastighetsägaren eller fastighetsnyttjaren skyldig att anmäla detta. Vidare behandlar föreskrifterna hälso- och miljöfarliga ämnen, särskild tillståndsplikt för vissa miljöfarliga verksamheter, industriell verksamhet, djurhållning, jord- och skogsbruk, avloppsvattenhantering, avfallshantering, samt hur vägar och transporter ska skötas, både på land och på vatten (Västra Götalands läns, 1998). Det är viktigt att alla utsläpp rapporteras inom området även om de inte är i direkt anslutning till älven, eftersom föroreningar kan sköljas av markytor och transporteras med dagvattnet ut till recipienten.

Dagvatten är regn- och smältvatten som rinner av hårdgjorda ytor, så som vägar, parkeringsplatser och tak. Sammansättningen av dagvattnet beror på den typ av yta som vattnet passerar, samt hur lång tid som har gått sedan föregående regn (Göteborgs Va-verk, 2001). Eftersom regndroppar har en eroderande effekt och vatten är ett bra lösningsmedel för olika ämnen och föroreningar, tas dessa upp av dagvattnet som transporterar dem från urbana områden till recipienten. Dagvattnets förmåga att föra med sig partiklar och annat material beror på topografi, avrinningsintensitet, flödet och ytans karaktär som vattnet passerar (Pettersson, 1999). Under naturliga förhållanden renas regn- och smältvatten till stor del när det rinner genom marken innan det når grundvattnet, till skillnad från urbana områden med mycket hårda ytor och tak där vattnet snabbt rinner av ytan utan att infiltreras. Istället för att renas i marken förorenas det med tungmetaller och andra ämnen som leds bort i avloppssystemet (Stockholms miljöport, 2004).

1.2. SYFTE OCH MÅL

Uppströms råvattenintaget vid Lärjeholm leds det på flera ställen ut orenat dagvatten i Göta Älv inom skyddsområdet. I denna studie undersöks två sådana områden, ett industriområde och ett bostadsområde. Syftet är att anpassa en modell till de båda områdena samt att utvärdera modellens giltighet, svagheter och styrkor. Modellen används sedan för att simulera föroreningsbelastningen som de båda områdenas dagvatten bidrar till. På lång sikt är målet att modellen ska kunna användas för att kvantifiera föroreningstillskottet från dagvatten på hela skyddsområdet för Göta Älv.

Modellen jämförs och kalibreras mot uppmätta värden, för att se hur den fungerar som simuleringsverktyg inom dessa områden. För att få en generell uppfattning om huruvida de två områdena ligger inom modellens giltighetsområde testas modellen även på årsbasis mot schablonvärden. Som ett sista steg jämförs påverkan från de olika typerna av område. De föroreningar som modelleras i denna studie är totalkväve, totalfosfor, koppar, zink, bly, kadmium samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

2. DAGVATTEN

De främsta källorna till att dagvattnet förorenas är trafik, förbränning samt fria metallytor, till exempel takytor (Göteborgs Va-verk, 2001). För att kunna minska föroreningarna gäller det att lokalisera källorna till utsläppen och åtgärda dem. Dagvatten från hårt trafikerade vägar ger i allmänhet de högsta

föroreningskoncentrationerna (Larm, 1994). Trafiken är dock en källa som är svår att påverka. De vanligaste föroreningarna i dagvattnet är tungmetaller, näringsämnen, oljor och toxiska kolväten (Göteborgs Va-verk, 2001).

Dagvattnets sammansättning har förändrats under de senare åren och står idag för en ökad andel av de föroreningar som tillförs vattendrag, både metaller och näringsämnen. En anledning till detta är att rening av spillvatten har förbättrats och renare vatten släpps ut från reningsverken (Göteborgs Va-verk, 2001). I Göteborgs centrala delar förekommer främst kombinerade system för spill- och dagvatten, medan det är vanligast med duplikata system i omkringliggande områden (Göteborgs Va-verk, 2001). Ett kombinerat system leder både spill- och dagvatten till reningsverket, medan duplikata system ofta släpper ut dagvatten orenat i recipienterna. Idag är duplikata system vanligast för att undvika risken för överbelastning och direktutsläpp från reningsverk (Larm, 1994). Skulle allt dagvatten kombineras med spillvattnet skulle dessutom reningsverket få ett slam som innehåller för stora mängder tungmetaller och slammets skulle därmed bli oanvändbart. Utsläppen av dagvatten kan dock leda till vissa miljökonsekvenser. Föroreningarna leds ut till närmsta vattendrag där de lagras i sedimenten, bryts ner eller transporteras vidare. Då duplikatsystemen började införas i Sverige på 1950-talet var inte dagvattnet så förorenat som idag och kunde släppas ut orenat i recipienter. Traditionell dagvattenhantering i duplikata system är alltså inte anpassad för hårt trafikerade vägar och korrosiva stadsmiljöer (Svensson, 2003).

Vattenkvaliteten i våra vattendrag uppmärksammas mer och mer, vilket har lett till ett ökat intresse av lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD), som exempelvis våtmarker och dammar (Larm, 1994). Ska dagvatten tas hand om lokalt måste det göras utan risk för människors hälsa, utan störning på miljön i både vatten och mark samtidigt som risker för skador på byggnader och anläggningar måste minimeras. Varje område måste bedömas utifrån föroreningars karaktär och mängd, samt om området är lämpat för ett lokalt omhändertagande. I vissa fall kan den bästa lösningen vara att föra vattnet till reningsverket om inte det innebär en försämrad kvalitet på avloppsslammet eller överbelastning av systemet. Ytterligare ett alternativ skulle vara att leda dagvattnet till en tåligare recipient. Starkt förorenat dagvatten bör alltid renas lokalt (Göteborgs Va-verk, 2001).

Karaktären på regnet som faller över en yta har också en stor betydelse för hur avrinningen och föroreningsbelastningen blir vid olika tillfällen. Förutom intensiteten och varaktigheten av regnet så spelar även längden av den föregående torrperioden en viktig roll (Pettersson, 1999). Efter en torrperiod brukar man kunna tala om en så kallad "first flush", vilket innebär att de första millimetrarna regn som faller och rinner av en yta innehåller en ökad halt föroreningar. Anledningen till detta är att föroreningarna deponeras och ackumuleras under torra perioder och spolas sedan av vid regntillfälle. En längre torrperiod innebär därför i allmänhet högre föroreningshalt vid första avrinningen än en kortare torrperiod (Villarreal, 2003).

2.1. KÄLLOR TILL FÖRORENINGAR I DAGVATTEN

Det är viktigt att lokalisera källorna så att föroreningarna kan begränsas redan där. Eftersom direkta utsläpp från framför allt industrier har uppmärksamats och minskats har de diffusa källornas betydelse ökat. Exempel på diffusa utsläpp är

luftföroreningar, trafik och korrosion av byggnadsmaterial. Dessa utsläpp är svårare att kontrollera än direkta punktutsläpp (Stockholms miljöport, 2004).

I södra Sverige kommer luftburna föroreningar till stor del ifrån andra länder, men även de lokala utsläppen har stor betydelse, särskilt i större städer. Till exempel har Göteborgs stad omkring fem gånger högre kvävedioxidhalter jämfört med landsbygden (Göteborgs Stad, Göteborg och Miljön, 2004). Dock har luften i Göteborg förbättrats påtagligt under de senaste 30 åren. Detta beror av många olika faktorer. Införandet av blyfri bensin i Sverige 1995 har lett till att blyhalten i luften har minskat avsevärt. Även svavelutsläppen har minskat de senare åren. Detta har lett till lägre halter av svaveldioxider i nederbörden vilket i sin tur har resulterat i minskad korrosion av metaller (Stockholms miljöport, 2004). De minskade halterna av svaveldioxid beror bland annat på renare utsläpp från industrier och att svavelhalten i eldningsolja samt dieselolja för fordon har sänkts (Göteborgs Stad, Göteborg och Miljön, 2004).

Trafiken är den största källan till föroreningarna i dagvattnet. Föroreningshalten påverkas av bilavgaser, smörjmedel, korrosion av fordon, slitage av däck, slitage av vägar och halkbekämpning. Svårnedbrytbara giftiga organiska föreningar som polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bildas då det inte sker en fullständig förbränning av bensin eller dieselolja. Metaller såsom koppar från bromsbelägg, zink från däck och galvaniserade detaljer samt kadmium från däck, leder även de till föroreningar i dagvattnet. Däremot har utsläppen av kväveoxider minskat tack vare användning av katalysatorer, trots att biltrafiken har ökat (Stockholms miljöport, 2004).

Metallytor som exponeras utomhus utsätts för korrosion, vilket resulterar i att metaller hamnar i dagvattnet. De metaller som främst används utomhus är koppar och zink. Dessa hör till tungmetaller och kan inte brytas ned i naturen. Korrosionshastigheten varierar med ytans ålder, då det korroderar mest när materialet är nytt, samt graden av exponering för regn. Kadmium finns som en förorening i zinkmalm, varför förzinkade ytor dessutom innehåller kadmium, som är en av de giftigaste tungmetallerna. Dessa ytor bidrar därför även till kadmium i dagvattnet (Stockholms miljöport, 2004).

Utsläpp kan även orsakas av olyckor. I ett industriområde finns det risk att olja och kemikalier kan hamna i dagvattnet. Detta kan bero både på olyckor eller ovarsam hantering av vissa ämnen (Stockholms miljöport, 2004).

3. MODELLER OCH MODELLERING

Modeller används för att avbilda verkliga system och för att skapa en uppfattning om hur systemen fungerar. Vissa saker går inte att prova i verkligheten av olika anledningar. Det kan bli för dyrt, det kan innebära en risk som kan få hälso- och miljöfarliga effekter eller så vill man prova något nytt, ett system som inte ännu finns. Naturen fungerar i de flesta fall efter matematiska samband och lagar, varför det är lämpligt att använda matematisk modellering (Ljung & Glad, 1991). Man ska alltid komma ihåg att en modell är en förenkling av verkligheten och resultaten är beroende av noggrannheten och kvaliteten av de indata som används.

För att en modell ska vara tillförlitlig krävs det att den valideras, det vill säga att den jämförs med verkliga oberoende data för systemet som inte använts vid kalibrering av modellen. Dessutom krävs ett väldefinierat giltighetsområde. Alla modeller har begränsningar och utanför giltighetsområdet är det inte säkert att modellen alls fungerar för att beskriva verkligheten. Modeller är inte till för att ersätta experiment och observationer, men är mycket användbara som komplement (Ljung & Glad, 1991).

3.1. MODELLERING AV DAGVATTEN

För att kunna få tillförlitliga resultat över föroreningarna från en dagvattenmodell krävs noggranna tidsserier med regndata där även information över de torra perioderna mellan regntillfällena har tagits hänsyn till (Pettersson, 1999). Det är komplicerat att göra mätningar av dagvatten. Dels på grund av stora variationer av flödena, dels på att föroreningshalten kan variera både över året och även under ett regntillfälle. Det kan dessutom skilja mellan olika områden (Stockholms miljöport, 2004).

För att göra beräkningar av föroreningstransporter görs grova indelningar av områden i olika klasser om till exempel industriområde, trafik, villaområde eller odlad mark och naturmark. Schablonvärden, som är generella riktvärden framtagna utifrån en rad mätningar och analyser av föroreningsutsläpp från respektive klass, används sedan i beräkningarna (Stockholms miljöport, 2004). Bilaga 2 visar schablonhalter indelade i median, minimum samt maximumvärden för olika föroreningar och markanvändning.

3.2. SEWSYS

Modellen SEWSYS (Sewer System) är utvecklad av Stefan Ahlman i ett examensarbete utfört vid Institutionen för Vatten Miljö Transport, vid Chalmers tekniska högskola (Ahlman, 2000) och sedan vidareutvecklad i doktorandprojekt (Ahlman & Svensson, 2002). Modellen består av tre moduler, en dagvatten-, en spillvatten- och en reningsverksmodul. Den är uppbyggd i MATLAB/Simulink och bygger på en dagvattenmodell utförd av Cecilia Engvall i ett examensarbete för Uppsala Tekniska Högskola (Engvall, 1999), samt en reningsverksmodell, ORWARE, utvecklad vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

SEWSYS är uppbyggd på ett sätt som gör det möjligt att simulera enligt fyra alternativ:

- spillvatten och dagvatten i kombinerat system
- spillvatten och dagvatten i duplikatsystem
- bara spillvatten
- bara dagvatten

Då denna studie endast berör dagvattnets påverkan på recipienten, kommer endast den delen av modellen att beskrivas närmare. De föroreningar som modellen behandlar är totalkväve, totalfosfor, koppar, zink, bly, kadmium samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

SEWSYS dagvattenmodell beräknar föroreningsbelastningen som ett regn bidrar till utifrån hårdgjorda ytor inom ett begränsat avrinningsområde. Ytor som är

infiltrerbara, såsom parkytor och åkermarker, tas inte med utan där antas regnvattnet infiltrera till 100 %. De hårdgjorda ytorna delas upp i tre kategorier om vägar, tak och övrig yta. Takytorna specificeras dessutom genom att man anger andel koppar respektive zinktack av den totala takytan inom området. Andra viktiga indata ges av tidsserier av regndata, årsnederbörd, trafikbelastning för området samt andelen tung trafik.

Generellt kommer den största mängden kväve som återfinns i dagvatten från parkytor och läckage från gödslade åkermarker (Göteborgs Va-verk, 2001). SEWSYS innefattar inte dessa ytor och källan till kväve är därför endast från våt- och torrdeposition (Ahlman & Svensson, 2002). Källor till kvävet i luften är bland annat utsläpp från trafik, industri och uppvärmning, men även denitrifikation från haven till atmosfären. Gödslade åkermarker bidrar även till fosforläckage då det handelsgödsel som används innehåller fosfor (Göteborgs Va-verk, 2001). På samma sätt som tidigare ligger detta utanför modellens arbetsområde och källorna till fosfor som tas hänsyn till är vägar i form av avgaser samt våt- och torrdeposition. För både kväve och fosfor är påverkan av fågelspillning inkluderad i faktorn för torrdeposition.

Metallerna belastar miljön direkt från industrier, reningsverk och avfallsdeponier, samt indirekt från mer diffusa källor som trafik, korrosion, färger och långväga lufttransporter. De ytor som främst är utsatta för korrosion är tak och övriga detaljer av koppar och zink. Förszinkade ytor innehåller även kadmium. Ytterligare källor till zinkförorening är mässingfärger, kemiska produkter, personbilar och däck. Koppar kommer främst från byggnader och fordon, i form av slitage av bromsbelägg. Av de metaller som bidrar till förorening via lufttransporter, kommer i snitt 70 % för samtliga metaller från andra länder. För bly, kadmium och zink är denna siffra ännu högre, medan depositionen av till exempel koppar mer beror av inhemska källor. Kadmium kommer främst från koleldningen i Europa medan bly nästan helt kommer från trafiken. Dock har blyhalten minskat betydligt de senare åren med införandet av blyfri bensin (Göteborgs Va-verk, 2001). SEWSYS beräknar metallföroreningen från korrosion av koppar och zinktack, från våt- och torrdeposition, samt från vägar där olika källor betraktas såsom däck, bromsar, avgaser, vägmateriell och oljeutsläpp. De sistnämnda styrs av trafikbelastningen inom området. Vid slitage av däck och vägmateriell skiljer modellen på vanliga bilar och tung trafik. Den tunga trafiken bidrar till en föroreningsbelastning som är 4,5 gånger större (Ahlman & Svensson, 2002).

PAH härstammar från förbränning av bensin och diesel samt från förslitning av asfaltsytor och däck (Göteborgs Va-verk, 2001). Modellen beräknar tillförsel av PAH från våtdeposition samt från vägar, utifrån påverkan av däck och vägmateriell. Även här bidrar tung trafik till en föroreningsbelastning som är 4,5 gånger större än för vanliga bilar (Ahlman & Svensson, 2002). Modellens utgångsvärden för alla föroreningar redovisas i tabell 1. Värdena i tabellen är förvalsvärden som i vissa fall kan variera mellan platser och områden. Det är inga fixa värden utan kan ifrågasättas och kalibreras.

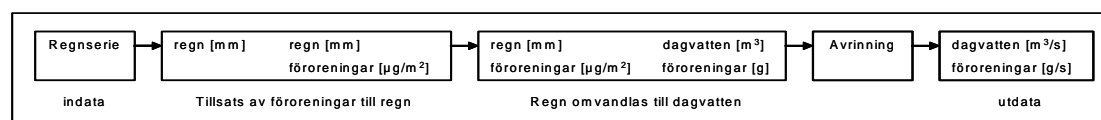
Tabell 1. Förvalsvärden över föroreningspåverkan som SEWSYS tar hänsyn till (Ahlman, 2000; Engvall, 1999). Värdena kan behöva justeras för att områdesanpassa modellen.

Tak		Alla ytor		
	Zink- korrosion g/(m ² ·år)	Koppar- korrosion g/(m ² ·år)	Våt- deposition µg/(m ² ·år)	Torr- deposition µg/(m ² ·år)
P			P 7500	60000
N			N 1000000	66667
Cu		3	Cu 1500	2500
Zn	6		Zn 8000	7000
Pb	1,5·10 ⁻³		Pb 1500	8500
Cd	9·10 ⁻⁵		Cd 150	150
PAH			PAH 100	

Vägar					
	Däck ppm	vägmateri- al ppm	avgaser µg/km	bromsar µg/km	oljeutsläpp µg/km
P			1000		0
N					
Cu	250	28		2000	0,039
Zn	15000	63		900	13,78
Pb		18			0,117
Cd	5	0,16			1,3(10 ⁻³)
PAH	60	5			

3.2.1. SEWSYS uppbyggnad

Figur 2 beskriver översiktligt modellens uppbyggnad och bilaga 3 visar även submodellerna.



Figur 2. Översiktlig bild över dagvattenmodellen i SEWSYS.

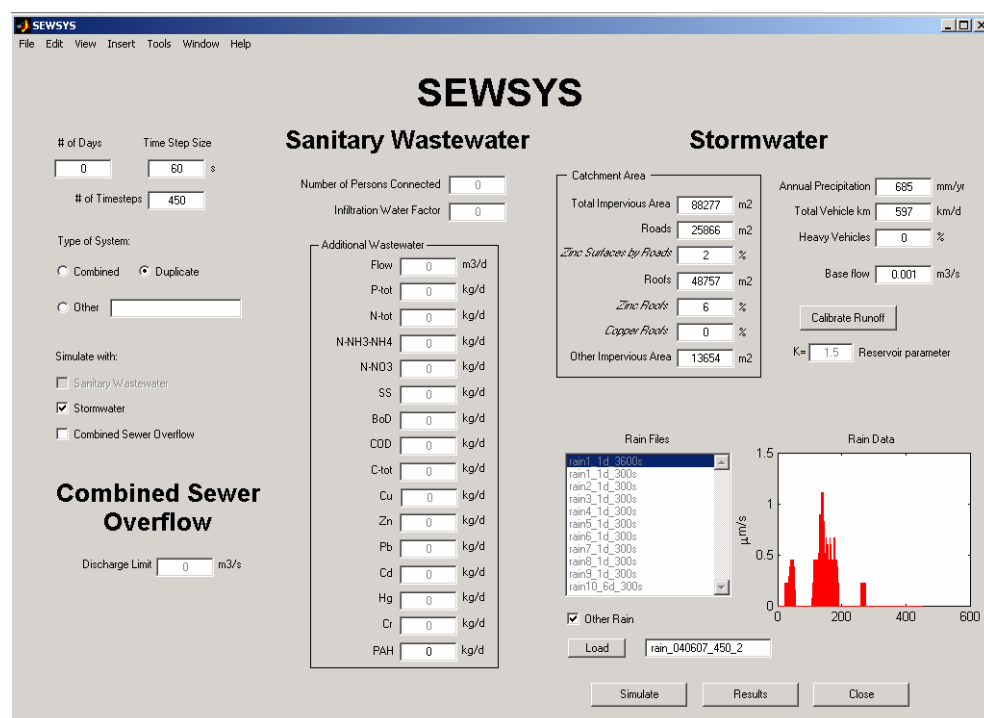
Den nederbördsdata som används som indata i modellen är endast i form av regn. Nederbörd i form av snö ligger utanför modellens arbetsområde. Regndata läggs in med intensiteten uttryckt i (m/s för varje tidssteg, vilket i modellen sedan räknas om till mm/tidssteg. I början av simuleringen samt efter regnuppehåll under en längre simuleringstid beräknar modellen en viss initial förlust, det vill säga hur mycket regn som måste falla innan någon avrinning sker med avseende på avdunstning och håligheter i marken. Denna faktor kan variera mellan områden men även mellan olika regn då ett regn med låg intensitet och kort varaktighet inte leder till samma avrinning som ett regn med hög intensitet och lång varaktighet. Att allt regn inte avrinner som dagvatten regleras med en avrinningskoefficient, i modellen kallad reduktionsfaktor. Ett högt värde på reduktionsfaktorn, nära ett, betyder att det mesta regnet bidrar till dagvattenflödet. Dock reducerar den faktorn alla hårdgjorda ytor lika mycket, vilket inte alltid är optimalt då till exempel dagvatten från vägar ofta leds bort säkrare till ledningssystemet än dagvatten från cykelbanor. När all reduktion har skett av det inkommande regnet adderas det första föroreningsstillskottet i form av våtdeposition.

I nästa steg beräknas de föroreningar som inte kommer direkt i regnet utan adderas när dagvattnet sköljer av de olika ytorna och tar föroreningarna med sig. Taken bidrar till korrosion, främst av koppar och zink. Vägarna bidrar till föroreningar både från bilar och vägmateriäl. Under torrperioder ackumuleras föroreningar både i form av torrdeposition och tillskott från vägar och trafiken som dagvattnet sedan för med sig vid första regntillfället. Torrperioden som var innan simuleringen börjar ställs in som ett initialvärde och sedan tar modellen själv hänsyn till torrperioder mellan regntillfällena under en längre simuleringstid.

Ytvavrinningen modelleras med en icke-linjär reservoarmodell. Indata i avrinningsmodellen är det flöde som nederbörden vid varje tidssteg multiplicerad med den totala hårdgjorda ytan skapar. Utifrån förändringen i magasinets vattennivå beräknas sedan utflödet.

3.2.2. Indata till SEWSYS

För att simulera med SEWSYS behövs områdesbeskrivande indata såsom areor av hårdgjorda ytor, årsnederbörd och trafikbelastning. Dessa värden matas in i modellens huvudfönster som visas i figur 3.



Figur 3. SEWSYS huvudfönster.

Även nederbördsdata behövs som indata till modellen. Ingen mätning av nederbörden har gjorts exakt vid provplatsen utan alternativa data har använts. Regndata har i huvudsak erhållits från Va-verkets regnmätare vid Barlastplatsen i Göteborg och har kompletterats med regndata från miljöförvaltningen i Göteborg och förvaltningens mätare vid Skansen Lejonet. Regnmätaren vid Barlastplatsen ligger ungefär 10 km från provplatserna. För att passa in i modellformatet gjordes omräkningen av all regndata till $\mu\text{m/s}$. Värden från Barlastplatsen är tillgängliga i form av mm/minut medan använda data från Skansen Lejonet är värden registrerade i mm var femtonde

minut. För att få jämnare indata till modellen beräknades minutdata om till medelvärden för omkringliggande 15 minuter. Detta gjordes för varje regntillfälle och MATLAB-filer skapades.

För generella körningar på årsbasis med modellen används regndata från en mätning gjord i Lundby år 1926. Den mätningen anses motsvara ett normalår för nederbörden i Göteborg. Detta regn har en upplösning på 15 minuter och en årsnederbörd 685 mm.

3.2.3. Kalibrering och inställning

Ett områdes koncentrationstid är den tid det tar för hela avrinningsområdet att bidra till flödet. Koncentrationstiden beror på områdets storlek, lutning och form, men även på intensiteten av nederbörden. Att bestämma ett områdes koncentrationstid kan vara svårt, men det är möjligt att få en uppskattning enligt följande samband som beräknar koncentrationstiden utifrån områdets egenskaper (Svenskt Vatten, 2004):

$$t_c = 0,043 \cdot \frac{L_{h80}^{0.71}}{i^{0.32} \cdot S_h^{0.35} \cdot A_{del}^{0.05}} \quad (1)$$

där

t_c = koncentrationstiden [min]

L = huvudledningens längd fram till längst uppströms liggande rännstensbrunn plus 80 m [m]

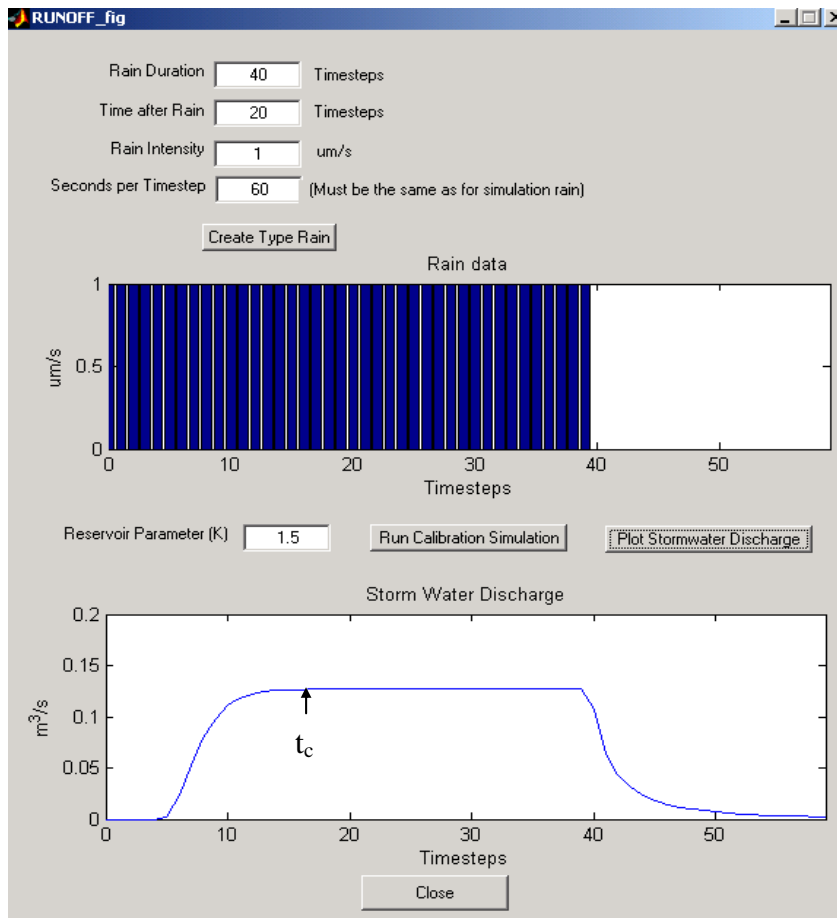
i = regnintensitet [l/s·ha]

S_h = medellutning

A_{del} = deltagande avrinningsyta [ha]

Före simulering i SEWSYS måste avrinningsområdets ungefärliga koncentrationstid ställas in. Detta görs genom att avrinningsmodellen kalibreras mot medelintensiteten av uppmätta regndata, med hjälp av den så kallade magasinskonstanten, K . K bidrar till en dämpning och fördröjning av avrinningen som tar hänsyn till både ytavrinning och ledningstransport.

Ett enhetsregn skapas för inställd intensitet samt det antal sekunder per tidssteg som ska användas i simuleringen. Därefter skrivs ett värde på K in i SEWSYS och kalibreringssimuleringen kan köras. Resultatet av kalibreringssimuleringen är en avrinningshydrograf, denna visas i figur 4. Hydrograf kallas ett diagram som visar hur vattenföringen ändras över tiden. Tiden för uppbyggnaden av flödet till maxflöde som hydrografen visar ska då stämma överens med avrinningsområdets koncentrationstid som beräknats med formel 1.



Figur 4. Kalibreringsfönstret för magasinskonstanten, K. Koncentrationstiden är markerad som t_c i figuren.

För att anpassa modellen till ett specifikt område är det flera andra parametrar som kan behöva kalibreras för att få en noggrann modell. De som kommer att utvärderas och justeras för den här studien presenteras och beskrivs i tabell 2. Viss justering av parametrarna i tabell 1 görs också.

Tabell 2. Beskrivning av de parametrar som kommer att utvärderas och justeras för en anpassning av SEWSYS till de två studerade områdena.

Parameter	Förvals- värde	Beskrivning
Magasinskonstant (K)		Dämpar och fördröjer avrinningen i modellen, både med avseende på ytavrinningen och ledningstransporten.
Initial förlust	0,3 mm	Reglerar hur mycket regn som måste falla innan någon avrinning sker med avseende på avdunstning och håligheter i marken.
Reduktionsfaktorn	0,8	Avrinningskoefficient som reglerar det faktum att allt regn inte blir till dagvatten, då en viss del infiltreras i marken eller avdunstar och därmed aldrig når dagvattenledningarna.
Torrperioden		Den torrperiod i dagar som uppmättes före det regntillfälle som ska simuleras, då föroreningar ackumuleras på de olika ytorna för att sedan sköljas bort vid första regnet. Parametern kontrolleras för att se storleken av dess påverkan.
Trafikbelastningen		Hur mycket trafik som passerar området uttryckt i fordons-km/dygn. Denna faktorns påverkan kontrolleras då beräknade värden endast är uppskattade och därmed väldigt osäkra.
Akkumulationskonstant (k_a)	$(0,0002 \cdot \text{tidssteg})/60$	Beskriver hur snabbt föroreningar ackumuleras på de olika ytorna, ett högre värde ger snabbare ackumulering. Konstanten är tidsstegsberoende.
Avrinningskonstant (k_w) fast	$(0,036 \cdot \text{tidssteg})/60$ 0,7	Beskriver avrinningen av föroreningarna, ett högre värde ger en snabbare avrinning. Konstanten är tidsstegsberoende.
		Beskriver andelen föroreningar från vägar som leds ner i dagvattenssystemet, ett högre värde ger större andel.

3.2.3.1. Anpassning av hydrografer och dagvattenvolymer

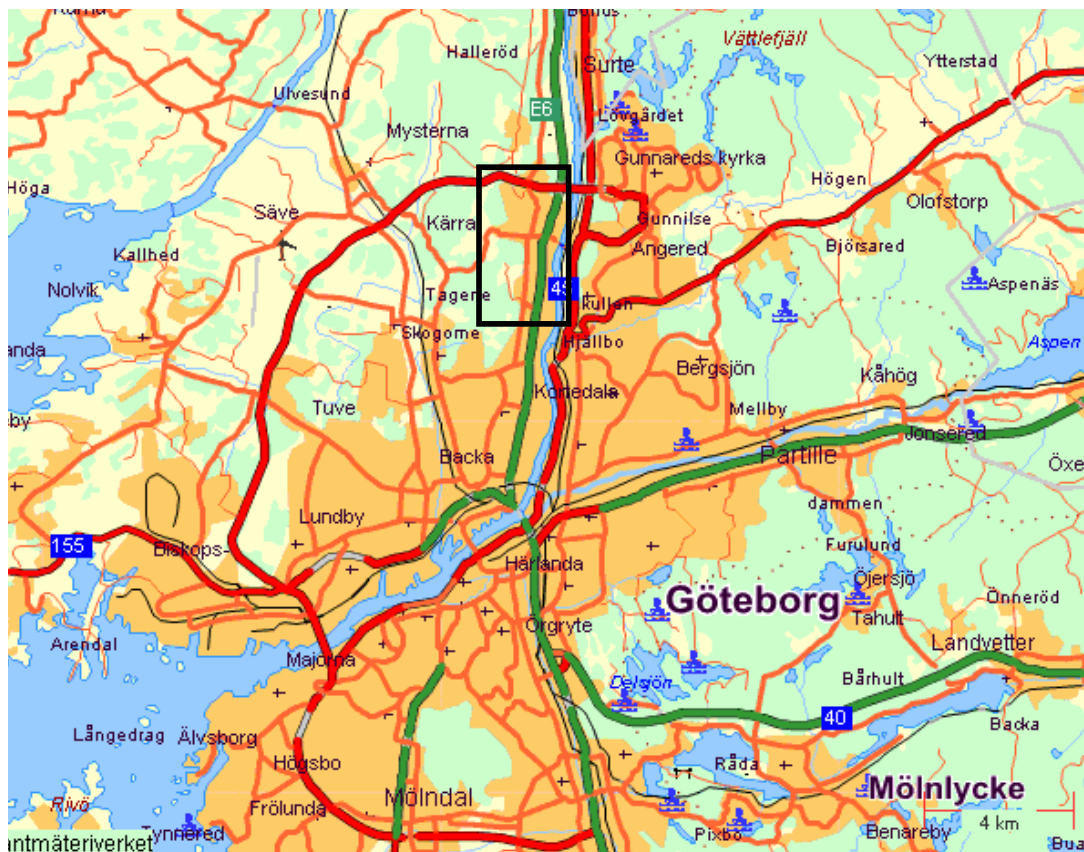
För att kunna få en simulering som motsvarar verkligheten är det första och viktigaste steget att ställa in modellen så att dagvattenflödet simulerat av modellen överensstämmer med det flöde som har uppmätts av flödesmätaren ute på provtagningsplatsen. Detta görs genom jämförelse av den uppmätta och den simulerade hydrografen. Dagvattenvolymer fungerar som slutgiltig målparameter för inställningen. De faktorer som påverkar utseendet på hydrografen är främst den initiala förlusten, reduktionsfaktorn samt magasinskonstanten K. Parametrarna kan naturligtvis variera mellan olika regn men målet är att hitta ett värde som kan anses fungera för området generellt.

3.2.3.2. Kalibrering och simulering av föroreningarna

När inställningen av flödena för de olika provtagningstillfällena är bestämda justeras övriga parametrar från tabell 2 för att simulerade värden ska överensstämma så bra som möjligt med uppmätta värden. Dessutom kontrolleras effekten som parametrarna har på resultatet. Även viss justering av indata från tabell 1 är nödvändig.

4. OMRÅDESAKTA

Tagene industriområde och Kärra bostadsområde ligger inom skyddsområdet för Göta Älv och dessa båda områden släpper ut dagvatten orenat till älven uppströms råvattenintaget. Områdenas läge visas i figur 5.



Figur 5. Göteborg med omnejd. De två studerade områdena ligger inom den markerade zonen.

I en utvärdering som gjordes i en internrapport på Göteborgs Va-verk år 2000, klassades alla dagvattenutlopp som mynnar i Göta Älv uppströms intaget vid Alelyckan (Andgren, 2000). Detta gjordes för att ta fram vilka utlopp som borde prioriteras för åtgärder. Prioriteringen baserades på tre olika kriterier. Först och främst hur koncentrerad föroreningen anses vara vid utloppet, det vill säga hur stor andel av den hårdgjorda ytan inom utloppets avrinningsområde som är väg eller industrimark (klass 1 yta). För det andra togs det hänsyn till avståndet mellan utloppet och intaget, för att få ett mått på påverkan som dagvattnet kan ha på vattenkvaliteten av det vattnet som tas upp vid intaget. Till sist bedömdes olycksrisken inom avrinningsområdet genom att titta på hur stor del av den totala arean av avrinningsområdet som är av typen klass 1. Hänsyn togs även till att E6 och dess trafik korsningar innebär en ökad olycksrisk, samt risken för eventuella nödavländningar från spillvattennätet via dagvattenledningarna (Andgren, 2000).

Utifrån dessa kriterier prioriterades utloppet från Tagene industriområde som ett av de utlopp med störst föroreningpåverkan. Det är dock svårt att anlägga en dagvattendamm som samlar upp vatten från systemet i det här området utan att få återverkningar i ledningarna så långt upp som 400 meter. Detta på grund av att ledningarna ligger förhållandevis djupt och att marken är mycket flack. Det skulle kunna leda till översvämningar i känsliga delar av ledningssystemet (Andgren, 2000).

Många av industrierna i Tagene industriområde kan klassas som någon form av miljöstörande verksamhet. Dessutom finns ett fåtal anmälningspliktiga samt

tillståndspliktiga verksamheter, som anses bidra till större risk att ett utsläpp når Göta Älv genom dagvattnet.

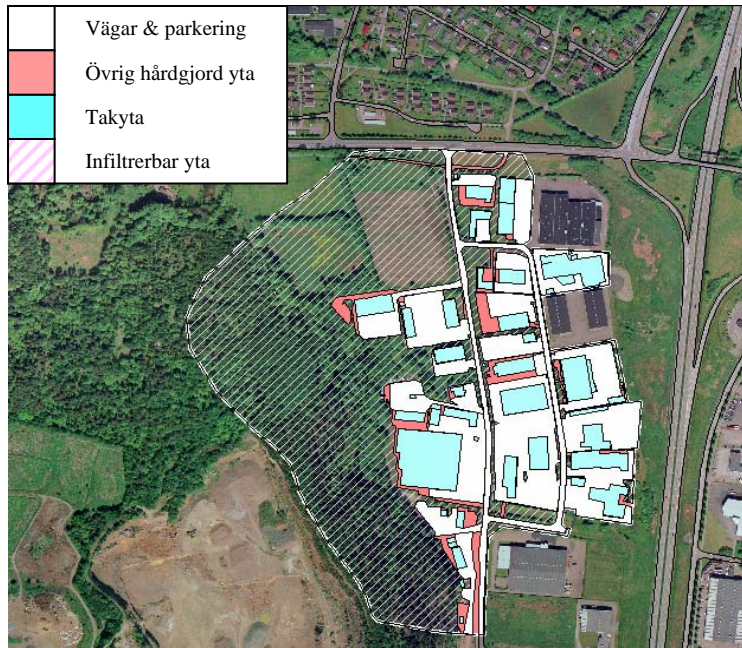
Tagene industriområde valdes att studera då det är ett industriområde med orenat dagvattenutsläpp uppströms råvattenintaget, samt på grund av den tidigare gjorda studien där det klassas som ett område med relativt stor föroreningspåverkan. Bostadsområdet valdes sedan för att en jämförelse mellan två skilda områden med helt olika belastning och markanvändning skulle kunna göras. För att kartera områdenas avrinningsområden och storlek användes avloppsledningskartor, ortofoton och GIS (Geografiska informationssystem). Områdena delades upp i hårdgjord yta samt infiltrerbar yta. Den hårdgjorda ytan delades in i tre grupper; vägar och parkering, tak och övrig hårdgjord yta. Datorprogram som användes för detta var MapInfo Professional 7.0. Takareorna beräknades även utifrån olika takmaterial. Koppertak och zinktak antas bidra till koppar- respektive zinkförorening av dagvattnet.

4.1. TAGENE INDUSTRIOMRÅDE

En första avgränsning av Tagene industriområde gjordes genom att endast utloppet från norra delen av Tagene industriområde skulle ingå. Utloppet mynnar i Göta Älv på den västra stranden ca 1600 meter uppströms vattenintaget vid Lärjeholm. Dagvattenledningen avvattnar förutom industriområdet även en del av E6 (Andgren, 2000). Det studerade området begränsades sedan att gälla endast den del av avrinningsområdet där vattnet i ledningen inte påverkas av influenser av älvvatten, det vill säga i den punkt där det var lämpligt att utföra provtagningen. Då ledningarna ligger förhållandevis lågt i relation till vattennivån i älven fick provtagningen ske omkring 400 meter upp i ledningsnätet. Avrinningsområdet delades upp i olika hårdgjorda ytor samt infiltrerbar yta enligt figur 6 och 7. Storleken på de olika areorna presenteras i tabell 3.



Figur 6. Avrinningsområdet inom Tagene industriområde.



Figur 7. Indelning av den hårdgjorda ytan i Tagene industriområde.

Tabell 3. Areornas storlek inom Tagene industriområde.

Mätområde: Tagene industriområde		Area [m ²]
Takyta		47 304
	Tegel & Papp	80 %
	Plåt	20 %
Vägar & parkering		94 651
Övrig hårdgjord yta		16 801
Total hårdgjord yta		158 756
Infiltrerbar yta		219 972
Totala avrinningsområdet		378 728

Takytorna har delats upp i andel tegel- och papptak samt andel plåttak. Tegel- och papptak är de taktyper som inte medför något extra tillskott av förorening, mer än att det är en hårdgjord yta där torr- och våtdeposition samt avrinning sker. Andelen plåttak är de tak som bidrar till zinkkorrosion. Det fanns inga koppertak inom området. Parkeringsplatser har grupperats ihop med vägar, då även dessa ytor påverkas av biltrafiken. Övriga hårdgjorda ytor är ytor som exempelvis trottoarer och gårdsplaner där ingen trafik förekommer. Några av industriernas gårdsplaner var svåra att uppskatta och dela in i rätt kategori, då användningen av gårdsplanen och dess föroreningspåverkan är osäker.

4.1.1. Trafikbelastning

Trafikbelastningen i området beräknades med hjälp av kartan i GIS och Göteborgs trafikkontors hemsida, där biltrafikflöden inom Göteborg har sammanställts (Trafikkontoret, 2004). GIS användes för att få fram en ungefärlig vägsträcka inom området. Eftersom området är relativt litet och det endast finns två köralternativ, antogs hälften av den passerande trafiken köra rakt igenom området på Tagenevägen, medan den andra hälften antas köra in på Simonsvägen och Trankärrsgatan.

Vägsträckorna för dessa tre vägar lästes av ur kartan och presenteras i tabell 4. Enligt trafikkontorets hemsida passerade det omkring 4200 bilar/dygn under 1999. Eftersom ingen senare undersökning gjorts är det denna siffra som har använts.

Tabell 4. Vägsträckor inom Tagene industriområde.

	Sträcka
	[m]
Tagenevägen	840
Simonsvägen	130
Trankärrsgatan	600

Dessa sträckor ger två delsträckor, rakt på Tagenevägen ger en sträcka på 840 meter och körsträckan via Simonsvägen och Trankärrsgatan ger en sträcka på 1110 meter. I den senare sträckan är det även inräknat den bit på Tagenevägen som man måste färdas på innan man når Simonsvägen alternativt Trankärrsgatan.

2100 bilar/dygn kör 840 meter	⇒	1764 km/dygn
2100 bilar/dygn kör 1110 meter	⇒	2331 km/dygn
		Totalt 4095 km/dygn

Tung trafik, det vill säga fordon med vikt överstigande 3,5 ton, uppskattades till 30 % av den totala trafikbelastningen i området.

Uträkningarna angående trafikbelastningen är approximationer och överslagsberäkningar för att få ett startvärde som indata till modellen.

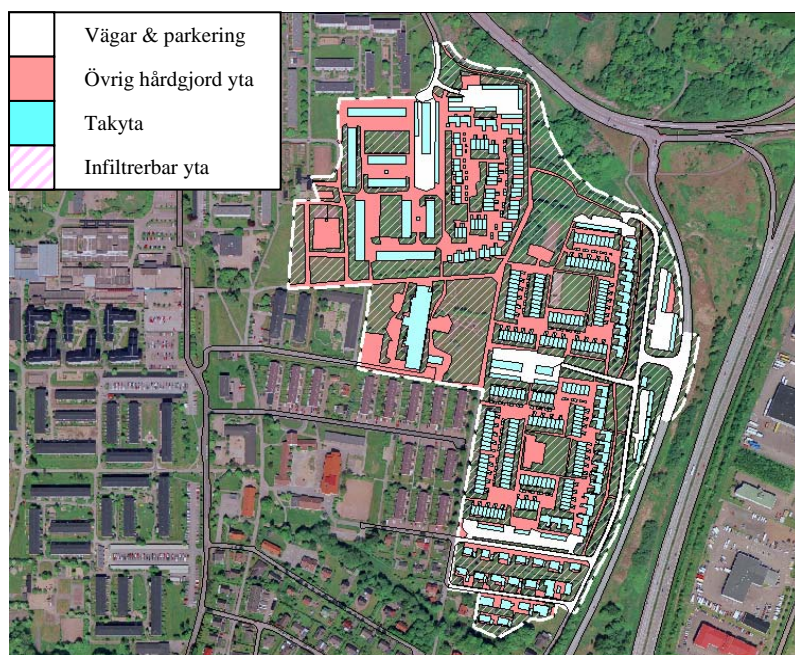
4.2. KÄRRA BOSTADSOMRÅDE

Kärra bostadsområdet ligger även det flackt och är ett område med både villor och lägenheter strax norr om Tagene industriområde. Då det är vanligt med stora gemensamma parkeringar till de olika hushållen är trafikbelastningen ganska liten. Dagvattenutloppet från Kärra bostadsområde mynnar i Göta Älv på den västra stranden ca 2400 meter uppströms vattenintaget vid Alelyckan (Andgren, 2000).

Kärra bostadsområde begränsades till att gälla den del av det totala avrinningsområdet där endast dagvatten från området passerar platsen för provtagning. Detta för att slippa påverkan från vatten från diken och bäckar som rinner i stora delar av ledningsnätet inom bostadsområdet. Även detta område har delats upp i hårdgjorda ytor samt infiltrerbar yta enligt figur 8 och 9. Storleken på de olika areorna presenteras vidare i tabell 5.



Figur 8. Avrinningsområdet inom Kärra bostadsområde.



Figur 9. Indelning av den hårdgjorda ytan i Kärra bostadsområde.

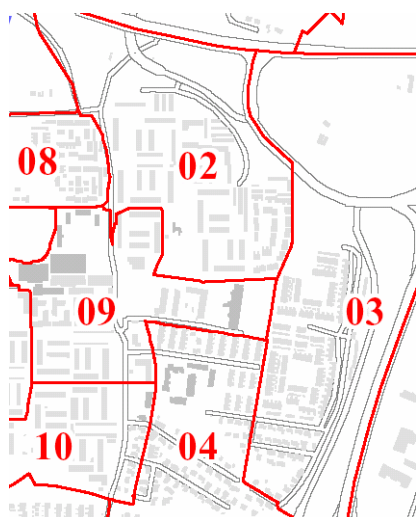
Tabell 5. Areornas storlek inom Kärra bostadsområde.

Mätområde: Kärra bostadsområde		Area [m ²]
Takyta		48 757
	Tegel & Papp	88 %
	Plåt	12 %
Vägar		25 866
Övrig hårdgjord yta		68 272
Total hårdgjord yta		142 895
Infiltrerbar yta		102 351
Totala avrinningsområdet		245 246

Areorna är indelade på samma sätt som för industriområdet. Inte heller inom bostadsområdet fanns det några koppartak så plåttaken representerar även här de tak som bidrar till zinkkorrosion. Bostadsområdet har inte många vägar där det är tillåtet med biltrafik, istället består dess vägnät mer av gång- och cykelvägar. Dessa finns inkluderade i kategorin övrig hårdgjord yta.

4.2.1. Trafikbelastning

Trafikbelastningen i bostadsområdet beräknades lite annorlunda jämfört med industriområdet. Vägsträckan beräknades även här utifrån kartan i GIS, men istället för att använda trafikflöden användes antalet personer boende i området som grund. Bostadsområdet är uppdelat i sektioner som visas i figur 10, där befolkningsstatistik redovisas för varje sektion. Mätområdet för Kärra bostadsområde ligger inom sektionerna 02 och 03. Enligt befolkningsstatistik (Göteborgs Stad, Befolkningsstatistik, 2004) bor det 1433 personer inom mätområdet i Kärra, 693 personer inom område 02 och 740 personer inom 03. För att uppskatta antalet hushåll dividerades antalet personer med tre och totalt erhöles 478 hushåll. Ytterligare gjordes antagandet att varje hushåll har i snitt 1,5 bilar.



Figur 10. Uppdelning av bostadsområdet där mätområdet för Kärra bostadsområde ligger inom sektion 02 och 03 (Göteborgs Stad, Befolkningsstatistik, 2004).

Inom område 02 har alla hushåll omkring 200 meter körsträcka enkel väg för att komma till parkeringsplatsen. I område 03 beräknades en medelsträcka till 350 meter som varje bil behöver köra för att komma till sin parkering. Approximerar man sedan att varje bil i snitt kör dessa sträckor 3 gånger om dagen får man en trafikbelastning enligt tabell 6. Andelen tung trafik inom denna delen av bostadsområdet anses vara så liten att den kan sättas till noll.

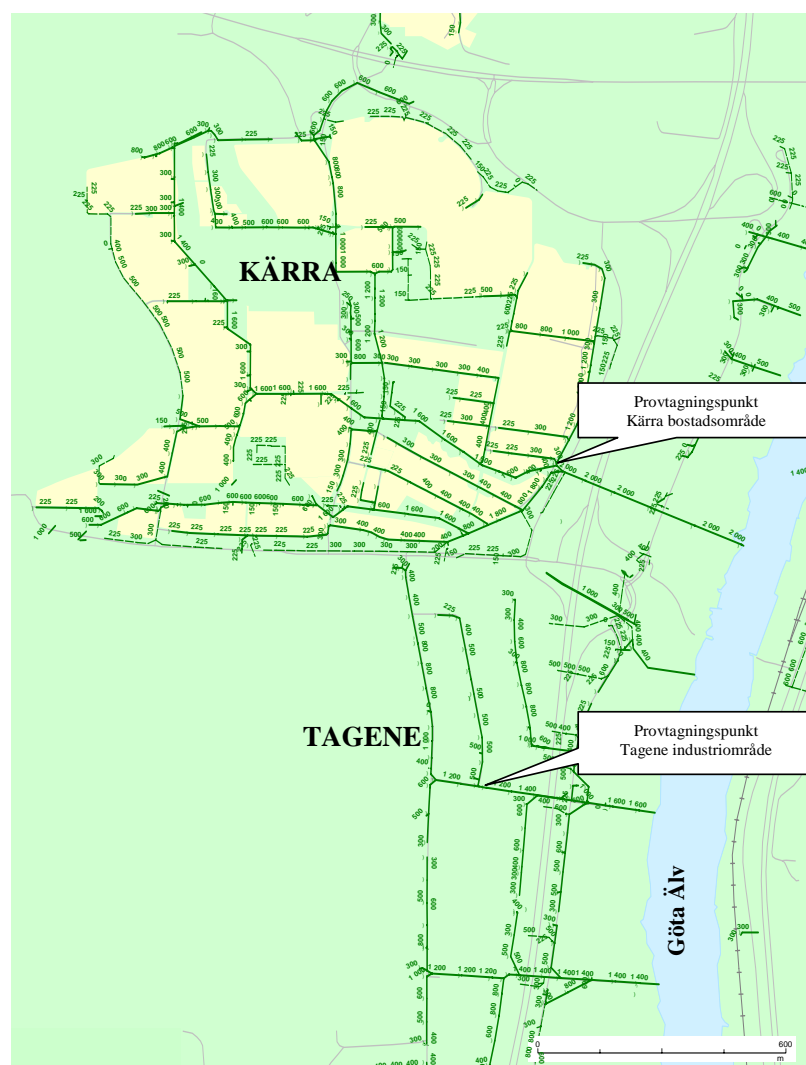
Tabell 6. Uppskattad trafikbelastning i Kärra bostadsområde.

Område	Antal personer	Antal hushåll	Antal bilar	sträcka [m]	Trafikbelastning [km/dygn]
02	693	231	347	$200 \cdot 3 = 600$	208,2
03	740	247	370	$350 \cdot 3 = 1050$	388,5
Totalt: 597 km/dygn					

Även här är uträkningarna angående trafikbelastningen approximationer och överslagsberäkningar för att få ett startvärde som indata till modellen som sedan kan modifieras.

5. PROVTAGNING

Provtagning och analyser är utförda av Ekwe Awasume i ett examensarbete för Göteborgs Va-verk och Chalmers Tekniska Högskola (Awasume, 2004). Provtagningen skedde under två perioder, i juni för industriområdet och i augusti för bostadsområdet. Prover togs vid tre regntillfällen vid respektive provtagningsplats. Provpunkterna är markerade i figur 11.



Figur 11. Provtagningsområdena där även dagvattenledningarna syns och de utvalda provtagningspunkterna i respektive område är markerade.

Regnmängden som föll vid de olika provtagningstillfällena presenteras i tabell 7, där informationen är hämtad från Barlastplatsen. Varaktigheten är den sammanlagda tiden då det regnar under provtagningstiden och regnintensiteten är därmed beräknad som en medelintensitet för den tid då det föll regn. Regnet som föll vid tillfälle fyra är något osäkert då tiden för nederbördsmätningarna har visat sig inte stämma överens med tiden för provtagningen.

Tabell 7. Regndata vid tillfällena för provtagningen. Nederbörds­mätningarna kommer från Barlastplatsen.

Tillfälle	Datum	Akkumulerad regnmängd [mm]	Varaktighet [h]	Regnintensitet [mm/h]	Torrperiod före provtagning [dagar]
Industriområdet					
1	2004-06-07	3,4	1,1	3,1	23
2	2004-06-11--12	11,8	3,0	3,9	4
3	2004-06-14	1,0	1,1	0,9	2
Bostadsområdet					
4	2004-08-17	2,4	0,4	6,0	23
5	2004-08-18--19	21,8	3,3	6,6	1
6	2004-08-19--20	10,4	2,8	3,7	0

Provtagningen utfördes flödesproportionellt med en ISCO provtagare. Provtagaren mätte hela tiden flödet i ledningen och började ta prov när flödet översteg 5 l/s i industriområdet respektive 4 l/s i bostadsområdet. Därefter togs ett prov á 140 ml varje 50 m³ i industriområdet respektive varje 25 m³ i bostadsområdet, så länge flödet inte minskade under gränsvärdet. Från flödesmätningen beräknades sedan den volym dagvatten som passerade provpunkten. Dessa volymer presenteras i tabell 8, där även överslagsräkningar av dagvattenvolymer beräknade utifrån regndata redovisas. Analyserna av vattenproverna utfördes sedan på samlingsprov från varje regntillfälle. Ett flertal ämnen analyserades (Awasume, 2004) men för att jämföras med simulerade värden analyserades totalkväve, totalfosfor, koppar, zink, bly, kadmium samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Tabell 8. Uppmätta volymer dagvatten som har registrerats av flödesmätaren, samt överslagsräkningar av dagvattenvolymer som regnen skulle bidra till om allt regn från hårdgjorda ytor blev dagvatten.

Tillfälle	Datum	Ack. Volym från flödesmätning m ³	Ack. Volym från regndata m ³
Industriområdet			
1	2004-06-07	459	545
2	2004-06-11--12	1605	1880
3	2004-06-14	113	160
Bostadsområdet			
4	2004-08-17	261	336
5	2004-08-18--19	1396	3055
6	2004-08-19--20	657	1457

Totalkväve och totalfosfor analyserades med den spektrometriska metoden Hach DR 2000 (Direct Reading Spectrometer) och de olika metallerna bestämdes med ICP-MS (Inductively coupled plasma – mass spectrometry). Detta gjordes på Chalmers egna laboratorium. PAH proverna skickades iväg och analyserades med vätskekromatografi, HPLC, av Analytica AB i Täby. Resultatet från provtagningen redovisas i tabell 9, uttryckt i EMC (Event Mean Concentration), ett medelvärde för

det specifika regntillfället, och SMC (Site Mean Concentration), ett medelvärde för området baserat på de tre gjorda mätningarna. Metallanalyserna för regntillfället den 12 juni har tagits bort då dessa värden var orimliga.

Tabell 9. Resultat från mätningarna i de två områdena år 2004, uttryckt i EMC (event mean concentration) och SMC (site mean concentration). Även den totala massan förorening som det specifika regnet bidrog med redovisas (Awasume, 2004).

Tagene industriområde

EMC	7 juni	12 juni	14 juni	SMC	Massa	7 juni	12 juni	14 juni
Tot-N (mg/l)	9	3	2,1	4	Tot-N (kg)	4,1	4,8	0,24
Tot-P (mg/l)	0,02	0,1	1,7	0,17	Tot-P (g)	9	161	192
Cd (µg/l)	1,3	-	2,7	1,6	Cd (g)	0,6	-	0,31
Cu (µg/l)	213	-	573	284	Cu (g)	98	-	65
Zn (µg/l)	610	-	477	584	Zn (g)	280	-	54
Pb (µg/l)	36	-	26	34	Pb (g)	16	-	3
PAH (µg/l)	8,9	1,3	-	3,0	PAH (g)	4,1	2,1	-

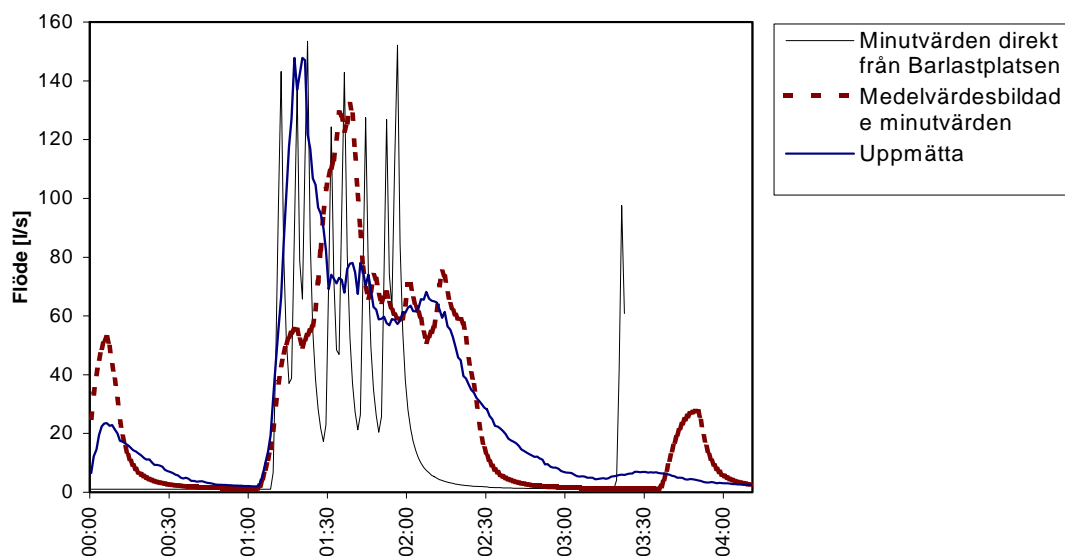
Kärra bostadsområde

EMC	17 aug	18 aug	20 aug	SMC	Massa	17 aug	18 aug	20 aug
Tot-N (mg/l)	1,9	1,4	0,8	1,3	Tot-N (kg)	0,5	2,0	0,5
Tot-P (mg/l)	0,7	0,22	0,13	0,2	Tot-P (g)	182	307	85
Cd (µg/l)	0,9	0,29	0,9	0,5	Cd (g)	0,23	0,40	0,59
Cu (µg/l)	173	135	432,4	219	Cu (g)	45	188	284
Zn (µg/l)	260	234	217	230	Zn (g)	68	326	143
Pb (µg/l)	14	13,1	24	16	Pb (g)	4	18	16
PAH (µg/l)	0,6	0,08	0,08	0,14	PAH (g)	0,16	0,11	0,05

6. RESULTAT

6.1. HYDROGRAFER OCH DAGVATTENVOLYMER

Det första som måste fungera i modellen är att simuleringen av dagvattenflödet, utifrån tillgängliga regndata, ska överensstämja med det uppmätta dagvattenflödet. Innan vidare inställning av modellen skedde för de båda områdena kontrollerades vikten av regnseriens utseende. Figur 12 visar simuleringar med olika indatafiler över regntillfället den 7 juni samt en jämförelse med uppmätt flöde. Simuleringen körs med förvalsvärden enligt tabell 1 och 2 på alla parametrar.



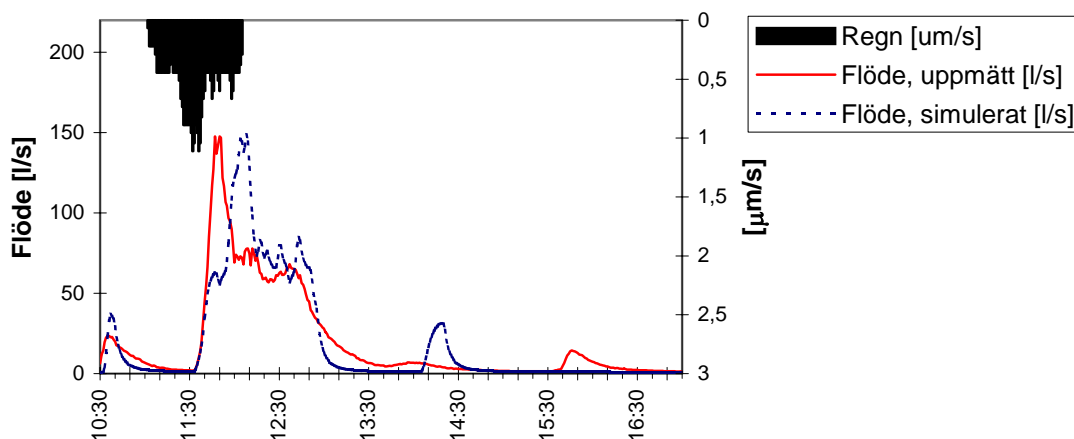
Figur 12. Hydrografer som visar hur avrinningen simuleras med olika medelvärdesbildning över tiden av nederbörden från Barlastplatsen 7 juni 2004.

Det syns tydligt i figur 12 att minutvärdena direkt från Barlastplatsen ger en väldigt brusig hydrograf. Det simulerade dagvattenflödet kan prediktera det uppmätta dagvattenflödet betydligt bättre då regndata medelvärdesbildas med ett tidsfönster på 15 minuter. I figur 12 har inga justeringar av parametrar gjorts varför simuleringen även med medelvärdesbildade indata stämmer dåligt med det uppmätta.

6.1.1. Tagene industriområde

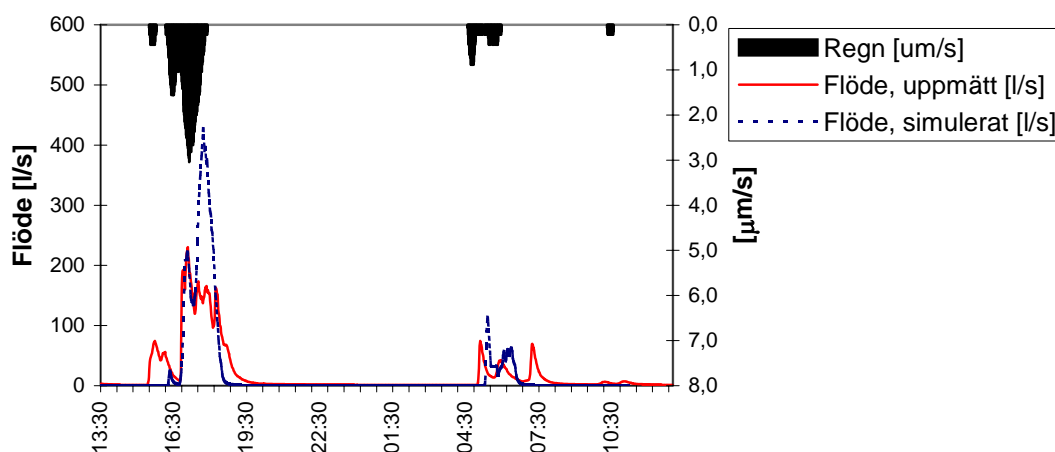
Inledningsvis simulerades SEWSYS modellen med regndata från den 7 juni och med förvalsvärden på parametrarna initial förlust och reduktionsfaktorn, se tabell 6. Den simulerade volymen dagvatten blev då något lägre än den uppmätta volymen. Förändringar i den initiala förlusten hade inte någon stor påverkan på den totala volymen dagvatten men faktorn ökades ändå från förvalsvärdet 0,3 mm till 0,45 mm för att på så sätt reducera den första flödestoppen. Reduktionsfaktorn som justerar hur mycket regnvatten som blir dagvatten, påverkade dagvattenvolymen desto mer och behövde ökas från 0,8 till 0,9 för bästa resultat. Den simulerade volymen blir 449 m³ vilket är ungefär 2 % mindre jämfört med den uppmätta volymen på 459 m³. Simuleringsresultatet redovisas av hydrografen i figur 13. Flödestopparna sammanfaller inte exakt i tiden men visar liknande utseende och storlek. Olikskheterna beror sannolikt på lokala skillnader i nederbörden, eftersom nederbördsdata inte är från samma plats som provtagningen.

K-värdets inflytande testades, men ingen direkt skillnad märktes på resultatet av flödet och dagvattenvolymen för värden mellan 0,5 och 2. K beror förutom på Mannings tal, områdets lutning och ledningarnas längd även på frekvensen mellan regndata. K=1,5 är det K som valdes då det vid kalibreringen stämmer bra överens med den beräknade koncentrationstiden, t_c , för regntillfället den 7 juni.



Figur 13. Hydrograf över av SEWSYS simulerade dagvattenflöden och av provtagaren uppmätta flöden för Tagene industriområde den 7 juni 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

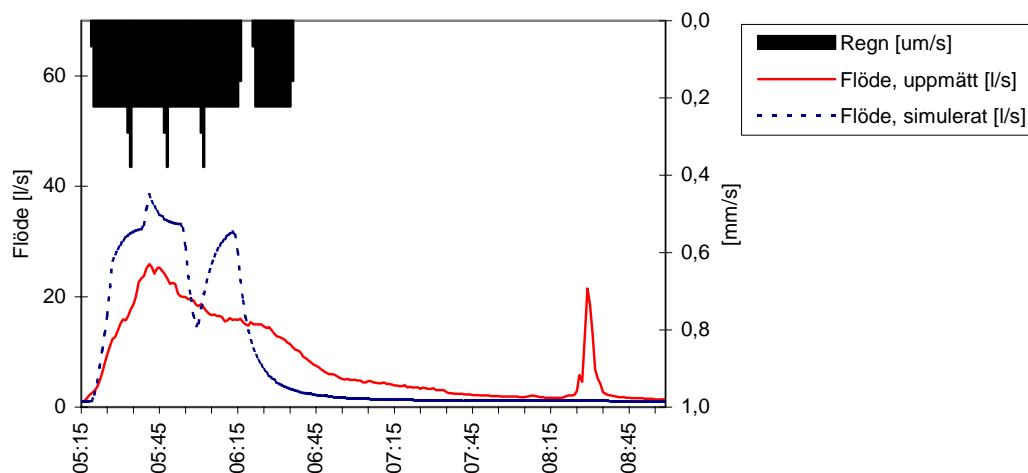
Andra provtagningen skedde natten mellan den 11 och 12 juni under ett ganska kraftigt regn. K kalibrerades till 1,5 även för detta tillfälle. Den uppmätta dagvattenvolymen från flödesmätningen blev 1605 m^3 . Eftersom det är önskvärt att hitta en modellinställning som kan anses som representativ för industriområdet provades två fall, med reduktionsfaktor på 0,8 samt 0,9. Även i detta fall simulerades den bästa volymen när reduktionsfaktorn var satt till 0,9. Volymen blev 1616 m^3 vilket är knappt en procent skillnad jämfört med det uppmätta. Den simulerade hydrografen överensstämmer dock inte helt med den uppmätta, se figur 14. Regndata orsakar en alldeles för hög flödestopp i slutet av första delen av regnet. Toppen kan bero på att avrinningen inte påverkas direkt av en kort och hög regnintensitetstopp i verkligheten, medan den i modellen får en direkt avspeglning. För denna simulering användes förvalsvärdet för den initiala förlusten.



Figur 14. Hydrograf över av SEWSYS simulerade dagvattenflöden och av provtagaren uppmätta flöden för Tagene industriområde den 11 till 12 juni 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

Vid tredje tillfället, den 14 juni, gjordes provtagningen på ett väldigt litet regn, endast en millimeter föll. Om regndata inte medelvärdesbildades gav modellen ingen

avrinning alls då värdet på den initiala förlusten var satt till förvalsvärdet 0,3 mm. Används medelvärdesbildade data blir den avrunna volymen 118 m³, vilket överensstämmer bra med den uppmätta volymen på 113 m³. Däremot överensstämmer den simulerade hydrografens utseende dåligt med den uppmätta, se figur 15. Ett regn av den här storleken är svår att simulera då modellen blir väldigt känslig. Reduktionsfaktorn var som innan satt till 0,9.



Figur 15. Hydrograf över av SEWSYS simulerade dagvattenflöden och av provtagaren uppmätta flöden för Tagene industriområde den 14 juni 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

De inställningar som har gett bäst simulering för dagvattenvolymerna är en reduktionsfaktor på 0,9, vilket ger en trolig förlust på 0,1 då största delen av industriområdet består av hårdgjorda ytor som leder vattnet ner i dagvattensystemet. Skillnaderna förklaras främst av att mätningarna är gjorda vid korta regntillfällen och att det finns risk för lokala skillnader då regndata är hämtade 10 km från det område där provtagningen har skett. Initiala förlusten bestämdes till förvalsvärdet 0,3 mm för industriområdet. Denna parameter har varierat för de olika tillfällena från att behöva vara något högre vid första regnet till att vara på gränsen till för stor det sista.

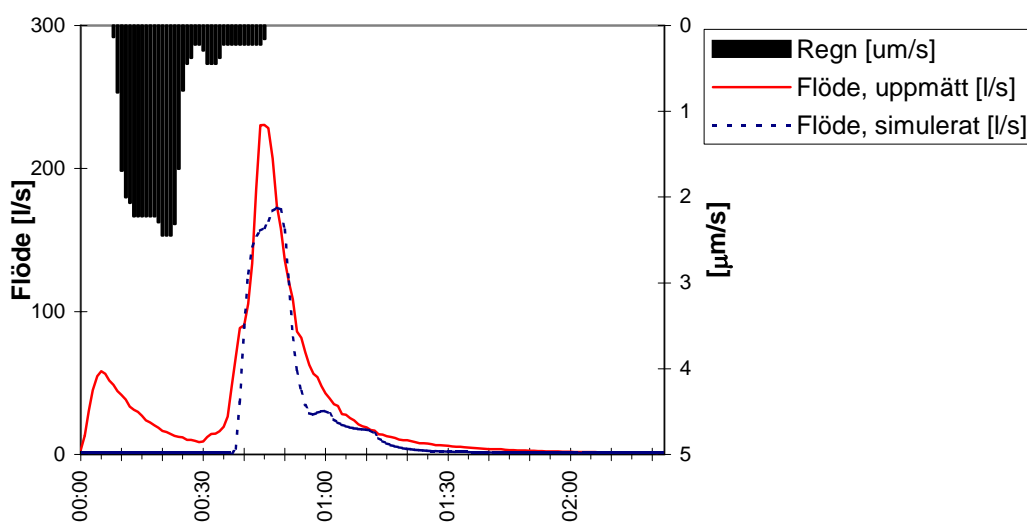
Slutligen simulerades dagvattenflödet för hela mätperioden, 7 till 14 juni, inom industriområdet. Reduktionsfaktorn var då inställd på 0,9 och den initiala förlusten på 0,3. Simuleringen är körd utan något basflöde i ledningarna eftersom detta flöde inte finns med i de uppmätta värdena då endast flödet vid provtagningarna är medräknade. Det simulerade flödet stämmer väl överens med det uppmätta, då den simulerade volymen blir 2165 m³ jämfört med den uppmätta på 2176 m³. Felet i dagvattenvolymen blir endast 0,5 %, vilket ligger väl inom ramen för osäkerheten i flödesmätaren som kan antas vara mellan 5 och 10 %.

6.1.2. Kärra bostadsområde

För provtagningstillfällena i bostadsområdet uppstod vissa problem med nederbördsdata. De tillgängliga regndata stämde i vissa fall inte alls överens med de uppmätta tiderna från provtagaren. För att ha mer att jämföra med användes regndata från både Barlastplatsen och Skansen Lejonet. I alla fallen bidrog regnmängden till en mycket högre avrinning än den uppmätta utifrån beräkningar gjorda från områdets

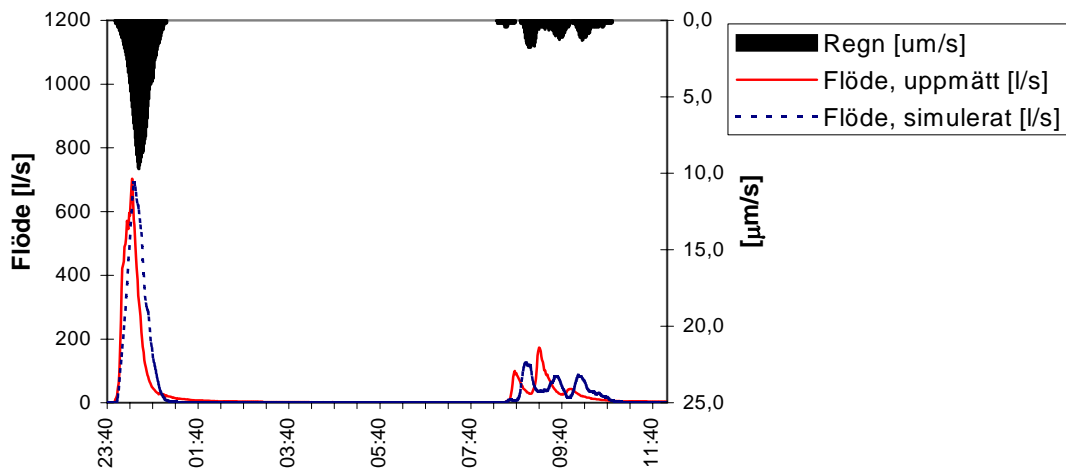
totala hårdgjorda yta, se tabell 8. Slutsatsen att all hårdgjord yta inte aktivt bidrog till dagvattnet kunde dras. För att åtgärda detta provades två alternativ. Som första alternativ minskades reduktionsfaktorn. Detta innebär då att alla ytor bidrar med mindre andel vatten som blir till dagvatten. Andra alternativet var att minska den övriga hårdgjorda ytan, dvs cykelbanor och gångbanor i området, som kan antas bidra minst till dagvattnet.

Vid första provtillfället den 17 augusti registrerades inget regn vid den tidpunkt som flöde registrerats av provtagaren, varken enligt regnmätaren från Barlastplatsen eller den från Skansen Lejonet. För att kunna göra simuleringar har det regn som Barlastplatsen uppmätte på morgonen kl 08:00 använts istället för vid 20:00 då provtagningen skedde. Detta gör att simuleringen inte blir representativ eftersom ingen bra simulering av dagvattenvolymen fås. Varaktigheten på regnet stämmer dock ganska bra överens och hydrografen får rätt utseende men för låg flödestopp, se figur 16. Tidsskalan i figuren är med för att ge ett tidsperspektiv på varaktigheten på dagvattenflödena även om inte tiderna sammanfaller på dygnet. Regnet kommer att ingå i simuleringen för hela perioden men inte användas separat för att bestämma inställningarna för bostadsområdet. Vid kalibrering av K sattes K till 1,5 som stämde överens med den beräknade koncentrationstiden för bostadsområdet.



Figur 16. Hydrograf över uppmätta dagvattenflöden för Kärra bostadsområde kvällen den 17 augusti 2004, samt simulerade flöden och regndata från Barlastplatsen registrerade på morgonen samma dag.

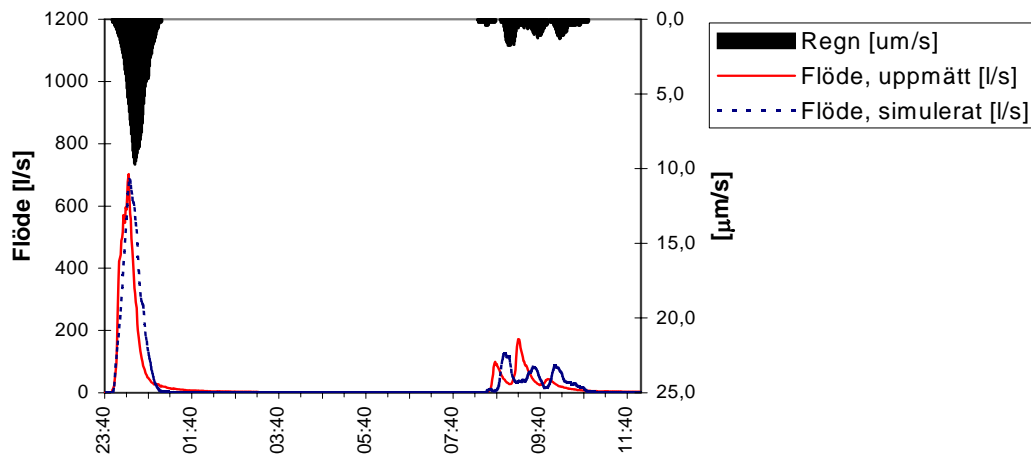
Tittar man på tillfället natten mellan den 18 och 19 augusti är det tydligt att allt regn inte bidrar till bildandet av dagvatten, se tabell 8. Även för detta regn kalibrerades magasinskonstanten K till 1,5. Simulerar man med reduktionsfaktorn 0,8 över denna period fås en dagvattenvolym på 2476 m^3 jämfört med den uppmätta volymen på 1396 m^3 . Med reduktionsfaktorn justerad till 0,5 simuleras volymen till 1567 m^3 , vilket fortfarande är något högt men stämmer mycket bättre överens med det uppmätta flödet. Skillnaden är ca 12 % för mycket simulerad volym. Den simulerade hydrografen visar liknande förlopp som den uppmätta, se figur 17. Minskas reduktionsfaktorn ytterligare simuleras dagvattenvolymen istället för lågt och även flödestoppen reduceras betydande. Utifrån både volymen dagvatten och flödet resulterar en reduktionsfaktor på 0,5 till en bättre simulering.



Figur 17. Hydrograf över simulerade dagvattenflöden med en låg reduktionsfaktor och av provtagaren uppmätta flöden för Kärra bostadsområde natten mellan den 18 och 19 augusti 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

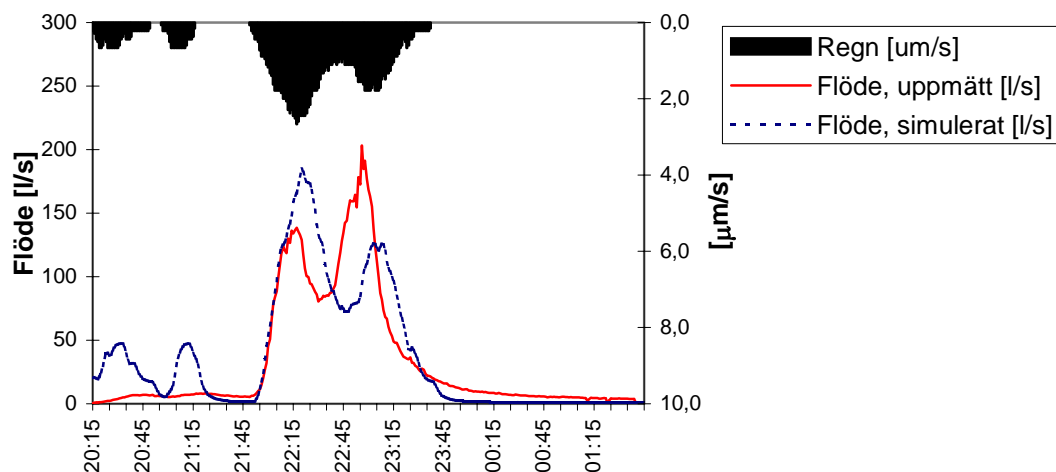
Som andra alternativ reducerades storleken på den övriga hårdgjorda ytan och inte förrän denna yta minskats till en femtedel av den uppmätta gav det en bra simulering. Arealen på den övriga hårdgjorda ytan sattes då till $13\,654\text{ m}^2$ vilket minskade den totala hårdgjorda ytan till $88\,277\text{ m}^2$. Den simulerade volymen beräknades då till 1549 m^3 vilket är ca 11 % större än den uppmätta. Hydrografen stämmer bra överens, se figur 18, och påminner mycket om den tidigare simuleringen med en reduktionsfaktor på 0,5. För ett ännu bättre resultat på volymen justerade även reduktionsfaktorn från förvalsvärdet 0,8 till 0,7. Volymen blev då 1362 m^3 vilket är endast 2 % högre än den uppmätta. Hydrografen fick däremot en något lägre flödestopp.

Alternativet då arean av den övriga hårdgjorda ytan reduceras är det alternativ som används för vidare inställning av modellen för bostadsområdet. Detta då det inom området finns gott om hårdgjord yta där det är mer troligt att vattnet rinner av och infiltreras i marken bredvid och i diken än att avrinningen bidrar till dagvattenflödet i ledningarna. Dessa ytor anses främst vara de ytor som tidigare beräknats som övrig hårdgjord yta. På detta sätt väger bidraget från vägar och tak tyngre än bidraget från övrig hårdgjord yta, som till exempel cykelbanor och gångbanor.



Figur 18. Hydrograf över simulerade dagvattenflöden med en minskad hårdgjord yta och av provtagaren uppmätta flöden för Kärra bostadsområde natten mellan den 18 och 19 augusti 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

För simuleringen över provtagningstillfället kvällen den 19 augusti användes inställning med 20 % av den övriga hårdgjorda ytan som utgångsläge. K kalibrerades återigen till ett värde på 1,5 och reduktionsfaktorn sattes till förvalsvärdet 0,8. Detta gav en simulerad volym på 733 m³, ca 12 % för stor jämfört med den uppmätta på 657 m³. Hydrografen får inte riktigt rätt utseende, se figur 19. Det kommer två mindre flödestoppar i början av regnet vilka inte har registrerats av flödesmätaren i provtagaren. Det kan bero på att modellen ger ett snabbare flödesutslag eller att den initiala förlusten borde justeras för detta regntillfälle. Det kan också bero på lokala skillnader i nederbörden. Används reduktionsfaktorn 0,7 för detta regn blir volymen endast 2 % fel, men samtidigt blir den andra av de två större flödestopparna ännu lägre än i det tidigare fallet.



Figur 19. Hydrograf över simulerade dagvattenflöden med en minskad hårdgjord yta och av provtagaren uppmätta flöden för Kärra bostadsområde natten mellan den 19 augusti 2004, samt regnintensiteten uppmätt vid Barlastplatsen.

Sammanfattningsvis uppnåddes bäst resultatet av flödessimuleringen med en reduktion av den övriga hårdgjorda ytan till endast en femtedel av den uppmätta ytan samt med en reduktionsfaktor på 0,8. Den simulerade dagvattenvolymen blev något

hög i vissa fall, men de simulerade flödestopparna följde de uppmätta flödena bättre än när reduktionsfaktorn minskades till 0,7. Alternativet då reduktionsfaktorn minskades drastiskt och uppmätta ytors storlek bibehölls, gav även det bra hydrografer. Dock kommer det alternativet inte användas för vidare simulering för att all föroreningspåverkan från vägar skall kunna inkluderas. Den initiala förlusten har bestämts till förvalsvärdet 0,3 mm även för bostadsområdet, eftersom påverkan från den parametern främst påverkar enskilda regn. Värdet på magasinskonstanten K har i alla simuleringar varit satt till 1,5. Alla provtagningstillfällena har även simulerats med regndata från Skansen Lejonet. Medelvärdesbildade regndata från Barlastplatsen fungerade dock generellt bättre, varför dessa kommer att användas för vidare simuleringar.

Slutligen simulerades dagvattenflödet för hela mätperioden i bostadsområdet. Den övriga hårdgjorda ytan sattes till en area på $13\,654\text{m}^2$, vilket gav en total hårdgjord yta på $88\,277\text{m}^2$, enligt tidigare resultat. Reduktionsfaktorn var inställd på 0,8 och den initiala förlusten var satt till 0,3. Simuleringen är körd utan något basflöde i ledningarna eftersom detta flöde inte finns med i de uppmätta värdena då endast flödet vid provtagningarna är medräknade. Det simulerade flödet stämmer väl överens med det uppmätta, förutom för första regntillfället den 17 augusti. Det simulerade flödet påverkas av regnet som enligt Barlastplatsen föll på morgonen medan det uppmätta flödet registrerades på kvällen samma dag. Den simulerade volymen blir 2446 m^3 jämfört med den uppmätta på 2314 m^3 . Felet i dagvattenvolymen blir ungefär 6 %. Noggrannheten i flödesmätaren antas ligga mellan 5 och 10 %.

6.2. FÖRORENINGBELASTNINGENS KÄNSLIGHET FÖR MODELLPARAMETRARNA

När modellen är inställd så att simulerade dagvattenflöden överensstämmer med uppmätta dagvattenflöden, ska även föroreningstransporten beräknas och justeras i modellen.

6.2.1. Föregående torrperiodens längd

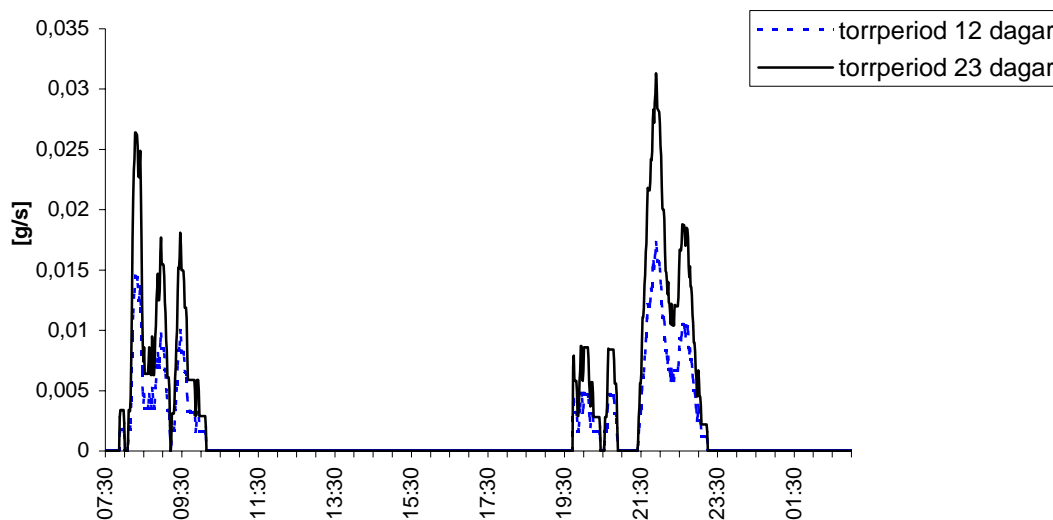
Torrperioden mellan två regntillfällen påverkar hur mycket förorening som ackumulerats på markytorna och som sedan sköljs av vid nästa regntillfälle. För att modellen skall ta hänsyn till denna ackumulering av föroreningar sätts ett initialvärde på antal dagar torrperiod som föreligger simuleringssperioden. För att kontrollera torrperiodens påverkan på resultatet varierades denna parameter i tre simuleringar. Då torrperioden innan provtagningarna i bostadsområdet var mer tydlig än torrperioden innan provtagningen i industriområdet, då det vid ett par tillfällen kom småskurar, användes bostadsområdets inställningar för att kontrollera denna påverkan. Reduktionsfaktorn sattes alltså till 0,8, den initiala förlusten till 0,3 och den övriga hårdgjorda ytan var inställd på den reducerade arean på $13\,654\text{ m}^2$. För övriga parametrar användes förvalsvärdena enligt tabell 5 och 6. Simuleringen gjordes med regndata över hela provtagningstiden 17 till 20 augusti. Tabell 10 visar tre simuleringar med olika torrperioder, den verkliga torrperioden på 23 dagar, en dubblerad torrperiod samt en halverad torrperiod.

Tabell 10. Påverkan av föregående torrperiodens längd på resultatet. Simuleringarna gjorda för Kärra bostadsområde perioden 17 till 20 augusti, 2004.

	Verklig torrperiod (23 dagar)	Dubblerad torrperiod (46 dagar)	Halverad torrperiod (12 dagar)	
			Ökning	Minskning
Tot-P [g]	232	437	89 %	133
Tot-N [g]	3016	3236	7 %	2910
Cu [g]	28	51	82 %	17
Zn [g]	574	1119	95 %	313
Pb [g]	34	63	84 %	20
Cd [g]	1	1,5	50 %	0,8
PAH [g]	0,5	0,7	40 %	0,4

Torrperioden har stor påverkan på alla föroreningar utom kväve. Det beror på att kväve främst kommer från våtdepositionen i modellen, se bilaga 4a och 4b som visar fördelningen över de olika föroreningarnas påverkan. Störst påverkan har torrperioden på föroreningsmängderna av fosfor, koppar, zink och bly. Kadmium och PAH påverkas inte i samma utsträckning av samma anledning som kväve, på grund av att en stor del av föroreningstillskottet kommer från våtdepositionen.

Jämförs föroreningsmängden för hela den simulerade mätperioden ses att det första regnet inte är stort nog att skölja bort alla föroreningar som ackumulerats under den långa föreliggande torrperioden. Föroreningsmängden är högre under hela simuleringsperioden då torrperioden är 23 dagar, jämfört med fallet då torrperioden endast är 12 dagar. Hur zink simuleras i tiden visas i figur 20 för sista delen av den simulerade mätperioden för bostadsområdet.



Figur 20. Simulerade förändringen av zink i g/s över den sista delen av simuleringen från 07:30 morgonen den 19 augusti till slutet av simuleringen den 20 augusti, 2004.

Torrperiodens initialvärde har betydelse under hela simuleringen då simuleringstiderna är så korta som ett par dagar. Detta bör tas hänsyn till vid kortare simuleringar för att mer korrekta simuleringresultat ska uppnås. Avrinningshastigheten av föroreningarna kan även justeras med avrinningskonstanten, k_w , i modellen.

6.2.2. Trafikbelastningen

Trafikbelastningen beräknades mycket approximativt för både industriområdet och för bostadsområdet. De föroreningar som påverkas mest av ändringar i trafikbelastningen är de som till störst del påverkas av vägarna i modellen, se bilaga 4a och 4b. Tabell 11 visar hur industri- respektive bostadsområdet påverkas av dubblade och halverade förändringar i trafikbelastningen. De föroreningar som påverkas mest av trafikbelastningen är koppar och PAH, men även fosfor, zink och bly påverkas till viss del. Ökas andelen tung trafik i områdena är det PAH som främst påverkas. Metallerna koppar, zink och bly ökar endast marginellt.

Tabell 11. Simuleringar där trafikbelastningens påverkan på resultatet visas. De olika simuleringarna är gjorda med kraftiga variationer vilket främst ger utslag på mängden koppar och mängden PAH i de båda områdena.

Industriområdet						
		Uppskattad trafikbelastning (4095 km/dygn)	Dubblerad trafikbelastning (8000 km/dygn)	Halverad trafikbelastning (2000 km/dygn)		
				Ökning	Minskning	
Tot-P	[g]	258	285	11 %	243	6 %
Tot-N	[g]	3322	3322	0 %	3322	0 %
Cu	[g]	80	144	80 %	46	43 %
Zn	[g]	1408	1533	9 %	1341	5 %
Pb	[g]	38,4	43	11 %	36	6 %
Cd	[g]	1,1	1,1	0 %	1	9 %
PAH	[g]	1,9	3,4	79 %	1,1	42 %

Bostadsområdet						
		Uppskattad trafikbelastning (597 km/dygn)	Dubblerad trafikbelastning (1200 km/dygn)	Halverad trafikbelastning (300 km/dygn)		
				Ökning	Minskning	
Tot-P	[g]	232	239	3 %	228	2 %
Tot-N	[g]	3016	3016	0 %	3016	0 %
Cu	[g]	28	43	53 %	21	26 %
Zn	[g]	574	592	3 %	564	2 %
Pb	[g]	34	35	1,5 %	34	0,9 %
Cd	[g]	1	1	0 %	1	0 %
PAH	[g]	0,5	0,7	40 %	0,4	20 %

6.2.3. Övriga kalibreringsparametrar

Akkumulationskonstanten (k_a) reglerar hur ackumuleringen av föroreningar sker i torrperioderna mellan regntillfällena inom en simulering. För simuleringarna gjorda på industriområdet respektive bostadsområdet för provtagningsstillfällena påverkas inte de simulerade föroreningsmängderna av k_a . Detta beror på att torrperiodernas längd inom simuleringstiden är för korta för att ackumuleringen ska påverkas.

Avrinningskonstanten (k_w), som reglerar hur snabbt föroreningarna rinner av ytorna, har större inflytande på resultatet än ackumuleringskonstanten. Ett högre värde på k_w ger en snabbare avrinning och torrperiodens initialvärde får mindre betydelse längre in

i simuleringen. En ökning av värdet på k_w med 10 gånger får alla ämnen förutom kväve och PAH att öka med 40-60 %.

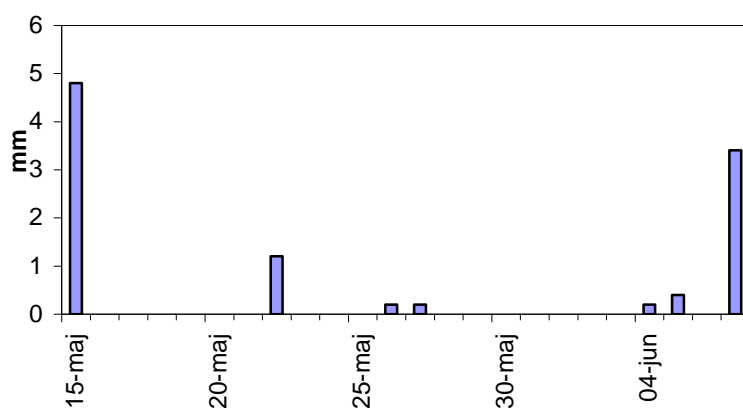
Andelen föroreningar som leds ner i dagvattenssystemet från vägar, regleras av parametern fast. De föroreningar som påverkas mest av en förändring av denna parameter är de föroreningar som beror mest av vägarna i området, det vill säga fosfor, koppar, bly och PAH i industriområdet och koppar och PAH i bostadsområdet.

6.3. INSTÄLLNINGAR OCH SIMULERINGAR AV FÖRORENINGSBELASTNINGEN

För att ställa in modellen för de båda områdena användes de uppmätta föroreningsvärdena från tabell 9 som riktvärden. Provtagningsstillfällena var för sig var relativt korta och det är svårt att få en enhetlig inställning av modellen för alltför korta nederbördstillfällen. Istället användes hela provtagningsperioderna för modellinställningarna.

6.3.1. Tagene industriområde

Inställning och simulering av föroreningsbelastningen för Tagene industriområde gjordes över perioden 7 till 14 juni. Torrperiodens längd före provtagningen i industriområdet kan bedömas som 16 dagar eller 23 dagar, beroende på hur ett regntillfälle definieras och hur snabbt föroreningar kan antas spola av en yta. Femton dagar innan provtagningen kom det ca 1,2 mm regn under eftermiddagen och innan det var det ingen nederbörd på ytterligare 7 dygn. Totalt under dessa 23 dagar kom det 2,2 mm regn, se figur 21.



Figur 21. Nederbörden tiden innan provtagningen i Tagene industriområde den 7 juni, 2004.

De uppmätta föroreningshalterna i industriområdet var väldigt höga. En förklaring till det skulle kunna vara den långa torrperioden innan mätningen, om man bortser från det lilla regn som föll den 22 maj. Skillnaden i simuleringsresultat för de två olika torrperioderna redovisas i tabell 12. Övriga parametrar i tabell 1 och 2 är satta till förvalsvärden för simuleringen med de två olika torrperioderna. De uppmätta värdena av tungmetallerna är beräknade från SMC (site mean concentration) för industriområdets andra regntillfälle då analysresultaten inte blev trovärdiga.

Tabell 12. Påverkan av skillnader i torrperiodens längd på resultatet av föroreningsbelastningen samt de uppmätta föroreningsvärdena för Tagene industriområde perioden 7 till 14 juni, 2004.

	Uppmätt föroreningsmängd	Simulerad föroreningsmängd för torrperiod	
		16 dagar	23 dagar
Tot-P [g]	362	186	258
Tot-N [g]	9140	3252	3322
Cu [g]	618	57	80
Zn [g]	1271	987	1408
Pb [g]	74	28	38
Cd [g]	3,5	0,9	1,1
PAH [g]	6,5	1,4	1,9

De föroreningar som påverkas minst av torrperiodens längd är kväve och kadmium. Övriga föroreningar påverkas signifikant av förändringar av torrperiodens längd. Alla föroreningar utom zink får ett för lågt simulerat värde även vid en lång torrperiod. Utifrån detta görs antagandet att den mängd nederbörd som föll den 22 maj inte var tillräcklig för att spola av föroreningarna från markytan, varför den längre av de två torrperioderna väljs för fortsatta simuleringar.

Trafikbelastningen påverkar främst koppar och PAH vilket har presenterats i tabell 11. De simulerade värdena på kopparmängden är låga i jämförelse med uppmätta mängder trots en ökad trafikbelastning, vilket borde innebära att det inom området finns ytterligare källor för koppar som inte är kända. För att ändå öka halten koppar något i simuleringarna, för att närma sig mätresultaten, används en trafikbelastning som är 50 % större än den tidigare approximerade belastningen, det vill säga 6000 km/dygn.

Vidare utfördes simuleringar där olika parametrar varierades och varje förorening plottades separat samt uppdelade i de tre regntillfällena. Detta gjordes för att se hur föroreningarna fördelade sig mellan de olika regnen inom simuleringen, samt för att få en jämförelse med uppmätta data. Diagrammen för dessa simuleringar visas i bilaga 5a. Främst var det k_w som varierades för de olika körningarna. I industriområdet fungerar $k_w = 0,036$ bäst för att få rätt trend av föroreningsförloppet medan ett högt värde i vissa fall ger en bättre simulering med avseende på den totala mängden för respektive förorening. Kväve simuleras lågt i jämförelse med uppmätt mängd, både med ett lågt och med ett högt värde på k_w medan PAH fungerar bättre med ett högt värde.

Sammanfattningsvis gjordes följande grundinställningar för den totala simuleringen av föroreningsbelastningen i industriområdet.

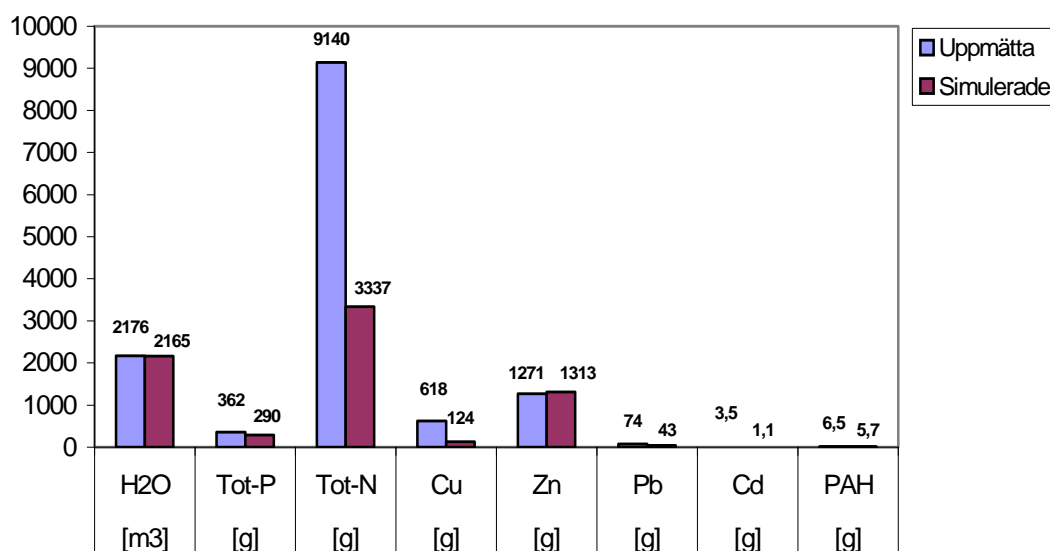
- Trafikbelastningen ökades till 6000 fordon-km/dygn
- Torrperioden, 23 dagar
- Reduktionsfaktorn, 0,9
- Initiala förlusten, 0,3 mm
- k_w , 0,036
- fast ökades till 0,9

Tabell 13 beskriver förändringar av parametervärdena och simuleringsresultat för respektive förorening. Vidare visar figur 22 och tabell 14 en jämförelse mellan uppmätta och simulerade värden för hela perioden. Eftersom metallanalyserna från

det andra provtagningstillfället misslyckades har dessa halter och massor uppskattats genom att multiplicera SMC-värdet för industriområdet, från tabell 9, med den uppmätta volymen dagvatten för detta andra regntillfälle.

Tabell 13. Sammanfattning av hur olika parametrar i SEWSYS påverkar simuleringsresultatet av föroreningarna från Tagene industriområde.

Förorening	Förändring	Simuleringsresultat
Tot-Fosfor		Beror mycket av torrdepositionen i modellen. Halten i torrdepositionen hålls hög, men trots detta simulerar modellen en något låg fosforhalt.
Tot-Kväve		Fungerar dåligt för industriområdet. Alldeles för låga värden uppnås. Kväve påverkas nästan uteslutande av våtdepositionen.
Koppar		Simuleras alldeles för lågt av modellen. Ökar ganska mycket i och med en ökad trafikbelastning samt att parametern fast ökas något. Trenden stämmer ganska bra men det simulerade värdet är mycket lägre än det uppmätta.
Zink	Zinkkorrosion: 5 g/m ² ·år (förval: 6 g/m ² ·år)	Simuleras ganska bra för området efter att korrosionsfaktorn hade minskats något. Korrosionen beror på ytans ålder och graden av exponering för regn.
Bly		Simuleras för lågt av modellen, dock bra trend.
Kadmium		Simuleras för lågt av modellen, dock bra trend.
PAH	Däck: 140 ppm (förval: 60 ppm) väg: 10 ppm (förval: 5 ppm)	Simuleras något lågt men bra då förändringarna är gjorda med påverkan från däck och vägmaterial.



Figur 22. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade föroreningsvärden för provtagningsperioden 7 till 14 juni i Tagene industriområde.

Tabell 14. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade värden för provtagningsperioden 7 till 14 juni i Tagene industriområde. Både totala mängden förorening samt koncentrationen som ett medelvärde över perioden presenteras.

		Summan uppmätta	Simulerade	SMC		
		massor	massor	Uppmätt Simulerad		
H2O	[m3]	2176	2165			
Tot-P	[g]	362	290	Tot-P	[mg/l]	0,2 0,1
Tot-N	[g]	9140	3337	Tot-N	[mg/l]	4 1,5
Cu	[g]	618	124	Cu	[µg/l]	284 57
Zn	[g]	1271	1313	Zn	[µg/l]	584 607
Pb	[g]	74	43	Pb	[µg/l]	34 20
Cd	[g]	3,5	1,1	Cd	[µg/l]	1,6 0,5
PAH	[g]	6,5	5,7	PAH	[µg/l]	3,0 2,6

De viktigaste slutsatserna från resultatet av simuleringarna över industriområdet är att varje regn för sig ger för korta simuleringsperioder för att modellen ska kunna ge trovärdiga resultat. Simuleringarna över hela provtagningsperioden ger några osäkra resultat där t.ex. kväve, koppar och kadmium simuleras för lågt. Bäst simuleras zink och PAH för industriområdet. Noteras bör att metallerna endast är uppmätta under två av de tre regntillfällena under provtagningen, varför dessa massor i viss mån är beräknade. Slutligen bör det nämnas att de tillgängliga uppmätta värdena är baserade på för få och något osäkra regntillfällen för att modellen ska kunna anpassas och bli trovärdig för området. Ytterligare mätningar och valideringar krävs. Den uppmätta summerade volymen under provtagningsperioden var 2176 m³ och den simulerade volymen för samma period blev 2165 m³.

6.3.2. Kärra bostadsområde

Inställning och simulering av föroreningsbelastningen för Kärra bostadsområde gjordes över perioden 17 till 20 augusti. Torrperioden innan provtagningen i bostadsområdet var tydligare än torrperioden för industriområdet och sattes till 23 dagar. Trafikbelastningen i området approximerades till ett ganska lågt antal fordons-km per dygn, och som tabell 11 visar så är det främst koppar och PAH som påverkas av förändringar i trafikbelastningen. Dock simulerades kopparmängden för lågt även vid en ökad trafikbelastning, vilket borde innebära att det inom området kan finnas ytterligare källor för koppar som inte är kända. Detta då det inte är troligt att det inom området är sådan trafik som skulle kunna leda till att kopparmängden kan jämföras med den uppmätta (se resultat nedan). Andelen tung trafik antas fortfarande vara så liten att den kan uteslutas för detta område.

På samma sätt som för industriområdet utfördes simuleringar där olika parametrar varierades och varje förorening plottades separat, uppdelad på de tre regntillfällena som mätningarna utfördes på. Detta gjordes för att se hur föroreningarna fördelade sig mellan de olika regnen inom simuleringen, samt för en jämförelse med uppmätta data. Diagrammen för dessa simuleringar presenteras i bilaga 5b. Främst var det k_w som varierades för de olika körningarna. Förvalsvärdet på k_w fungerade bäst för de flesta av föroreningarna, endast mängden fosfor fick en tydligt bättre simulering när avrinningen ökades.

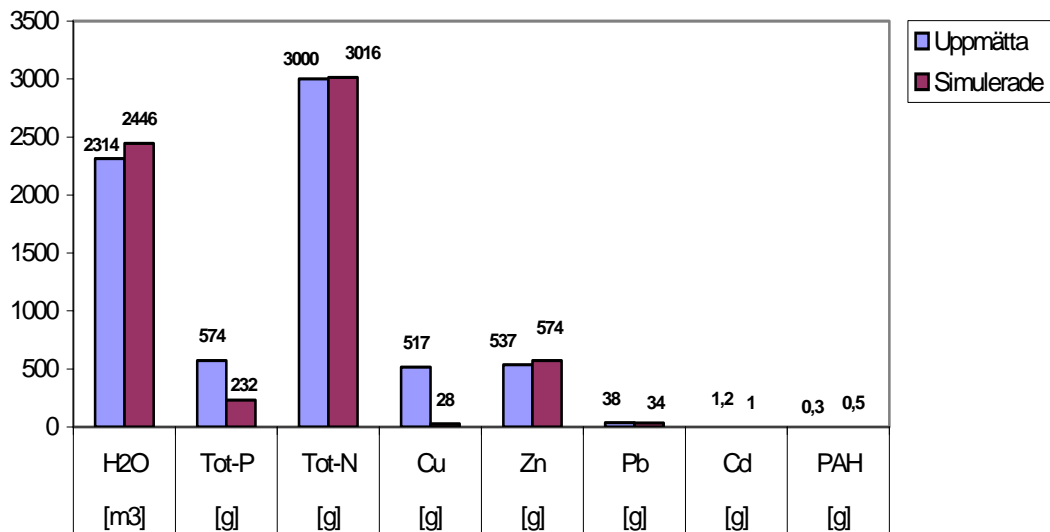
Grundinställningen för den totala simuleringen över bostadsområdet sattes till följande:

- övriga hårdgjorda ytan sattes till 1/5 av den med GIS uppmätta ytan
- Reduktionsfaktorn, 0,8
- Initiala förlusten, 0,3 mm
- k_w , 0,036
- fast ökades till 0,8

Tabell 15 beskriver förändringar av parametervärden och simuleringsresultat för respektive förorening. Vidare visar figur 23 och tabell 16 en jämförelse mellan uppmätta och simulerade värden för hela perioden.

Tabell 15. Sammanfattning av hur olika parametrar i SEWSYS påverkar simuleringsresultatet av föroreningarna från Kärra bostadsområde.

Förorening	Förändring	Simuleringsresultat
Tot-Fosfor		Beror mycket av torrdepositionen i modellen. Även om halten i torrdepositionen hålls hög så simulerar modellen en något låg fosforhalt. I ett bostadsområde finns ofta mycket fåglar och sällskapsdjur som bidrar till fosfor, detta är medräknat i torrdepositionen.
Tot-Kväve		Den totala mängden kväve simuleras väl av modellen. Kväve påverkas nästan helt av våtdepositionen i modellen.
Koppar		Simuleras alldeles för lågt av modellen och det går inte heller att följa någon trend jämfört med de uppmätta värdena.
Zink	Zinkkorrosion: 5 g/m ² ·år (förval: 6 g/m ² ·år) Andel zinktak: 6 % (tidigare 12 %)	Mängden zink stämmer väl överens med den uppmätta mängden efter att vissa justeringar av indata i modellen gjordes. Andelen zinktak påverkar mycket i modellen varför den faktorn minskades till hälften. Detta kunde göras då takstudien antas vara väldigt osäker både med avseende på takmaterial samt med avseende på i vilken utsträckning alla taken bidrar till avrinning in i dagvattenssystemet. Dessutom minskades även korrosionsfaktorn något. Korrosionen beror på ytans ålder och graden av exponering för regn.
Bly		Simuleras relativt bra av modellen.
Kadmium		Totalt simuleras kadmium relativt bra av modellen, följer dock de uppmätta värdena för varje regntillfälle dåligt genom simuleringen.
PAH		Simuleras något högt av modellen.



Figur 23. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade föroreningsvärden för provtagningsperioden 17 till 20 augusti i Kärra bostadsområde.

Tabell 16. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade värden för provtagningsperioden 17 till 20 augusti i Kärra bostadsområde. Både totala mängden förorening samt koncentrationen som ett medelvärde över perioden presenteras.

		Summan uppmätta massor	Simulerade massor	SMC		
					Uppmätt	Simulerad
H₂O	[m ³]	2314	2446			
Tot-P	[g]	574	232	Tot-P	[mg/l]	0,2 0,1
Tot-N	[g]	3000	3016	Tot-N	[mg/l]	1,3 1,2
Cu	[g]	517	28	Cu	[µg/l]	219 12
Zn	[g]	537	574	Zn	[µg/l]	230 234
Pb	[g]	38	34	Pb	[µg/l]	16 14
Cd	[g]	1,2	1	Cd	[µg/l]	0,5 0,4
PAH	[g]	0,3	0,5	PAH	[µg/l]	0,14 0,21

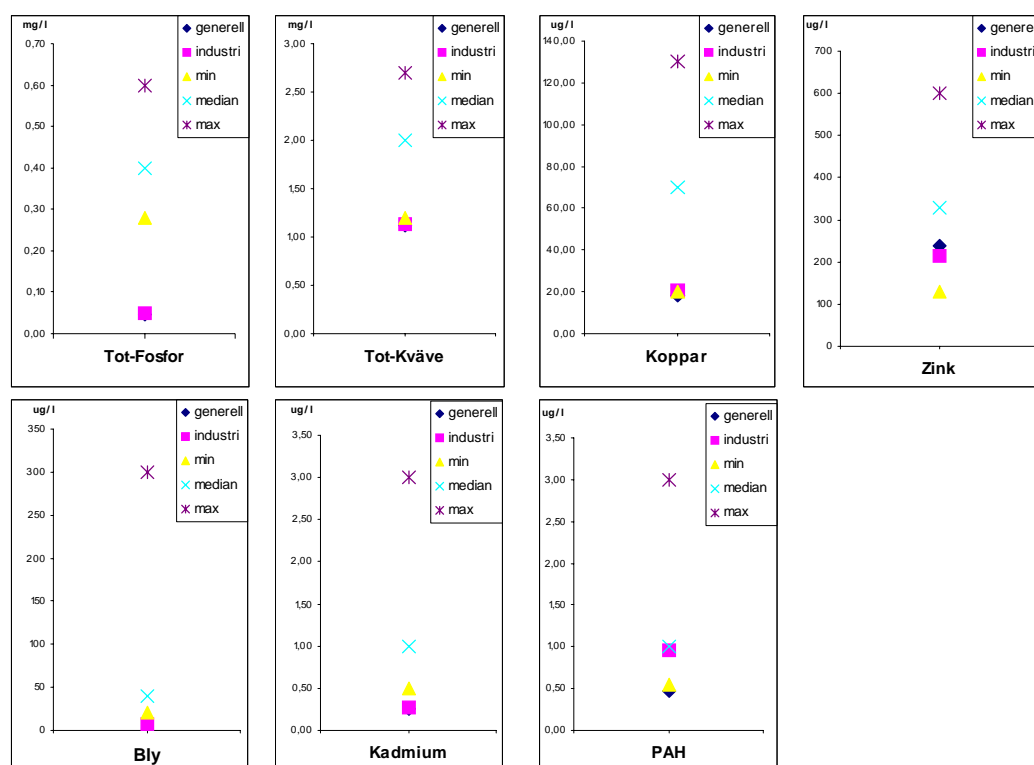
Simuleringen över bostadsområdet stämde generellt sett bättre överens med uppmätta värden än simuleringen över industriområdet. Även här blev simuleringarna mer enhetliga om hela regnperioden användes istället för att simulera varje regntillfälle för sig. Bäst simuleringsresultat blev det för kväve, zink, bly och kadmium. Dock är underlaget för simuleringen på samma sätt som ovan för litet och osäkert för att modellen ska kunna anpassas på ett signifikant sätt. Ytterligare mätningar och valideringar krävs. Den uppmätta summerade volymen under provtagningsperioden var 2314 m³ och den simulerade volymen för samma period blev 2446 m³.

6.4. GENERELL SIMULERING PÅ ÅRSBASIS

För att få en mer generell uppfattning om hur modellen simulerar för de båda områdena har körningar gjorts på årsbasis med de inställningar som bestämdes i kapitel 6.3. Regndata som användes hämtades från den nederbördsserie som uppmättes i Lundby 1926, vilket anses som ett normalår för nederbörden i Göteborg. Utvärderingar av simuleringsresultatet gjordes sedan med schablonhalter som riktlinjer.

6.4.1. Tagene industriområde

Simuleringarna över Tagene industriområde kördes i två omgångar. I båda fallen användes areainställningarna för området. Först simulerades ett generellt fall där parametrarna i tabell 5 var inställda efter förvalsvärdena. I den andra simuleringen ändrades de parametrarna som kalibrerats för industriområdet, se tabell 13. Liksom tidigare simuleringar gjorda i Tagene industriområde (se kapitel 6.3.1.) simulerade modellen ganska låga värden även i jämförelse med schablonvärden, se figur 24. De schablonhalter som har använts här kommer från kategorin ”industrier” presenterade i bilaga 2. Schablonvärdena används som vägledning om vad som kan tänkas vara rimliga värden men ska inte ses som verkliga gränser.

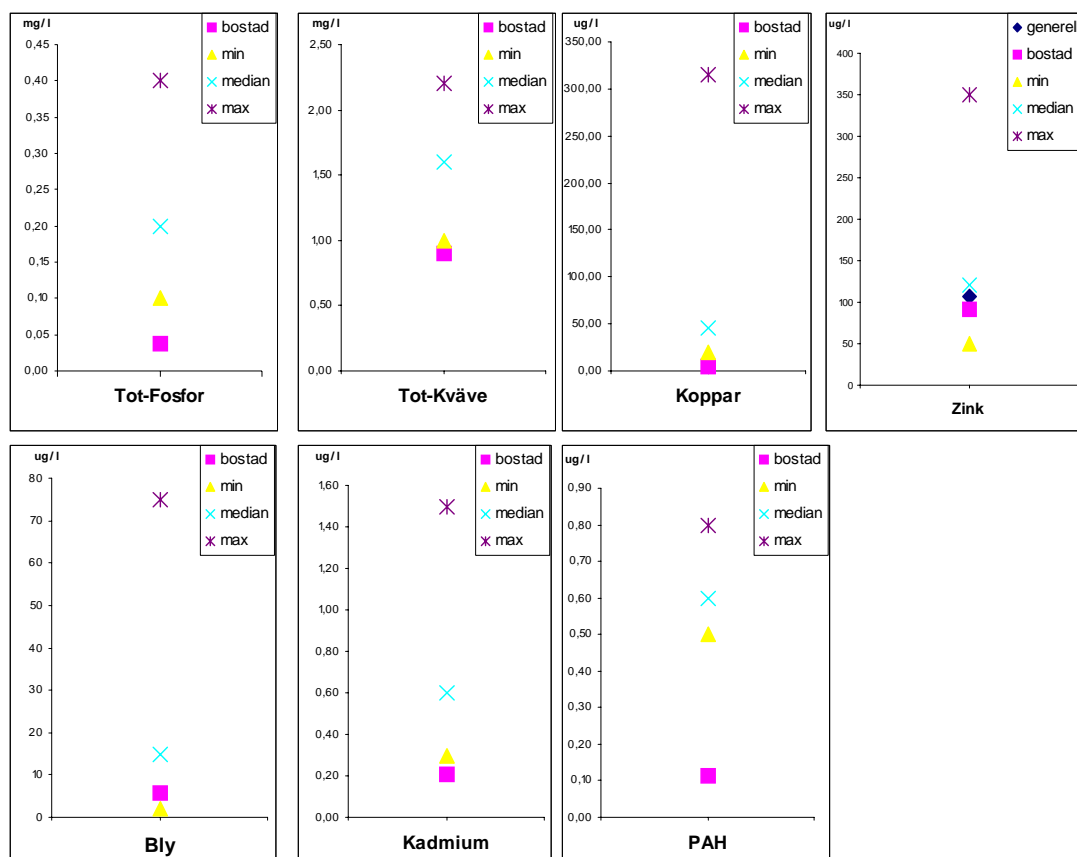


Figur 24. Simuleringar gjorda med SEWSYS på årsbasis med regndata från normalårsserien uppmätt i Lundby 1926. Generell körning visar en körning med industriområdets områdesparametrar men utan ytterligare justering av modellen. Industri visar den simulering där parametrar i SEWSYS har justerats enligt tidigare inställningar gjorda efter uppmätta data. Min, max och medianvärdet är hämtade från schablonhalterna presenterade i bilaga 2 (StormTac, 2004).

Den förorening som tydligt hamnar inom spannet för minimum och maximum värdena är zink, men även PAH efter att justeringar för Tagene industriområde är inställda. Kväve och resterande tungmetaller hamnar vid den nedre gränsen för schablonhalterna, vilket kan vara ett rimligt resultat då schablonhalter endast ska ses som riktlinjer. Dock visar provtagningen och analyserna gjorda i området att föroreningsbelastningen verkar vara ganska hög. Generellt verkar det som om modellen inte klarar att simulera de höga föroreningshalterna som industriområdet bidrar med. Ytterligare justeringar och mätningar krävs för att ställa in modellen.

6.4.2. Kärra bostadsområde

Simuleringarna som är gjorda på årsbasis över Kärra bostadsområde har de områdesspecifika inställningar som uppmättes för området. Den enda parametern som justerades vidare för bostadsområdet var zink, se tabell 15, varför denna simulerades en gång med förvalsvärde och en gång med justerat värde. Resultatet av simuleringarna jämförda med schablonhalter visas i figur 25. De schablonhalter som har använts är en sammanställning av värdena i kategorierna ”villor”, ”radhus” och ”flerfamiljshus” som presenteras i bilaga 2. På samma sätt som tidigare används schablonvärdena som vägledning.

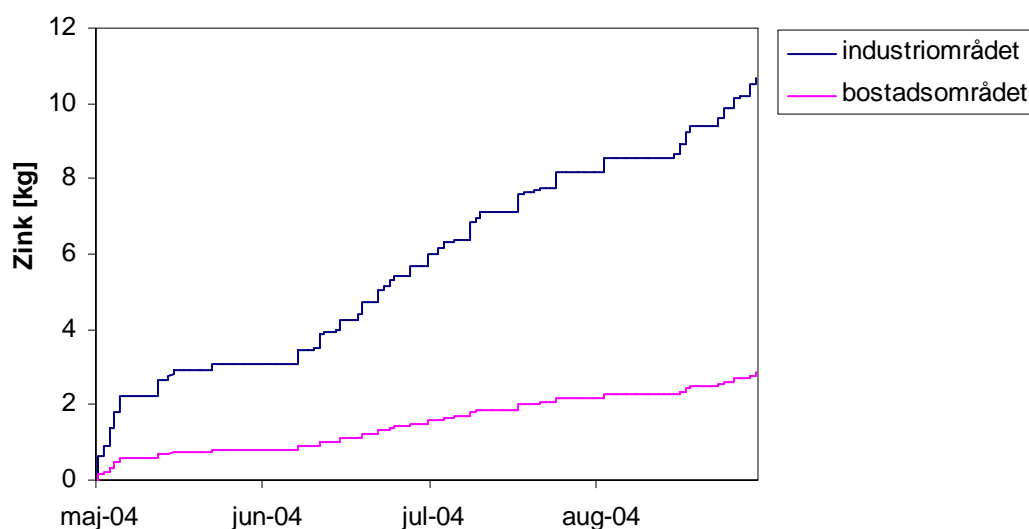


Figur 25. Simuleringar gjorda med SEWSYS på årsbasis med regndata från normalårsserien uppmätt i Lundby 1926. Simuleringen (i figuren kallad bostad) är gjord med de områdesspecifika inställningarna som bestämdes efter uppmätta data. Zink har dessutom simulerats med SEWSYS generella inställning. Min, max och medianvärdet är hämtade från schablonhalterna presenterade i bilaga 2 (StormTac, 2004).

Liksom för industriområdet ligger modellen lågt i sina simuleringar mot schablonvärden. De ämnen som simuleras inom schablonvärdens intervall är endast zink och bly. Dock ligger kväve, koppar och kadmium väldigt nära den undre gränsen för schablonvärdet. Det kan därför vara ett rimligt resultat eftersom schablonvärdena endast är riktlinjer och inte någon verklighet för det aktuella området. För att modellen ska kunna simulera bättre även på ett generellt plan krävs att fler provtagningar och analyser utförs i området som bas för modellens inställning.

6.5. JÄMFÖRELSE AV FÖRORENINGSBELASTNINGEN MELLAN OMRÅDENA

Efter inställningen av modellen var zink den förorening som simulerades bäst både för industriområdet och för bostadsområdet. För att kunna jämföra de båda områdena utfördes en simulering över sommarmånaderna maj till augusti för regndata från 2004, vilket var den period då arbetet med mätningar genomfördes. Den ackumulerade föroreningsbelastningen av zink för respektive område visas i figur 26.



Figur 26. Ackumuleringen av zink under sommarmånaderna maj – augusti 2004, baserat på regndata från Barlastplatsen.

Det syns tydligt i grafen att industriområdet ger ett flera gånger högre föroreningstillskott av zink än bostadsområdet. Resultatet som fås fram kan inte ses som ett säkert värde eftersom modellen har gjort osäkra simuleringar tidigare, men det visar att föroreningstillskottet är högre från industriområdet än från bostadsområdet. Detta märks även om man jämför de simulerade koncentrationerna av zink. Dock blir medelvärdeskoncentrationen mycket lägre än den koncentration som uppmättes som medelvärde vid provtagningen, se tabell 17. Även modellen simulerade högre koncentrationer vid provtagningstillfället. Tillfällena för provtagning behöver inte alls representera en medelkoncentration för områdena under en längre tid, eftersom det rör sig om en kort period då provtagningen skedde med en lång föreliggande torrperiod. Även skillnader över olika årstider borde studeras för att en modell ska gälla generellt.

Tabell 17. Uppmätta och simulerade medelvärdeskoncentrationer.

Medelvärdes- koncentrationer för zink [µg/l]	Uppmätta (SMC)	Simulerade för provtagningstillfället	Simulerade maj-augusti
Industriområdet	584	473	215
Bostadsområdet	230	211	95

Simuleringsresultaten för de övriga parametrarna påvisar även de att föroreningsbelastningen från industriområdets dagvatten är högre än från bostadsområdets, se tabell 18.

Tabell 18. Simulerade värden över industriområdet och bostadsområdet, maj till augusti 2004.

**Simulerade föroreningsmassor
maj - augusti, 2004**

	industriområdet	bostadsområdet
Tot-P [g]	2 548	1 196
Tot-N [g]	58 357	28 947
Cu [g]	1 032	153
Zn [g]	10 698	2 845
Pb [g]	391	180
Cd [g]	14	7
PAH [g]	48	4
Dagvattenvolymen		
H₂O [m ³]	49 874	30 017

I jämförelsen är det viktigt att komma ihåg att endast delar av de båda områdena är medtagna i både provtagningen och i simuleringen. Jämförelsen känns ändå relevant då områdenas storlekar med avseende på hårdgjord yta är relativt lika.

7. DISKUSSION

Att modellera dagvatten och dess föroreningstransport är komplicerat på grund av de många faktorer som bidrar till variationer i såväl flödet av dagvatten som föroreningshalterna i vattnet. Variationerna beror bland annat på längden av torrperioderna mellan regntillfällen, regnintensiteten, varaktigheten av regnet, typ av område som skall modelleras och årstidsvariationer.

Många faktorer i denna studie har varit osäkra, vilket har lett till osäkerhet i resultaten. Antalet provtagningar och analyser är avgörande för hur väl en modell går att anpassa till ett område. I detta fall krävs många fler föroreningsanalyser, vid flera regntillfällen med olika intensitet och varaktighet, för att modellen SEWSYS ska kunna kalibreras och förbättra simuleringsresultaten över Tagene industriområde och Kärra bostadsområde.

Karteringen av områdena gjordes utifrån ledningskartor, ortofoton samt områdesbeskrivande tillgänglig information i GIS. Detta gav en noggrann inramning av de olika ytorna, vägar, tak och övrig hårdgjord yta. Dock fick vissa uppskattningar göras som kan bidra till osäkerhet i simuleringarna. Till exempel ansågs vägar och parkeringsplatser som samma typ av yta med samma belastning för att modellen skulle ta hänsyn till de bilar som även bidrar till förorening på parkeringar. Även takstudien i fråga om takmaterial är osäker och det faktum att alla tak kanske inte har stuprännor som leder det vatten som rinner av taket, ner till dagvattenledningarna. Denna osäkerhet är större i bostadsområdet.

Områdenas dagvattenavrinning simuleras bra av modellen även om begränsningar finns vid alltför små nederbördsmängder. Regnet vid tredje provtagningstillfället i industriområdet är exempel på en nederbördsmängd som blev för liten för modellen. Det simulerade flödet följer inte den av provtagaren uppmätta hydrografens mönster. Däremot simuleras volymen dagvatten relativt bra även i detta fall. Den största osäkerheten gällande simuleringen av dagvattenflödet och volymen ligger troligen i de lokala skillnaderna i nederbörden. Att använda regndata från Barlastplatsen

omkring 10 km från de aktuella områdena påverkar naturligtvis det simulerade resultatet. Detta syns främst vid första regntillfället under provtagningen i bostadsområdet då tiden för det uppmätta regnet inte sammanfaller alls med tiden för provtagningen.

Modellens svaghet att klara korta regntillfällen blev ännu tydligare när föroreningarna simulerades. Det var omöjligt att hitta en inställning av SEWSYS för att kunna simulera värden jämförbara med de uppmätta värdena för respektive regntillfälle. Detta kan både bero på viss osäkerhet i analyserade halter, då dessa har påvisat väldigt höga värden, och på osäkerheter i SEWSYS för vissa alltför korta regntillfällen. Korta regntillfällen gör att små osäkerheter i modellen får stora konsekvenser när de inte kan jämnas ut på en längre mätperiod. Inställningen av torrperiodens längd är ett exempel på en osäkerhetsfaktor i modellen. En lång torrperiod höjer föroreningsbelastningen i simuleringen så pass mycket att det krävs ett relativt kraftigt regn för att skölja av de ackumulerade föroreningarna. Avrinningshastigheten går naturligtvis att justera men det är svårt att hitta en inställning som fungerar både över längre tid och för en kortare tid. I de flesta fall har inställningen fungerat bättre för långa simuleringsperioder än för korta. För att minska effekten av osäkerheterna för korta simuleringsperioder gjordes endast simuleringar av de två hela provtagningsperioderna och sedan delades de simulerade värdena upp i respektive regntillfälle inom perioden. På detta sätt kunde man se om modellen simulerade samma fördelning av föroreningarna som de analyserade värdena visar. Generellt simulerar SEWSYS något låga värden, vilket även har visat sig i tidigare studier (Ahlman & Svensson, 2002). Parametrar presenterade i tabell 1 skulle kunna justeras ytterligare, men valdes att hållas inom ramarna av tidigare justeringar som har gjorts av modellen för olika områden. Detta eftersom underlaget av uppmätta data var så pass litet och i viss mån osäkert i det här fallet.

Det krävs fler provtagningar och föroreningsanalyser inte bara för att få säkrare resultat utan även för att en validering av modellen ska kunna utföras. Eftersom alla tillgängliga analysresultat och uppmätta värden har använt för att ställa in och justera modellen har den inte kunnat köras mot oberoende data, vilket är nödvändigt för en validering. Fler mätningar och säkrare regndata, som är uppmätta i de aktuella områdena, skulle även kunna användas för att tillämpa systemidentifiering på modellen, en metod för att minimera simuleringsfelet.

7.1. TAGENE INDUSTRIOMRÅDE

De analyserade föroreningshalterna i Tagene industriområde har påvisats mycket höga och i vissa fall även med stora variationer i halterna som inte i alla fall kan förklaras av regnets karakteristik, t.ex. varaktighet och intensitet. Eftersom provtagningen gjordes under en relativt kort tid är det möjligt att särskilda utsläpp gjordes i området vilket temporärt kan ha ökat halten föroreningar. Ett industriområde innebär alltid en risk för plötsliga och ökade utsläpp. Detta område innehåller dessutom många ytor som är svåra att definiera och därmed svåra att bestämma föroreningsgraden på. I jämförelse mellan simulerade och uppmätta föroreningsmängder verkar det finnas en rad föroreningskällor som inte är identifierade, t.ex. för koppar, vilka därmed inte finns med i simuleringarna.

Ytterligare en osäkerhet för industriområdet är det faktum att analyserna för metallhalterna inte kunde användas vid det andra regntillfället. De totala massorna för denna period har därför beräknats utifrån områdets medelvärdeskoncentration (SMC) som endast baserats på de övriga två regntillfällena, vilket innebär stor osäkerhet i analysresultatet. Detta leder i sin tur till att osäkerheten blir större även för de simulerade värdena.

7.2. KÄRRA BOSTADSOMRÅDE

I bostadsområdet har, för de flesta föroreningar, simuleringarna fungerat bättre än för industriområdet. En anledning till detta kan vara att det finns färre osäkra föroreningskällor i ett bostadsområde och att föroreningsbelastningen i allmänhet är lägre. Tydligt för Kärra bostadsområde var att all uppmätt hårdgjord yta inte bidrog till dagvattenflödet i ledningarna, vilket beror på de många infiltrerbara ytorna inom området. Detta kan jämföras med industriområdet där det nästan inte finns några infiltrerbara ytor, bortsett från ytterområdet. I modellen justerades dagvattenflödet genom att minska arean för övrig hårdgjord yta till en femtedel av den uppmätta. Den del som togs bort anses då vara en yta som ej bidrar till dagvattenavrinningen, på ett liknande sätt som den infiltrerbara ytan. Att detta sätt valdes istället för att reduktionsfaktorn minskades beror på att avrinningen från vägar och tak till större del antas bidra till dagvattenbildningen än exempelvis gångvägar och cykelvägar, där dagvattnet ofta kan rinna av direkt till anslutande gräsytor.

De uppmätta halterna av koppar inom bostadsområdet var mycket högre än de simulerade halterna. Flera analyser skulle behövas för att minska osäkerheten i de uppmätta värdena. Skulle det visa sig vara kopparmängder av den storleksordningen vid ytterligare provtagningar, finns det oidentifierade källor till kopparbelastningen inom området. Det utfördes ytterligare en provtagning i bostadsområdet, utöver de som är redovisade i den här rapporten, i slutet av oktober. Koppar och övriga tungmetaller analyserades då av Va-verkets laboratorium på Lackarebäckverket och resultaten var mycket lägre värden än tidigare analysresultat. Detta provtagningstillfälle kunde dock inte användas för vidare simuleringar i SEWSYS då ett fel i provtagaren orsakade att provtagningen inte utfördes flödesproportionellt. Analysresultatet visar ändå att det finns anledning att ifrågasätta de höga halterna på de uppmätta värdena i tabell 9. Skillnaden i resultaten kan dock bero på andra faktorer. Det faktum att provtagningen som har använts för inställning av modellen skedde i slutet av sommaren, då det till skillnad från hösten var många föreliggande torrperioder. På hösten har fler regntillfällen sköljt av ytan och föroreningsbelastningen borde vara lägre.

7.3. SLUTSATSER

SEWSYS simulerar i nuläget något låga föroreningshalter jämfört med de uppmätta halterna. Detta gäller främst i industriområdet och modellen behöver vidare utveckling för att finjusteras. Den förorening som simuleras sämst av modellen är halten koppar. För detta fall erhålls stora avvikelser mellan uppmätt och simulerad förorening. Även kvävemängden i industriområdet samt fosformängden i bostadsområdet simuleras dåligt i nuläget.

Trots de något låga simuleringsresultaten kan modellen användas för att få en uppskattning om föroreningsbelastningen inom områdena och användas som ett verktyg för jämförelse mellan områdena. Även om simuleringarna inte ger säkra resultat på föroreningsmängderna var det i denna studie tydligt att dagvattnet från Tagene industriområde är mer förorenat än dagvattnet från Kärre bostadsområde.

8. REFERENSER

Ahlman, S., 2000. SEWSYS – ett modelleringsverktyg för transport och reningsprocesser i avloppssystem utvecklat i MATLAB – Simulink. Examensarbete, Institutionen för Vatten Miljö Transport, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Ahlman, S. and G. Svensson, 2002. Modelling substance flows in urban sewer systems using MATLAB/Simulink. In: Proceedings of the Ninth International Conference on: Urban Drainage, E. W. Strecker & W. C. Huber (Eds.), September 8-13 2002, Portland.

Andgren, N., 2000. Dagvattenutlopp ovan intaget. Internrapport Göteborgs Va-verk.

Awasume, E., 2004. Quantification of Stormwater Pollutant Contribution Within the Protection Area of River Göta älv - Field Study Characterisation. Examensarbete, Institutionen för Vatten Miljö Transport, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Engvall, C., 1999. Simulation of Material Flow in Stormwater. Examensarbete, Avdelning för Systemteknik. Uppsala Universitet, Uppsala.

Göta Älvs Vattenvårdsförbund, 2002. Göta och Nordre älvar. Årsrapport 2002, Göteborg.

Göteborgs Stad, Göteborg och Miljön.
www.miljo.goteborg.se/top/tryck/mertryck/miljrapp.pdf, 2004.

Göteborgs Stad, Miljörapport för 2002. Göteborgs Miljöförvaltning, ISSN 1401-2448, Rapport 2003:8.

Göteborgs Stad, Befolkningsstatistik,
[http://www.goteborg.se/prod/G-info/statistik.nsf/34f4087fac810b1ac1256cdf003efa4b/819f702682bd9ad6c1256e2b0044a8df/\\$FILE/Basomr%C3%A5den%20ett%C3%A5rsklasser%2003.xls](http://www.goteborg.se/prod/G-info/statistik.nsf/34f4087fac810b1ac1256cdf003efa4b/819f702682bd9ad6c1256e2b0044a8df/$FILE/Basomr%C3%A5den%20ett%C3%A5rsklasser%2003.xls), 2004.

Göteborgs Va-verk, 2001. Dagvatten - inom planlagda områden. Göteborg.

Larm, T., 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VA-Forsk Rapport nr 1994-06.

Ljung, L., och T. Glad, 1991. Modellbygge och Simulering. Studentlitteratur, Lund.

Miljögifter i och kring Göta Älv, 2003. Länsstyrelsen Västra Götalands Län, ISSN 1403-168X, Rapport 2003-57.

Pettersson, T. J. R., 1999. Stormwater ponds for pollution reduction. PhD Thesis, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Stockholms miljöport. Allmänt om dagvatten.
www.miljoporten.stockholm.se/Dagvatten/intro.htm, 2004.

StormTac, Schablonhalter,
<http://www.stormtac.com/schablonhalter.xls>, 2004.

Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90.

Svensson, G., 2003. Val av strategi för dagvatten – uthållighet och miljötänkande. Svenskt Miljöforum, Norrköping.

Trafikkontoret, Göteborgs Stad. Biltrafikflöden på trafikledsnätet inom Göteborg t.o.m 2002,
www.trafikkontoret.goteborg.se, 2004.

Villarreal, E. L., 2003. Beneficial Use of Stormwater – Opportunities for urban renewal and water conservation. PhD Thesis, Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Universitet, Lund.

Västra Götalands läns, författningssamling. 1998. Länsstyrelsen 14 FS 1998:113

BILAGA 1. Schablonhalter för dagvattenkoncentrationer vid olika markanvändning
(StormTac, 2004)

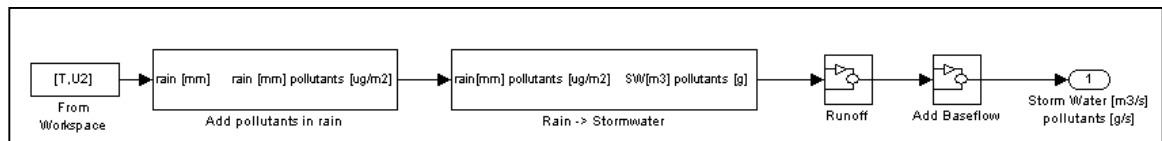
Schablonhalter, StormTac, version 2004-13

Markanvändning	Median (riktvärden)						
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	PAH
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Vägar (30 000 fordon/dygn)	0,24	2,4	31	72	197	0,44	1,5
Parkeringar	0,1	1,1	30	40	140	0,45	1,7
Villor	0,2	1,5	10	35	100	0,5	0,6
Radhus	0,2	1,5	15	40	110	0,6	0,6
Flerfamiljshus	0,25	1,65	20	60	140	0,7	0,6
Fritidshus	0,6	3,3	5	20	80	0,5	0,3
Centrum	0,35	2,1	40	30	140	1	0,6
Industrier	0,4	2	40	70	330	1	1
Atmosfärisk deposition	0,032	2,4	3	5	30	0,11	1,9

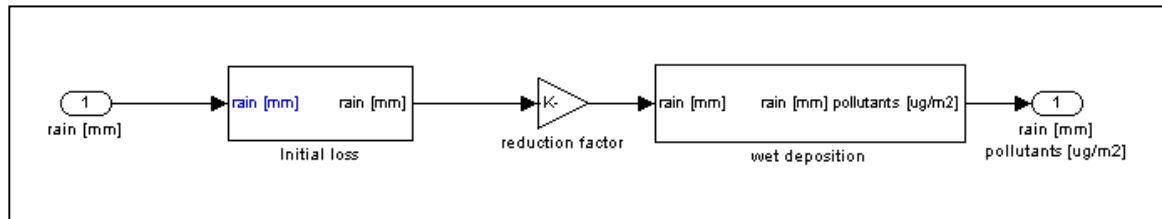
Markanvändning	Minimum						
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	PAH
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Vägar (5 000 fordon/dygn)	0,15	1,65	13,5	38,287	62	0,24	0,8
Parkeringar	0,07	0,6	11	25	50	0,2	0,4
Villor	0,1	1	2	20	50	0,3	0,5
Radhus	0,1	1	6	20	60	0,3	0,5
Flerfamiljshus	0,2	1	8	30	100	0,3	0,5
Fritidshus	0,13	1,7	2	5	40	0,15	0,25
Centrum	0,2	1,2	10	20	60	0,5	0,5
Industrier	0,28	1,5	20	20	130	0,5	0,55
Atmosfärisk deposition	0,01	0,8	2	2,5	6	0,03	0,12

Markanvändning	Maximum						
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	PAH
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Vägar (100 000 fordon/dygn)	0,31	4,5	80	94,499	575	1,0	2,0
Parkeringar	0,16	1,5	50	50	230	1	2,1
Villor	0,3	2	50	60	200	1	0,8
Radhus	0,4	2,2	55	80	200	1,2	0,8
Flerfamiljshus	0,4	2,2	75	315	350	1,5	0,8
Fritidshus	4	12	50	60	150	1	0,4
Centrum	0,7	2,5	230	60	400	2	0,8
Industrier	0,6	2,7	300	130	600	3	3
Atmosfärisk deposition	0,16	4,5	40	60	50	0,3	6,8

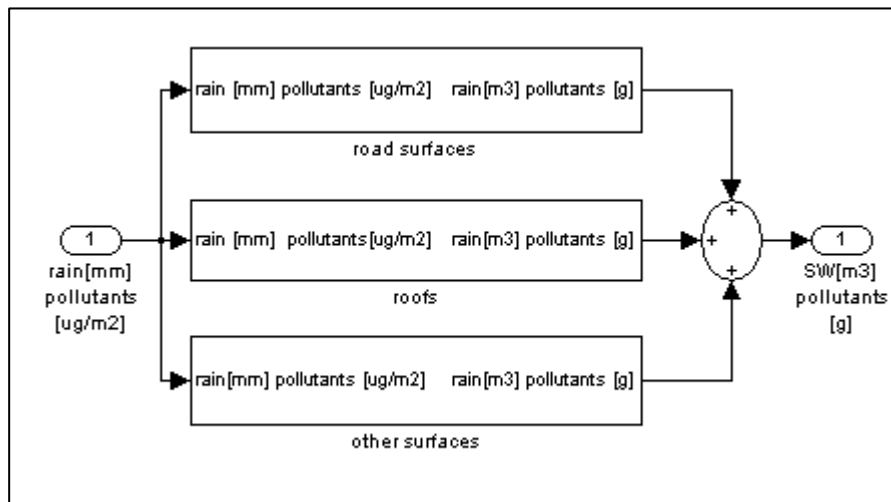
BILAGA 2. Dagvattenmodellens uppbyggnad i SEWSYS



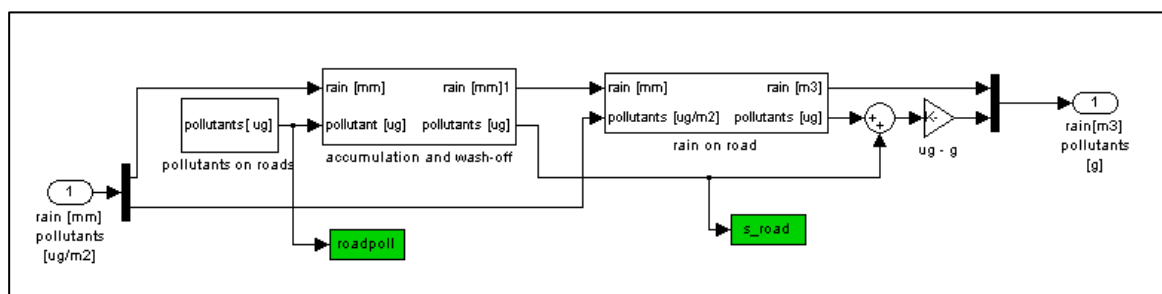
Figur a. Dagvattenmodellens huvudmoduler i ett duplikat avloppssystem.



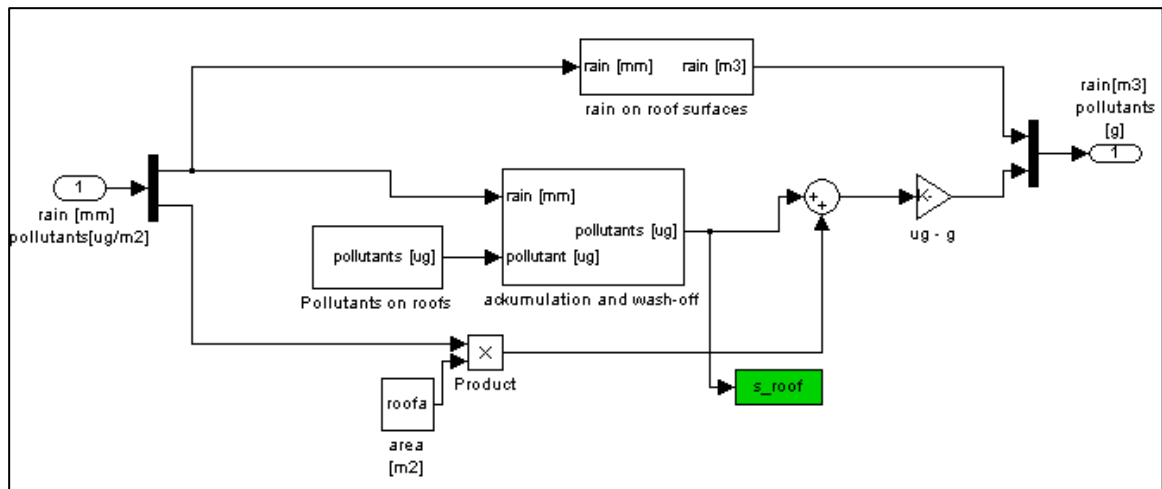
Figur b. Systemet bakom "Add pollutants in rain". Påverkan av den initiala förlusten och reduktionsfaktorn beräknas samt att föroreningarna i form av våtdeposition adderas.



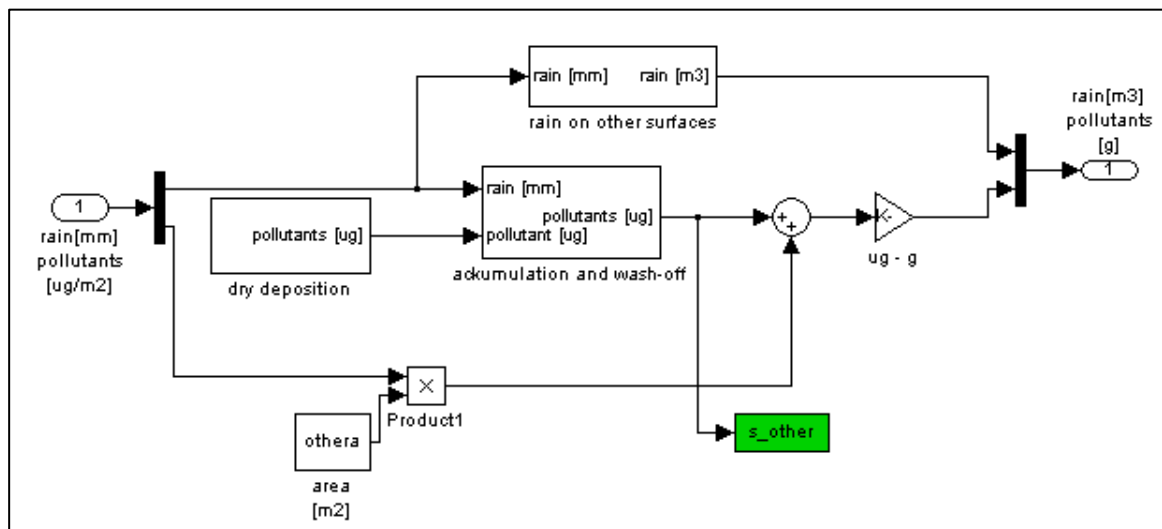
Figur c. Systemet bakom "Rain -> Stormwater". Påverkan från de olika ytorna beräknas i tre olika submodeller.



Figur d. Systemet bakom "Rain -> Stormwater/road surfaces". I "accumulation and wash-off" beräknas all föroreningpåverkan som påverkar vägarna i området. Påverkan av våtdepositionen på ytan beräknas i "rain on road" och därefter summeras den totala föroreningsmängden.

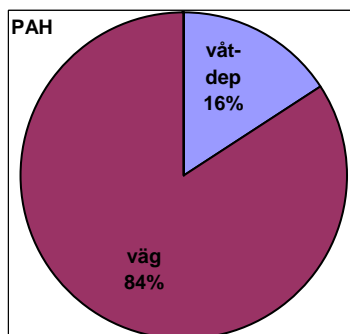
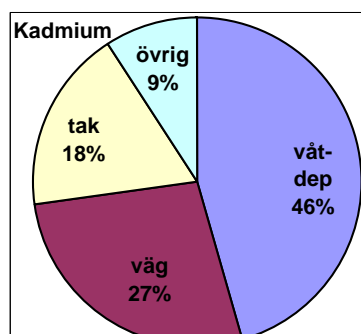
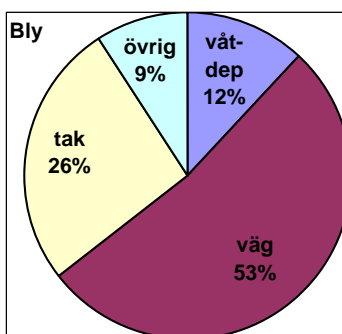
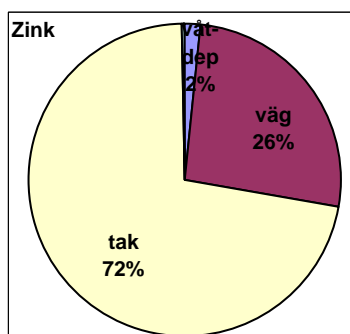
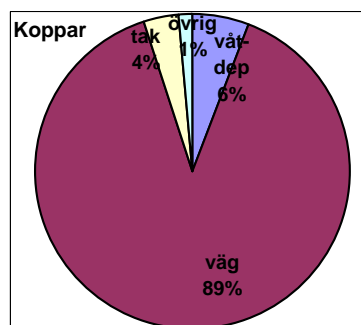
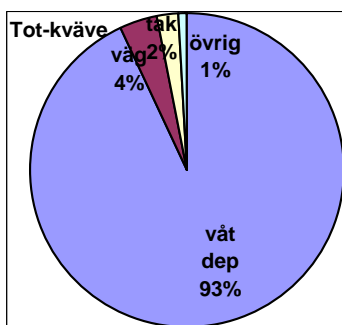
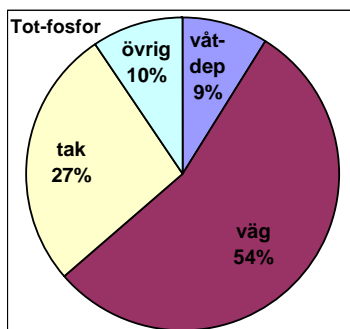


Figur e. Systemet bakom "Rain -> Stormwater/roof". I "accumulation and wash-off" beräknas all föroreningspåverkan som påverkar taken i området. Påverkan av våtdepositionen på ytan beräknas i "rain on roof surfaces" och därefter summeras den totala föroreningsmängden.

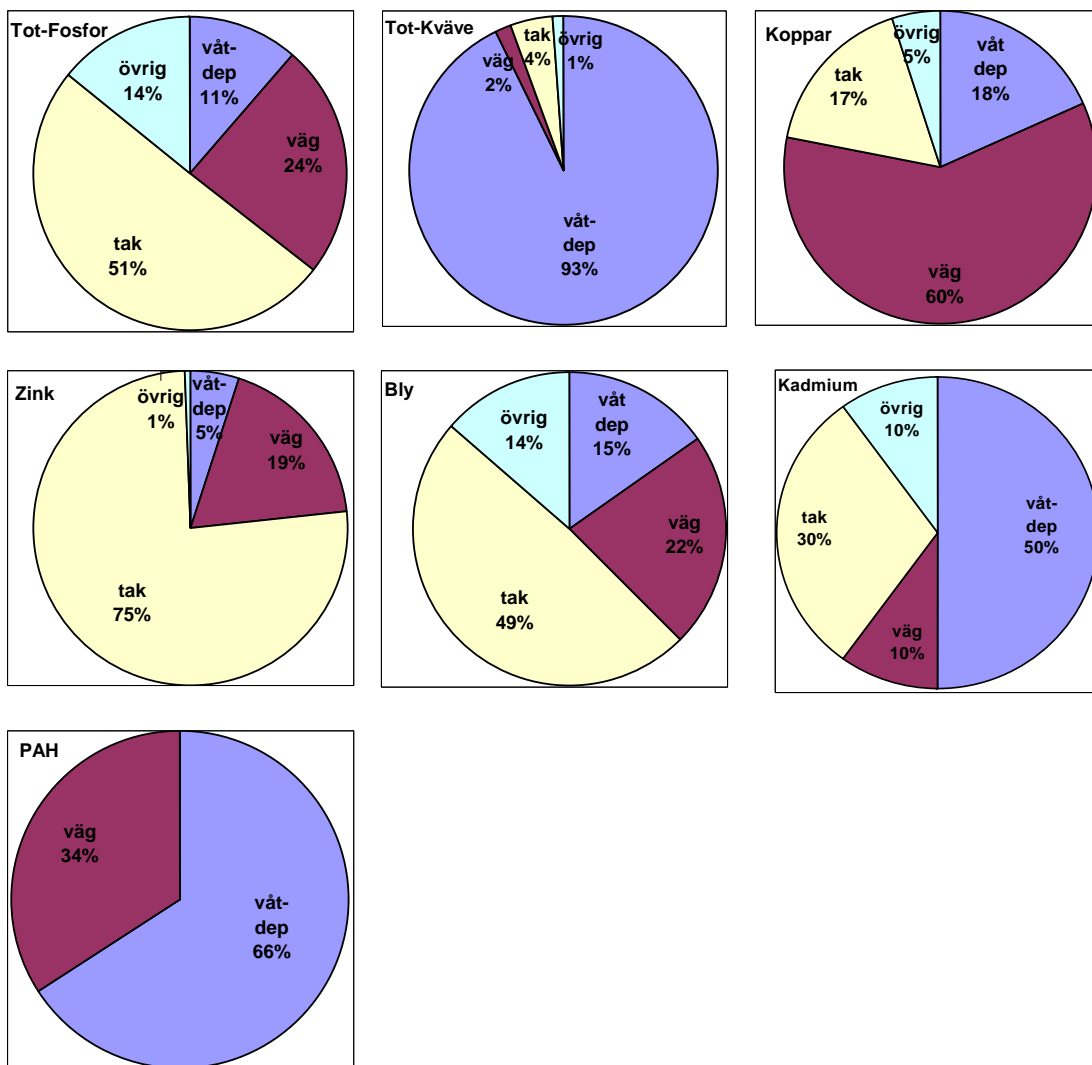


Figur f. Systemet bakom "Rain -> Stormwater/other surfaces". I "accumulation and wash-off" beräknas all föroreningspåverkan som påverkar de övriga hårdgjorda ytorna i området. Påverkan av våtdepositionen på ytan beräknas i "rain on other surfaces" och därefter summeras den totala föroreningsmängden.

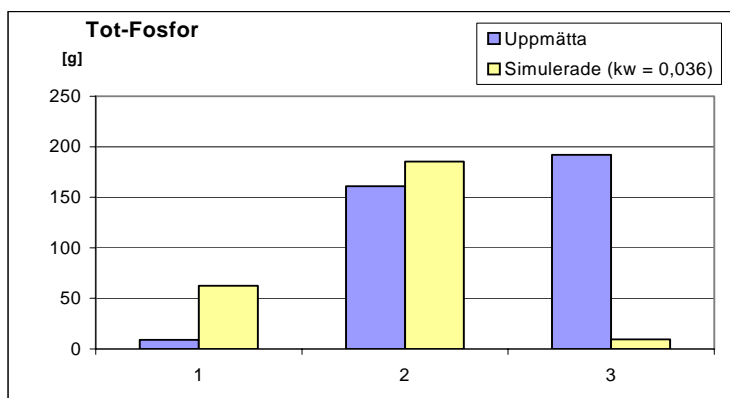
BILAGA 3a. Fördelningsdiagram över föroreningsbelastningen simulerad av SEWSYS från de olika ytorna samt våtdepositionen i Tagene industriområde.



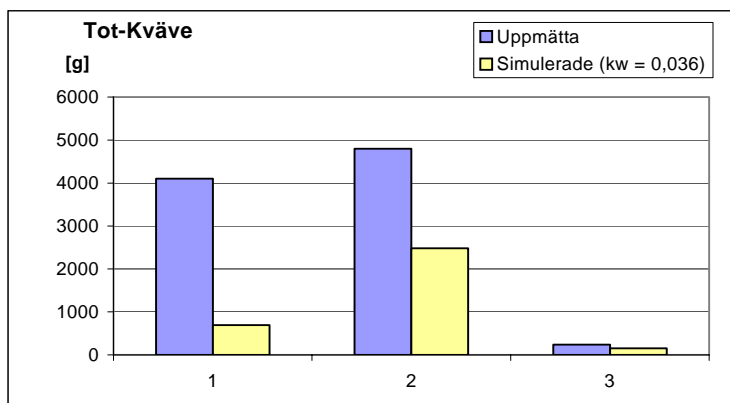
BILAGA 3b. Fördelningsdiagram över föroreningsbelastningen simulerad av SEWSYS från de olika ytorna samt våtdepositionen i Kärra bostadsområde.



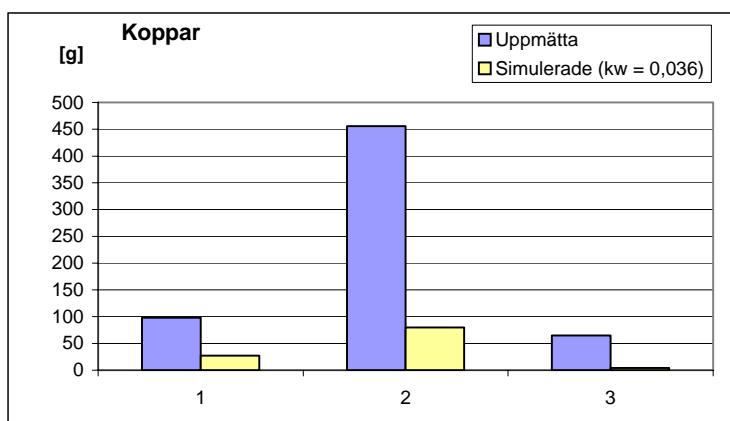
BILAGA 4a. Resultatet av den simulerade föroreningsbelastningen för industriområdet, uppdelad på de tre regntillfällena under provtagningsperioden.



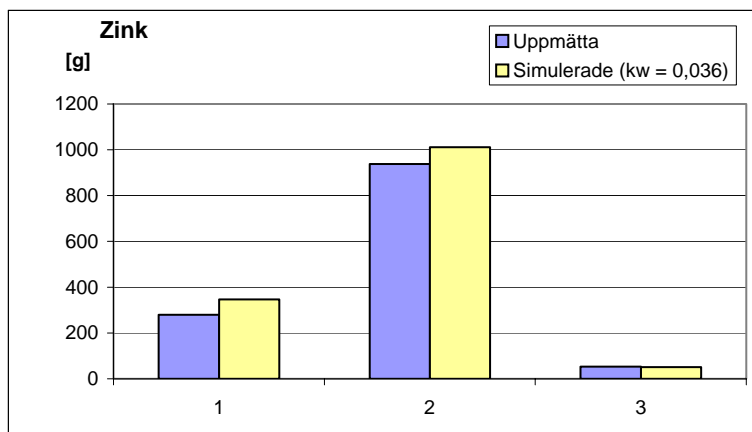
Tot-fosfor: Simulering med förvalsvärdet på k_w ger bäst trend medan en liten ökning av k_w skulle ge en bättre total mängd. Vid det sista regntillfället är den uppmätta fosforhalten väldigt hög om man ser till den lilla nederbörds mängd som kom. Simuleringen går inte all ställa in för att detta värde ska stämma överens. Ökas k_w ökas endast massorna vid första och andra regntillfället, vid tredje tillfället simuleras mängden fosfor fortfarande lågt.



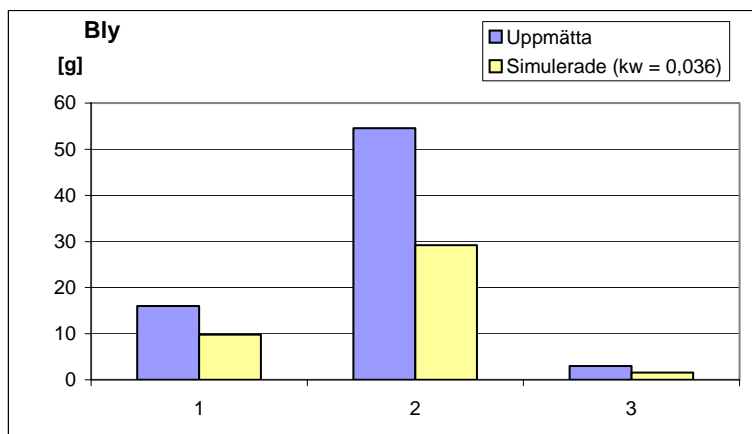
Tot-kväve: Den totala mängden kväve simuleras för lågt i jämförelse med den uppmätta mängden och påverkas nästan inte alls av olika värden på k_w , då den främsta källan till kväveföroreningen är våtdepositionen.



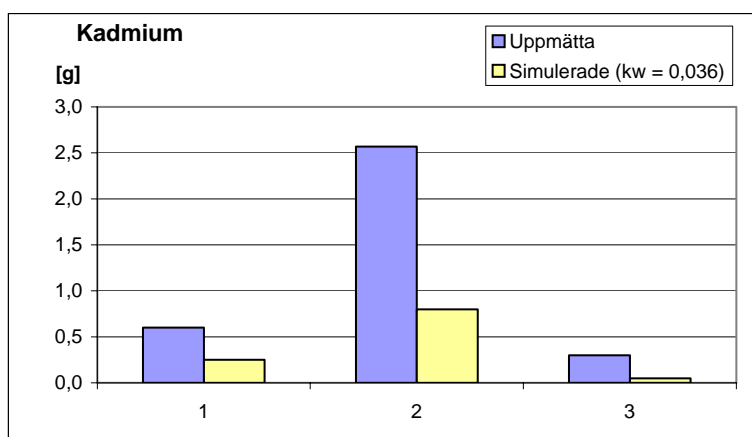
Koppar: Modellen simulerar för lågt i jämförelse med uppmätta mängder även vid ett högt värde på k_w . För det andra regntillfället multiplicerades den uppmätta volymen dagvatten med SMC för att få ett värde på kopparmängden för detta regntillfälle. Det är ett antagande och inte ett verkligt värde. Diagrammet visar att modellen följer de uppmätta mängderna även om simuleringsresultatet är alldeles för lågt. Detta trots att trafikbelastningen är ökad från det uppskattade värdet på 4095 till 6000 fordon -km/dygn.



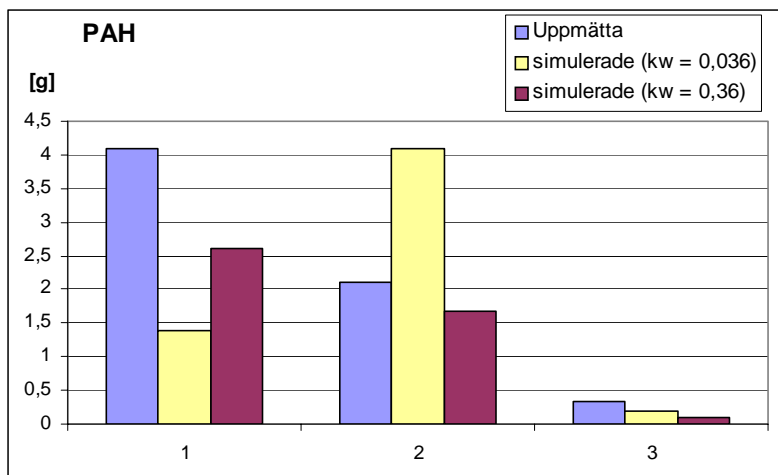
Zink: Simuleringen följer det uppmätta värdet på zinkmängden mycket väl för alla tre regntillfällen. Det är dock viktigt att påpeka att SMC multiplicerad med den uppmätta volymen dagvatten användes för att få ett värde på zinkmängden för andra regntillfället, detta är ett antagande och inte ett verkligt värde.



Bly: Simulering med ett högre värde på k_w resulterade i något bättre total simulerad mängd bly jämfört med den uppmätta mängden, däremot följdes i detta fall trenden mycket dåligt. Trots ett något lågt värde på blymängden som modellen visar följer de simulerade värdena de uppmätta på ett relativt bra sätt. Den ökade trafikbelastningen innebar endast en marginell ökning av de simulerade blymängderna. På samma sätt som ovan är blyvärdet för andra regntillfället beräknat utifrån SMC och uppmätt dagvattenvolym.

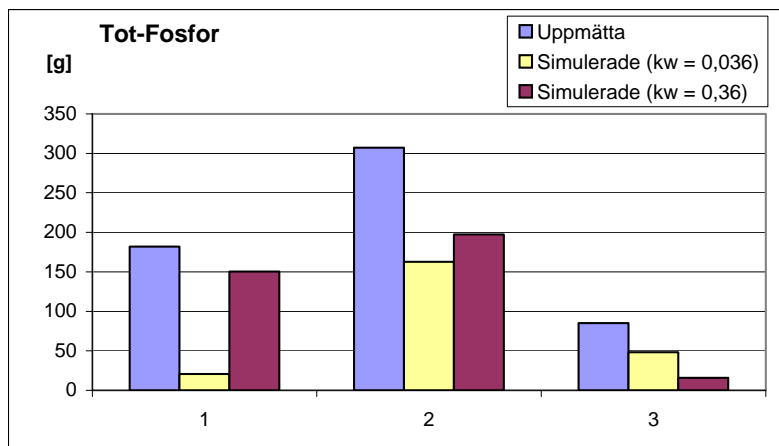


Kadmium: Även de simulerade värdena på kadmium följer de uppmätta värdena, men även i detta fall är kadmiummängderna för låga jämfört med de uppmätta mängderna. Vid andra regntillfället är den uppmätta massan kadmium ett antagande gjord utifrån SMC och uppmätt dagvattenvolym för tillfället.

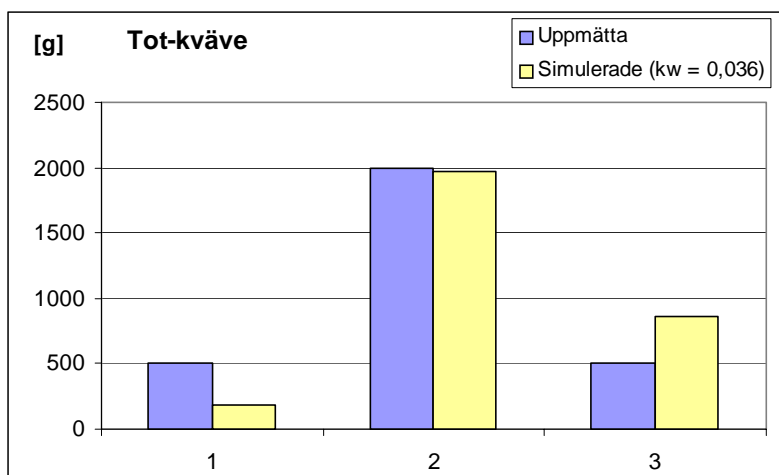


PAH: De uppmätta mängderna PAH skiljer sig från de andra föroreningarna då det första regntillfället resulterade i högst mängd PAH. För att simuleringen ska följa detta krävs det ett högt värde på k_w som diagrammet visar. Inställningen av modellen kommer dock att ha det låga värdet på k_w eftersom detta fungerar bättre för de andra föroreningarna och inställningen ska gälla generellt. Den simulerade totala mängden PAH stämmer dock väl överens med den uppmätta.

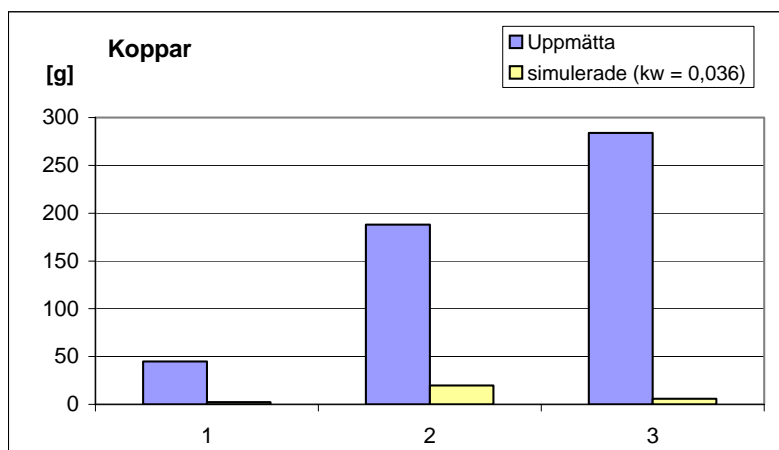
BILAGA 4b. Resultatet av den simulerade föroreningsbelastningen för bostadsområdet, uppdelad på de tre regntillfällena under provtagningsperioden.



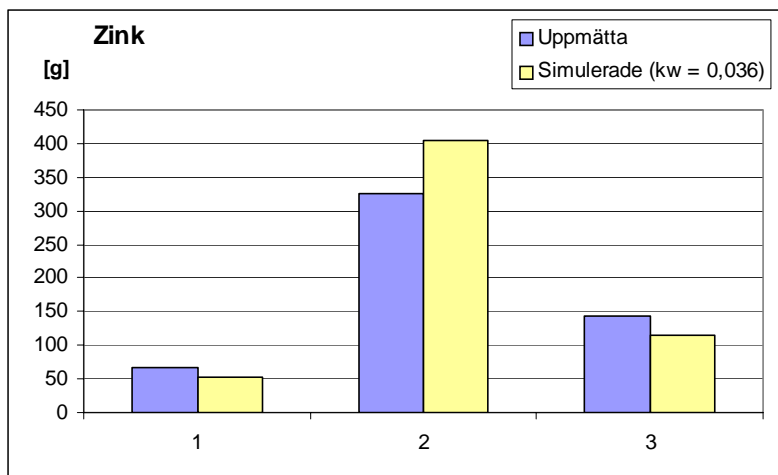
Tot-fosfor: Simuleringen fungerar bättre med ett högt värde på k_w , även om simuleringsresultatet fortfarande visar lite för låga fosformängder. Generellt fungerar dock det låga värdet på k_w bättre för övriga föroreningar varför det värdet används för de slutgiltiga resultaten.



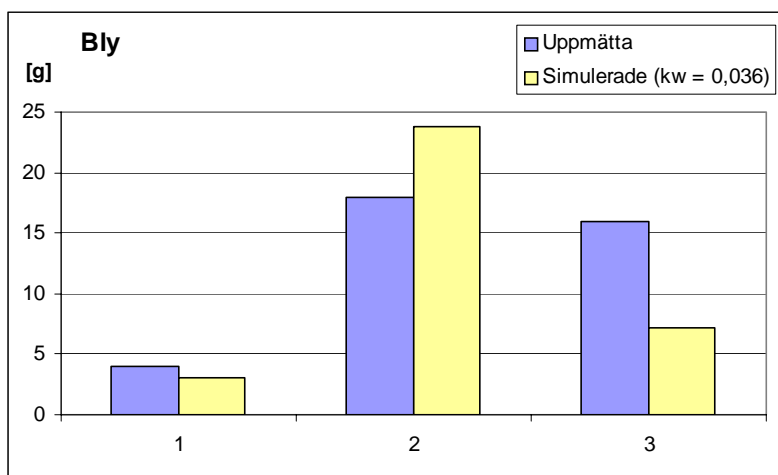
Tot-kväve: Den totala mängden kväve simuleras mycket bra av modellen jämfört med de uppmätta mängderna. Den simulerade mängden kväve är inte så känslig för förändringar i k_w då den främsta källan till kväveföroreningen är våtdepositionen.



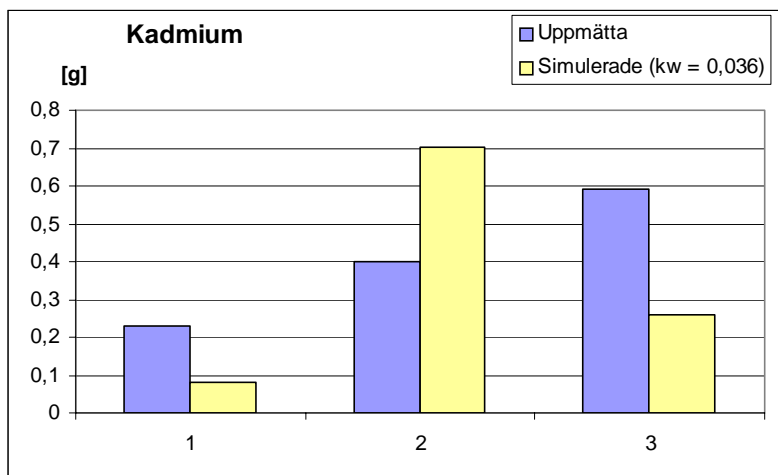
Koppar: Simuleringen beskriver inte den uppmätta kopparmängden alls.



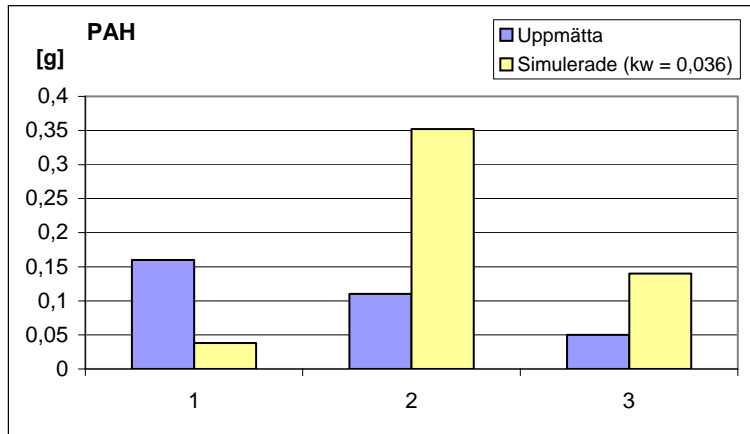
Zink: Simuleringen följer det uppmätta värdet på zinkmängden mycket väl för alla tre regntillfällen.



Bly: Simuleringen av blymängden följer de uppmätta värdena relativt väl. Ett annorlunda värde på k_w förbättrar inte simuleringsresultatet.



Kadmium: Den simulerade totala mängden kadmium överensstämmer väl med den uppmätta mängden. Simuleringarna stämmer dock inte lika väl för varje enskilt regntillfälle som diagrammet visar.



PAH: Liksom för industriområdet är första värdet på PAH högre än vid de andra två regntillfällena. För en generell inställning av modellen går det inte att uppnå detta resultat. Totalt simulerar modellen ett för högt värde på mängden PAH jämfört med den uppmätta mängden.