

CHALMERS



Alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområden med avseende på Substansflöden

Examensarbete inom civilingenjörsprogrammet Väg- och Vattenbyggnad

JOHAN LUNDAHL

Institutionen för Bygg- och miljöteknik
Vatten Miljö Teknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg 2005
Examensarbete 2005:81

Examensarbete 2005:81

Alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområden med
avseende på substansflöden

Johan Lundahl

Institutionen för bygg- och miljöteknik
Vatten Miljö Teknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg 2005

Alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområden med avseende på
substansflöden

JOHAN LUNDAHL

© JOHAN LUNDAHL, 2005

Examensarbete 2005:81

Institutionen för bygg- och miljöteknik

Vatten Miljö Teknik

Chalmers tekniska högskola

412 96 Göteborg

Telefon: 031-772 10 00

Chalmers reproservice / Institutionen för bygg- och miljöteknik
Göteborg 2005

Alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområden med avseende på substansflöden
JOHAN LUNDAHL
Institutionen för bygg- och miljöteknik
Vatten Miljö Teknik
Chalmers tekniska högskola

Sammanfattning

Flera av dagens nationella och globala miljömål berör dagvattenhantering och beskriver den kvalitet och det tillstånd för miljöresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Syftet med examensarbetet har varit att undersöka dagvattensystem för nyexploateringsområden med avseende på substansflöden, samt hur införandet av sedimenteringsdammar och infiltration av dagvatten påverkar föroreningsmängderna till det vattendrag som utgör recipient för området. Studien fokuserar på dagvattnets innehåll och föroreningskällor i nyexploateringsområden för bostäder. Dessutom jämförs den konventionella lösningen utan rening med fyra alternativa dagvattenlösningar där reningsåtgärderna utgörs av sedimenteringsdammar och infiltration samt av gräsbevuxna diken.

Dagvatten benämns det regn- och smältvatten som avrinner från tak, vägar och markytor och som inte tränger ner i marken. Föroreningar som ofta nämns i dagvattensammanhang är tungmetaller (t.ex. bly, koppar, zink och kadmium), kemisk syreförbrukande ämnen (COD) och närsalter (kväve och fosfor). Atmosfäriskt nedfall, trafik, materialkorrosion samt spillning från fåglar och hundar utgör de huvudsakliga föroreningskällorna. Undersökningar har visat att dagvatten har en negativ påverkan på vattendrag beroende på föroreningskoncentrationen. Vanliga metoder för behandling av dagvatten är dammar, infiltration, bevuxna diken och översilningsytor samt våtmarker.

För att uppnå studiens syfte har ett av verktygen i forskningsprogrammet Urban Water, kallat SEWSYS, använts för att göra substansflödesanalyser av avloppssystem. Dagvattenmodulen i SEWSYS tar hänsyn till näringsämnen kväve och fosfor, tungmetallerna koppar, zink, bly och kadmium samt PAH, som är en grupp polyaromatiska kolväten och finns i oljeprodukter. För att möjliggöra undersökningen studeras ett område aktuellt för exploatering av bostäder och industriverksamhet i tätorten Viken, belägen i Höganäs kommun.

Källorna till dagvattenföroreningar i bostadsområdet med småhusbebyggelse utgörs främst av luftföroreningar (våt- och torrdeposition). Andra källor är trafik i form av t.ex. väg-, däck- och bromsslitage. Korrosion och yt slitage av galvaniserade och målade plåttak samt av galvaniserade detaljer kring gatorna, såsom lyktstolpar och elskåp är utgör källor för bl.a. zinkföroreningar.

En jämförelse med Naturvårdsverkets klassificering av sjöar och vattendrag visar att det framför allt för industriområdet är lämpligt att vidta reningsåtgärder för dagvattnet. Störst reduktion av föroreningar har lösningen med diken, sedimenteringsdamm och infiltration vilket finner sig naturligt då det är den enda lösning som tillämpar tre reningsåtgärder. Lägst medelkoncentration till recipient sett över medelåret ger dock alternativet med öppna diken och sedimenteringsdamm.

Nyckelord: SEWSYS, dagvattenmodell, MATLAB/Simulink, substansflöden, föroreningsbelastning

Substance flow analysis of alternative stormwater systems in future residential and industrial areas

JOHAN LUNDAHL

Department of Civil and Environmental Engineering

Water Environment Technology

Chalmers University of Technology

Abstract

Several of the Swedish and global environmental goals of today effect stormwater Management and describes sustainable quality and state of environmental resources. The purpose of this Master thesis has been to examine stormwater systems in future residential and industrial areas focussing on substance flows, and how the introduction of ponds and stormwater infiltration affects the pollution loads to the local recipient. The focus of the study is the contents and sources of stormwater in future residential areas including housings. Furthermore was a comparison between the conventional solution without treatment and four alternative stormwater solutions with ponds, infiltration and vegetated swales made.

Stormwater consists of rain- and melt water that runs off from roofs, roads and other areas and which does not infiltrate into the ground. Pollutants often mentioned in a stormwater context are heavy metals (such as lead, copper, zinc and cadmium), chemical oxygen demand (COD) and total phosphorus and total nitrogen. The main sources for pollutants in stormwater are wet and dry deposition, traffic, metal corrosion and droppings from dogs and birds. Studies have shown that stormwater containing pollutants has a negative effect on watercourses. Ponds, infiltration, vegetated swales and wetlands are common stormwater treatment methods.

To meet the purpose of this study, one of the tools in the Swedish Urban Water research programme, known as SEWSYS, has been used for substance flow analysis. The stormwater module in SEWSYS includes nitrogen and phosphorous, lead, copper, zinc and cadmium, and PAH, which is a group of polyaromatic hydrocarbons often found in products containing oil, such as asphalt and tyres. A case study in the village of Viken, located in the municipality of Höganäs has been performed for a catchment for future residential and industrial use.

The sources for stormwater contamination constitute mainly from atmospheric pollution (wet- and dry deposition). Another source for contamination is traffic, such as wear of roads, tyres and brakes. Corrosion from roofs and devices of metal next to the roads also constitute to the pollution loads.

A comparison with recommendations given by SEPA, the Swedish Environmental Protection Agency, shows that stormwater treatment methods in the industrial area should be considered. The most effective storm water treatment method is the scenario with vegetated swales, a pond and infiltration. Simulation of the scenario including vegetated swales and a pond gave the lowest mean annual concentration.

Keywords: SEWSYS, stormwater model, MATLAB/Simulink, substance flow, pollution load

Förord

Denna rapport omfattar det examensarbete på 20 p som utgör sista momentet i civilingenjörsutbildningen, Väg- och Vattenbyggnad, vid Chalmers tekniska högskola. Tiden då arbetet pågått har gett en god inblick i föroreningsproblematiken kring dagvatten och en del av de reningsåtgärder som tillämpas idag. Arbetet har utförts under våren och sommaren 2005.

Min förhoppning är att detta arbete skall väcka intresse för frågor kring föroreningar i dagvatten och de möjligheter som finns att reducera dessa innan de når vattendrag, sjöar och hav.

Examensarbetet har utförts vid Avdelningen för Vatten Miljö Teknik, Institutionen för bygg- och miljöteknik vid Chalmers tekniska högskola och i samarbete med WSP Samhällsbyggnad i Helsingborg. Jag vill tacka min handledare, doktorand Stefan Ahlman, för hans stöd och vägledning under arbetets gång. Jag vill också ge ett speciellt tack till min handledare på WSP Samhällsbyggnad i Helsingborg, Johan Peetz, för hans hjälp och värdefulla synpunkter.

Tack även till all personal på WSP Samhällsbyggnad i Helsingborg, där jag varit placerad under examensarbetets genomförande, som generöst delat med sig av tid och kunskap.

Helsingborg, augusti 2005

Johan Lundahl

Innehållsförteckning

Sammanfattning	I
Abstract	III
Förord	V
Innehållsförteckning	VII
1 Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte och problemformulering	3
1.3 Avgränsningar och rapportens upplägg	3
2 Avloppssystem	5
2.1 Kort historik	5
2.2 Källor	5
2.2.1 Spillvatten	6
2.2.2 Dagvatten	6
2.2.3 Dränerings- och läckagevatten	9
2.3 Transport	9
2.3.1 Kombinerat system	9
2.3.2 Separerade system	10
2.3.3 Lokalt Omhändertagande av Dagvatten, LOD	11
2.3.4 Ekologisk Dagvattenhantering, ED	12
2.4 Dagvattenrening	13
2.4.1 Dammar	13
2.4.2 Infiltration	14
2.4.3 Bevuxna diken och översilningsytor	14
2.4.4 Våtmarker	14
3 SEWSYS - Modellbeskrivning	15
3.1 Allmänt	15
3.2 Indata till SEWSYS vid dagvattensimulering	17
3.3 Dagvatten	17
3.3.1 Våt- och torrdeposition	18
3.3.2 Bidrag från trafik	18
3.3.3 Bidrag från koppar och zinkytor	19
3.4 Ytavrinning	19
3.5 Kalibrering av avrinningsmodul	20
3.6 Ackumulering och bortförande av föroreningar	21
3.7 Behandling av dagvatten	22
3.7.1 Dagvattendamm	22
3.7.2 Infiltration	23
4 Metod	25
4.1 Angreppssätt	25
4.2 Framtagande av data	25
4.3 Substansflödesmodellering	25
5 Fallstudie Viken	27
5.1 Områdesbeskrivning	27
5.1.1 Recipientstatus för studerat område	28
5.2 Indata till SEWSYS	28
5.2.1 Avrinningsområdet	28
5.2.2 Trafik	29
5.2.3 Industriområde	29
5.2.4 Helsingborgs regnserie	29

5.2.5	Kalibreringsparametern K	30
5.2.6	Sammanställning av indata.....	30
6	Modelluppbyggnad i SEWSYS	31
6.1	Allmän modellstruktur	31
6.2	Duplikatsystem.....	32
6.2.1	Konventionellt duplikatsystem.....	32
6.2.2	Duplikatsystem med sedimenteringsdamm.....	32
6.2.3	Sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration.....	32
6.3	Öppen dagvattenhantering.....	33
6.3.1	Öppet dagvatten med sedimenteringsdamm	34
6.3.2	Öppet sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration.....	34
7	Resultat och diskussion	35
7.1	Dagvattnets innehåll samt källor i bostadsområdet.....	35
7.1.1	Dagvattnets innehåll	35
7.1.2	Källor till dagvattenförorening	35
7.1.3	Trafikföroreningarnas källor	36
7.2	Dagvattnets innehåll i industriområdet	37
7.3	Jämförelse av bostads- och industriområdet	37
7.4	Områdets ytbelastning.....	38
7.5	Behövs åtgärder vidtas i nyexploateringsområden m.a.p. dagvattenföroreningar? ..	39
7.5.1	Bostadsområdet med blandad villabebyggelse	39
7.5.2	Industriområdet	39
7.5.3	Hela exploateringsområdet.....	40
7.6	Resultat av dagvattensimulering för valda systemlösningar	40
7.6.1	Konventionellt duplikatsystem.....	40
7.6.2	Duplikatsystem med sedimenteringsdamm.....	40
7.6.3	Sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration.....	41
7.6.4	Öppet dagvatten med sedimenteringsdamm	41
7.6.5	Öppet sorterat dagvatten sedimenteringsdamm och infiltration	42
7.6.6	Sammanställning över mängder och koncentrationer till recipient.....	42
8	Slutsatser och rekommendationer	43
8.1	Dagvattnets innehåll och källor.....	43
8.2	Studerade systems föroreningsreduktion	44
8.3	Rekommendationer	45
8.4	Fortsatt forskning	46
9	Referenser	47
10	Bilageförteckning	51

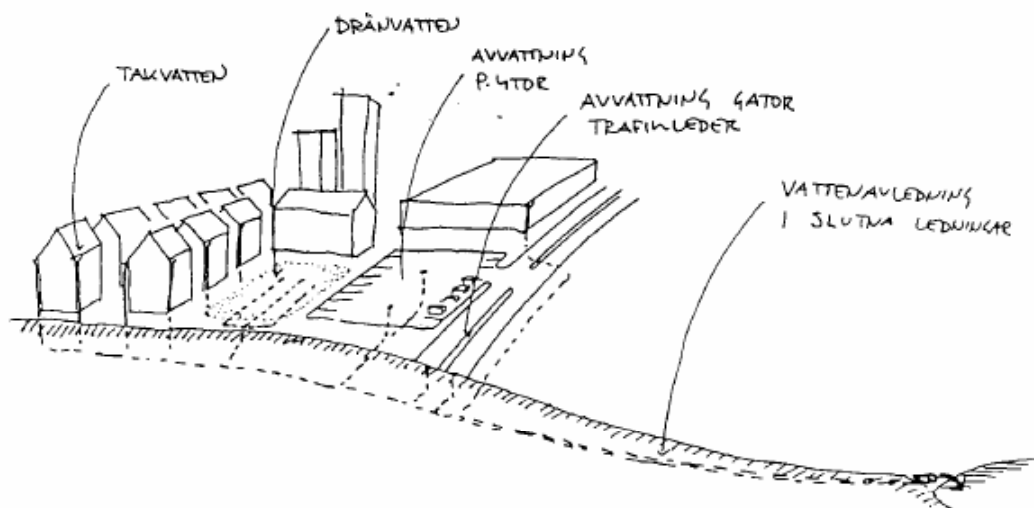
1 Inledning

1.1 Bakgrund

Dagvatten, d.v.s. ytavrinnande regn- och smältvatten, betraktades i gamla kulturer som en värdefull resurs. Som exempel kan nämnas att romarna samlade regnvatten i centralt placerade vattenreservoarer som sedan användes under torrperioder. I det gamla Samarkand, numera en av världens äldsta städer belägen i Uzbekistan, avleddes dagvatten från gator och gårdsplaner till brunnar som stod i förbindelse med grundvattennivån. Dessutom hade alla små bäckar i staden en beskyddare som förutom att förhindra förorening av vattendragen skulle upplysa allmänheten om hur vattenförorening kunde förebyggas (Niemczynowicz, 1999).

Som följd av den urbana utvecklingen samt människans ökande livstempo och minskande känslighet mot naturen försvann dessa tekniker. Moderna avloppssystem etablerades i början av 1900-talet. Dagvattnet ansågs då oönskat och störande och avleddes därför så snabbt som möjligt till närmsta recipient som vattendrag, sjöar eller hav (Niemczynowicz, 1999). Avledning av avloppsvatten skedde i så kallade kombinerade system där dagvatten och spillvatten från hushåll hanterades i samma ledning och mynnade i närmaste recipient.

Utbyggnaden av urbana miljöer ökade också de hårdgjorda ytorna i form av vägar, tak, parkeringar m.m. Detta resulterade i att andelen nederbörd som kunde infiltreras eller tas upp av vegetationen reducerades. För att undvika skador på byggnader, vägar och övriga anläggningar måste regnvatten som faller på dessa ytor avledas, vilket i sin tur leder till en negativ påverkan på bl.a. akvatiska ekosystem och en sänkning av grundvattnet (Larm, 1994). Ledningsnät som avleder dagvatten direkt till recipient (Figur 1.1) motverkar naturens egna processer att rena vattnet. Dessutom krävs stora investeringar då detta nät vid häftiga regn måste kunna ta emot stora flöden (Svensson m.fl. 2002).



Figur 1.1. Avledning av dagvatten i slutna ledningar direkt till recipient (Rosenqvist och Hakeman, 1991)

Förr betraktades dagvatten inte som förorenat men på senare tid har man insett att dagvatten kan innehålla så höga föroreningshalter att de kan påverka recipienten negativt. Då dagvattnet

sköljer över tak, vägar, parkeringsytor, industritomter m.m. förorenas det. Nederbörden förorenas även på väg ner till markytan då luftföroreningar tvättas ur. Örenat dagvatten som når recipienter kan därför innehålla många olika föroreningselement såsom tungmetaller, kväve, fosfor och oljerester (Svensson m.fl. 2002).

Som ett led i en ökad miljömedvetenhet och att vattenkvalitetsaspekter fått en växande uppmärksamhet började man på 1970-talet tillämpa lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). LOD innebär att man hanterar dagvatten inom det område där det bildats och därmed undviker eller minimerar avledningsbehovet. Detta kan ske genom infiltration, perkolation eller lokal fördröjning (VAV, 1983).

Under FN:s stora konferens om miljö och utveckling i Rio de Janeiro 1992 togs ett handlingsprogram för hållbar utveckling fram. Begreppet hållbar utveckling definieras enligt Bruntlandkommissionens rapport från 1987 som "en utveckling som tillfredställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredställa sina behov". Programmet, som kom att kallas Agenda 21, beskriver åtgärder som individer och organisationer på alla samhällsnivåer kan vidta för att verka för ett bärkraftigt samhälle med avseende på miljö och utveckling (Naturvårdsverket, 2005). Kretsloppstänkande och resursbevarande är centrala bitar där ekologisk planering och hantering av dagvatten ingår. Två andra åtgärder relaterade till dagvattenhantering är principen om att förorenaren bär kostnaden för föroreningen, den s.k. Polluter Pay Principle samt försiktighetsprincipen som innebär att bevis inte behöver inväntas innan åtgärder mot en miljöförstörande aktivitet kan vidtas. Tanken är att miljön och inte förorenaren skall hanteras med försiktighet (Göteborgs Universitet 2003).

I april 1999 antog den svenska riksdagen 15 miljökvalitetsmål. Flera av dessa mål berör dagvattenhantering och de beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt (Sveriges miljömål, 2005) Förutom dessa behandlas också fyra övergripande miljömålsfrågor varav en belyser fysisk planering och hushållning med mark och vatten samt byggnader.

Genom en ytterliggare ökad miljömedvetenhet har begreppet ekologisk dagvattenhantering (ED) växt fram (Svensson m.fl. 2002). Målen med denna teknik är, förutom traditionell avledning av dagvatten från byggnader och anläggningar, även att rena dagvattnet från föroreningar samt att reducera kostnader och skapa en trevlig närmiljö.

Med anledning av dagens globala och nationella miljömål finns det ett behov av att ständigt förbättra dagvattenhanteringen med avseende på både miljö och ekonomi.

1.2 Syfte och problemformulering

Detta examensarbete syftar till att undersöka dagvattensystem för nyexploateringsområden med avseende på substansflöden, samt hur införandet av sedimenteringsdammar och infiltration av dagvatten påverkar föroreningsmängderna till recipient. Syftet leder till följande frågor:

- Vad innehåller dagvatten samt vilka är källorna i nyexploaterade bostadsområden med småhusbebyggelse?
- Vad innehåller dagvatten från industriområden?
- Vilken typ av dagvattenlösning reducerar i störst omfattning föroreningarna till recipient?

Ytterligare en målsättning är att ge rekommendationer till beslutsfattare för långsiktiga beslut om avloppssystem.

1.3 Avgränsningar och rapportens upplägg

Studien avgränsas genom att undersöka fyra alternativa dagvattenlösningar samt dagvattnet i ett konventionellt duplikatsystem utan reningsåtgärder. På så vis kan alternativlösningarna jämföras med den idag dominerande dagvattenhanteringsmetoden. De reningsåtgärder som studeras är sedimentering i damm och infiltration i mark.

För att ge en god teoretisk grund presenteras i kapitel 2 en litteraturöversikt över området och i kapitel 3 modelleringsverktyget SEWSYS. I kapitel 4 beskrivs studiens metod och upplägg. Sedan följer i kapitel 5 en beskrivning av fallstudien i tätorten Viken, i kapitel 6 uppbyggnaden av avloppssystemen i SEWSYS och i kapitel 7 resultat och diskussion, vilket ska leda fram till slutsatser och rekommendationer i kapitel 8.

2 Avloppssystem

Ett avloppssystem begränsas av ett geografiskt område och består av ledningar, eventuella pumpstationer, ett avloppsreningsverk samt i vissa fall dagvattenreningsanläggningar. Avloppsvatten släpps ut till recipient efter rening eller direkt i form av bräddvatten eller dagvatten.

2.1 Kort historik

Välkända vatten- och avloppsanläggningar byggdes redan före vår tideräknings början av greker och romare. 500 f Kr konstruerades Roms "Cloaca Maxima" som dränerade torg och avledde avloppsvatten från bebyggelsen till floden Tibern. Knappt 200 år senare byggdes den första akvedukten "Aqua Appia" som försörjde staden med vatten (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

Vatten och avloppsfrågor har dock prioriterats olika beroende på tidsålder. Perioden från medeltiden fram till 1500-talet anses som en tid med dålig hygien och usla sanitära förhållanden. Situationen blev till sist ohållbar vilket resulterade i att man på 1800-talet började bygga avloppssystem i modern bemärkelse, främst i de större europeiska städerna (Svenska Kommunförbundet, 1992).

Koleraepidemierna i Sverige under 1860 och -70 talen samt upptäckten av kolerans spridning med vatten gav upphov till den moderna lösningen på städernas sanitära problem. Under de närmaste årtiondena kom latrinerna att samlas i kärl och kördes bort på vagnar och kärror men kom sedan att avledas i så kallade kombinerade system där dagvatten och spillvatten från hushåll hanterades i samma ledning och mynnade i närmsta recipient. I och med att vattenklosetten introducerades i början på 1900-talet började det kommunala avloppsnätet att byggas ut (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004). Man insåg då att avloppsvattnet påverkade den lokala recipienten negativt vilket ledde till att avskärande ledningar byggdes. Avloppsvatten från flera områden samlades då upp och avleddes till mer tåliga recipienter.

2.2 Källor

De ämnen, förutom vatten, som avloppsvatten innehåller sammanfattas som föroreningar. De härstammar från bostadsbebyggelse, samhällsfunktioner, industrier och jordbruk. Föroreningarna kan med hänsyn till miljö- och hälsofrågor indelas enligt följande (Svenska Kommunförbundet, 1992):

- Suspenderat material (fasta föroreningar)
- Nedbrytbara organiska ämnen
- Växtnäringsämnen (t.ex. fosfor och kväve)
- Sjukdomsalstrande mikroorganismer
- Giftämnen (t.ex. vissa metaller och organiska ämnen)
- Flytande material (t.ex. olja och fett)
- Salter

Avloppsvatten från ett samhälle har följande ursprung (Svenska Kommunförbundet, 1992):

- Spillvatten (från hushåll, serviceinrättningar och industrier)
- Dagvatten (från vägar, tak och andra hårdgjorda ytor)
- Dränvatten (från husgrunder, markområden och inläckage)

2.2.1 Spillvatten

Att avleda vatten som använts i bostäder, skolor, sjukhus, industrier etc. är det allmänna avloppsledningsnätets primära funktion (Svenskt Vatten, 2004). Detta vatten benämns som spillvatten och kan exempelvis vara toalettavlopp, diskavlopp eller tvättavlopp. Med hänsyn till dess ursprung indelas detta vatten i kommunalt- och industriellt spillvatten (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

Hushållen står för den största delen av den kommunala spillvattenproduktionen, framför allt i form av bad-, disk- och tvättavlopp (BDT-avlopp) och spolavlopp från toaletter. 90-95 % av vattenförbrukningen avleds som spillvatten. Resterande del används till bevattning m.m. (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004). I beräkningssammanhang sätts ofta spillvattenavrinningen lika med vattenförbrukningen som för hushåll år 1997 uppgick till i medeltal 188 liter per person och dygn. Kommunalt spillvatten kommer, förutom från hushållen, även från kontors- och affärslokaler, hotell, restauranger, skolor och sjukhus. För beräkning av avrinning för dessa verksamheter finns schablonvärden i skriften P90 – Dimensionering av allmänna avloppsledningar (Svenskt Vatten, 2004).

Sammansättning och mängd av industriellt avloppsvatten varierar kraftigt från kommun till kommun. Även inom avloppssystemet varierar kvantiteten och sammansättningen på grund av exempelvis arbetstider, produktionsstopp, satsvis tillförsel av avloppsvatten samt återanvändning av processvatten (Butler and Davies, 2000). Med avseende på dessa faktorer är det svårt att ge säkra siffror om avloppsvattenmängderna från olika industrier. För stora industrier är det viktigt att prognostisera avloppsmängden från fall till fall medan det för små till medelstora industrier finns siffror som genom undersökningar visat sig riktiga. Som tumregel används för planerade industriområden där verksamheten ej är känd en specifik spillvattenavrinning på 1,0 liter per sekund och hektar (Svenskt Vatten, 2004).

2.2.2 Dagvatten

Regn- och smältvatten som avrinner från tak, vägar och markytor och som inte tränger ner i marken benämns som dagvatten. All nederbörd blir inte dagvatten utan avdunstar, infiltreras eller blir kvar i håligheter. Mängden dagvatten beror av nederbördens intensitet och varaktighet, markytans egenskaper och lutning samt avrinningsområdets form och storlek (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

Genom utbyggnad av urbana miljöer ökar också de hårdgjorda ytorna vilket medför allt större mängder dagvatten och då detta inte längre betraktas som rent kan föroreningarna påverka recipienten. Föroreningar som ofta nämns i dagvattensammanhang är tungmetaller (t.ex. bly, koppar, zink och kadmium), kemisk syreförbrukande ämnen (COD) och närsalter (kväve och fosfor). Dagvatten är mer förorenat i början av en avrinning då den inledande nederbörden tvättar av ytorna och för med sig föroreningar i högre koncentrationer, s.k. initiell flödespuls. Föroreningskoncentrationerna varierar också beroende på regnets intensitet och varaktighet, torrperioder samt snöfall/snösmältning (Malmqvist et al. 1994).

Avledande och omhändertagande av dagvatten kan ske på olika sätt. Den idag dominerande dagvattenhanteringsmetoden är direkt avledning till recipient i slutna ledningssystem. Med avseende på föroreningar och flödesutjämning används sedan en tid alternativa metoder som Lokalt Omhändertagande av Dagvatten och Ekologisk Dagvattenhantering (se kapitel 2.3.3 & 2.3.4).

2.2.2.1 Dagvattnets sammansättning

För att bestämma föroreningsmängder i dagvatten används enklast schablonvärden, se bl.a. Larm 1994, vilka beror av den yta på vilken nederbörden faller. Atmosfäriskt nedfall, trafik, materialkorrosion samt spillning från fåglar och hundar utgör de huvudsakliga föroreningskällorna. Beroende på årstid varierar föroreningshalterna. Vintertid ökar exempelvis luftföroreningar till följd av uppvärmning av byggnader och trafikföroreningar i form av dubbdäcksanvändning. Under sommarhalvåret då luften normalt är fuktigare ökar bidragen från korrosion (Malmqvist et al. 1994).

Då dagvatten och behandlat spillvatten båda leds till recipient är det intressant att jämföra dessa. Generellt sett innehåller obehandlat dagvatten mindre kväve, lika hög halt fosfor, något högre halter kemisk syreförbrukning (COD) samt högre halter av suspenderat material (SS) och tungmetaller i jämförelse med renat spillvatten (Larm, 1994).

2.2.2.2 Dagvattnets recipientpåverkan

Föroreningsmängder och dagvattenflöde varierar beroende på avrinningsområde och regnets intensitet och varaktighet. Dessutom varierar tåligheten mot föroreningar mellan olika recipienter. En längre tids undersökningar av recipienter har påvisat att dagvatten har en negativ effekt på vattenorganismer. Som exempel kan nämnas förstörelse av levnadsplatser för växter och djur genom att en ökad vattenmängd orsakar översvämningar och erosion. Andra effekter är eliminering av känsliga arter, bioackumulering av föroreningar i växter och djur samt ackumulering i sediment. De förändringar som ovanstående effekter kan leda till är en minskning av antalet arter samt att det akvatiska ekosystemet rubbas. Dagvattenavledning medför ofta att naturliga vattenvägar skärs av, vilket leder till en koncentration av både flöde och föroreningar. Hårdgjorda ytor förhindrar infiltration, sänker grundvattennivån och reducerar basflödet i vattendrag. För ett specifikt vattendrag kan det leda till en markant minskning eller ökning av vattenmängden (Larm, 1994).

Låga flöden innebär uttorkningsrisk samt låga syrehalter som kan vara förödande för t.ex. vissa fiskarter (Larm, 1994). Naturligtvis innebär en minskning av flödet att föroreningar inte späds ut i samma utsträckning med sämre vattenkvalitet som följd. Höga flöden leder som tidigare nämnts till erosion och översvämningar. Djur och växter påverkas också negativt vid snabba flödesvariationer (Larm, 1994).

För bedömning av sjöars och vattendrags tillstånd finns en av Naturvårdsverket framtagen skrift (Naturvårdsverket, 1999) där parametrar såsom näringsämnen och metaller klassificeras med avseende på dess miljöpåverkan. Genom att jämföra dessa värden med halter från aktuellt dagvatten ges en indikation på möjlig recipientpåverkan. Lokala förhållanden som vattenomsättning, medelflöde och vattenkvalitet måste också beaktas då dagvattenflödet i en recipient sällan utgör hela vattenvolymen.

En för hög tillförsel av näringsämnena kväve och fosfor leder till övergödning av recipienten. Möjliga effekter av detta är ökad produktion och biomassa av växter och djur, ökad grumlighet i vattnet, ökad syreförbrukning genom nedbrytning av organiskt material samt ett ändrat ekosystem både gällande artsammansättning och artmångfald. I sötvatten är det normalt tillgången på fosfor som styr produktionen av alger och växter (Naturvårdsverket, 1999). Tabell 2.1 visar klassificeringsvärden för sjöar under maj till oktober. Vid fosforhalter i Klass 3 och 4 gäller ett näringsrikt (eutroft) tillstånd. Klassningen av kväve avser endast nivåer typiska för svenska sjöar och är inte relaterade till någon miljöpåverkan.

Tabell 2.1. Klassificering av sjöar med avseende på kväve och fosfor (Naturvårdsverket, 1999).

Kväve och fosfor i sjöar					
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Låg halt	Måttligt hög halt	Hög halt	Mycket hög halt	Extremt hög halt
	[µg/l]				
Totalkväve	< 300	300 - 625	625 - 1250	1250 - 5000	> 5000
Totalfosfor	< 12.5	12.5 - 25	25 - 50	50 - 100	> 100

Låga halter av metaller förekommer naturligt i sötvatten och kan variera något beroende på berg- och jordarter i tillrinningsområdet. I svenska sjöar och vattendrag är metallhalter numera vanligen förhöjda på grund av utsläpp till luften. Lokala direkta utsläpp till vatten har på vissa ställen mångdubblat den naturliga halten. Växt- och djurplankton och andra organismer långt ner i näringskedjorna tar redan vid måttliga förhöjningar skada. Även fisk under fortplantnings- och yngelstadierna kan påverkas negativt. Vid långvarig exponering (veckor eller månader) är risken för skada som störst (Naturvårdsverket, 1999). Tabell 2.2 visar klassificeringsvärden för sjöar och vattendrag. Klass 1 avser förhållanden i områden helt opåverkade av mänsklig aktivitet och klass 2 områden som är något påverkade av lokala källor eller långväga spridning via luften. Halterna är i det sistnämnda fallet normalt inte tillräckliga för någon negativ biologisk effekt. För områden med metallhalter i klass 3 eller högre rekommenderas biologiska undersökningar. Värdena för Klass 4 brukar anges eftersom det då föreligger en ökad risk för biologiska effekter.

Tabell 2.2. Klassificering av sjöar och vattendrag med avseende på metaller (Naturvårdsverket, 1999).

Metaller i vatten					
Metall	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Mycket låg halt	Låg halt	Måttligt hög halt	Hög halt	Mycket hög halt
	[µg/l]				
Arsenik	< 0.4	0.4 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75
Kadmium	< 0.01	0.01 - 0.1	0.1 - 0.3	0.3 - 1.5	> 1.5
Krom	< 0.3	0.3 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75
Koppar	< 0.5*	0.5 - 3*	3 - 9*	9 - 45	> 45
Nickel	< 0.7	0.7 - 15	15 - 45	45 - 225	> 225
Bly	< 0.2	0.2 - 1	1 - 3	3 - 15	> 15
Zink	< 5	5 - 20	20 - 60	60 - 300	> 300
Risk för biologiska effekter					
	Ingen eller mycket liten risk	Liten risk	Risk föreligger främst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i sura vatten	Ökad risk	Hög risk redan vid kort exponering

*Klassindelningen för koppar avser främst sjöar och mindre vattendrag. I större vattendrag kan kopparhalter upp till 3 µg/l förekomma även i opåverkade områden. Kopparhalter i klass 3 utgör normalt inte samma risk i större vattendrag som i sjöar och mindre vattendrag.

2.2.3 Dränerings- och läckagevatten

Grundvatten som infiltreras i ledningar genom fogar, sprickor och rörväggar benämns som dräneringsvatten. Mängden är svår att beräkna då den beror på rörets egenskaper, jordart samt grundvattentans nivå (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

Dränering av bebyggelse är nödvändigt för att undvika skador på byggnader och anläggningar och den ska anordnas så att den naturliga grundvattennivån påverkas i så liten utsträckning som möjligt (Svenskt Vatten, 2004).

Läckagevatten är det vatten som vid nederbörd läcker in i spillvattenledningen. Ofta beror inläckaget på felkopplingar eller annat olämpligt utförande. Mängden läckagevatten kan reduceras genom en effektivare kontroll av ledningsnätet.

2.3 Transport

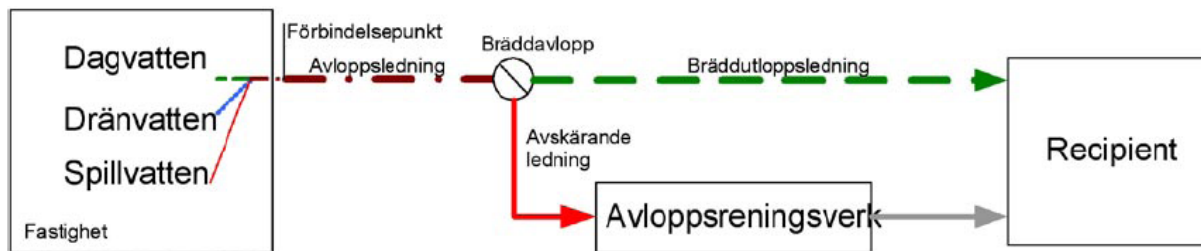
Transporten av avloppsvatten sker huvudsakligen i ledningssystem som kan vara av kombinerad eller separerad typ (se Tabell 2.3). Nedanstående huvudtyper kan kombineras i olika mellanformer eller förses med utjämningsmagasin. För mindre tät bebyggelse finns vakuum- och tryckavloppssystem där ledningarna utgörs av små dimensioner som kan följa terrängen. Nygamla metoder för dagvattenhantering har under de senaste decennierna utvecklats i form av LOD-teknik och Ekologisk dagvattenhantering (ED).

Tabell 2.3. Översikt över olika typer av avloppssystem (Svenskt Vatten, 2004).

Systemtyp		Spillvatten-avledning	Dagvatten-avledning	Dränvatten-avledning
Kombinerat system		Spillvatten avleds i samma ledning som dag- och dränvatten.	Dagvatten avleds i samma ledning som spill- och dränvatten.	Dränvatten avleds i samma ledning som spill- och dagvatten.
Separerade system	Duplikat-system	Spillvatten avleds i egen ledning, ev. tillsammans med dränvatten.	Dagvatten avleds i egen ledning, ev. tillsammans med dränvatten.	Dränvatten avleds i första hand tillsammans med dagvatten. I speciella fall kan dränvatten avledas tillsammans med spillvatten.
	Separat-system	Spillvatten avleds i egen ledning, ev. tillsammans med dränvatten.	Dagvatten avleds i dike eller LOD-system, ev. tillsammans med dränvatten.	Dränvatten avleds antingen tillsammans med spillvatten eller tillsammans med dagvatten i dike eller egen ledning

2.3.1 Kombinerat system

Från uppbyggnaden av avloppssystemet i Sverige i slutet av 1800-talet fram till 1960-talet var det kombinerade systemet (se Figur 2.1) vanligast. Då ingen rening av avloppsvattnet skedde var det ur ekonomisk synvinkel fördelaktigt att avleda spill- dag- och dränvatten i samma ledning som till en början mynnade i närmaste recipient. Man insåg dock snart att avloppsvattnet påverkade den lokala recipienten negativt vilket ledde till att avskärande ledningar byggdes. I och med reningsverkens introduktion började avloppsvattnet ledas till denna anläggning istället för att släppas ut direkt till recipienten. För att undvika överbelastning på avskärande ledning finns bräddavlopp i de punkter där huvudledningarna ansluter. Bräddning sker då flödet är uppblandat med en viss multipel av torrvädersflödet (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).



Figur 2.1. Principskiss för kombinerat system (Ahlman et al, 2004).

Med avloppsreningsverkens utbyggnad på 1950-talet insåg man problemen med att ha spill- och dagvatten i samma ledning. Reningsprocessen störs av de ojämna flödena och vid bräddning tillförs recipienterna orenat spillvatten. Andra problem med det kombinerade systemet är driftstörningar i ledningsnätet vid torrvädersflöde samt risken med att spillvatten tränger in i lågt liggande källare vid kraftiga regn. Som följd av detta har man lagt om kombinerade system till separerade. De större städernas centrala delar har dock behållit det kombinerade systemet av ekonomiska och praktiska skäl (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

2.3.2 Separerade system

Samtidigt som byggandet ökade på 1960-talet började separerade system anläggas. Spill- och dagvatten avleds åtskilda där spillvatten leds till avloppsreningsverk och dagvatten till recipient. På så vis fås ett jämnare, och vid regn mindre, flöde till reningsverket och inget obehandlat spillvatten når recipienten. Däremot fås ingen rening av dagvattnet då det leds obehandlat direkt till recipient.

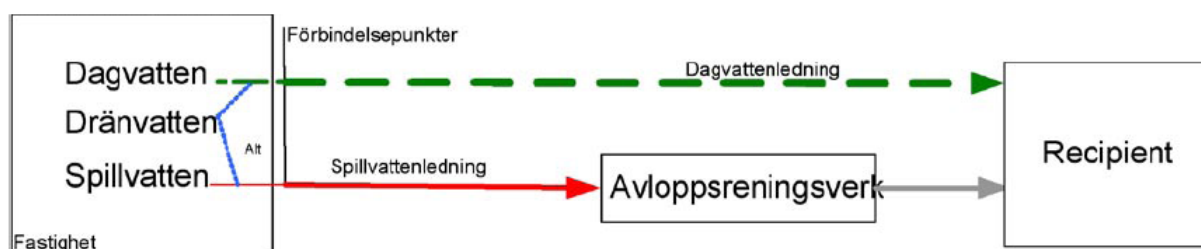
2.3.2.1 Separatsystem

Det äldsta och billigaste systemet är separatsystem som i en ledning endast hanterar spill- och eventuellt dränvatten. All dagvattenhantering sker med hjälp av öppna diken. Denna metod är dock platskrävande vilket resulterat i duplikatsystemet.

Ett halvseparat system innebär att en del av dagvattnet avleds i spillvattenledningen, antingen medvetet eller på grund av felkopplingar (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004).

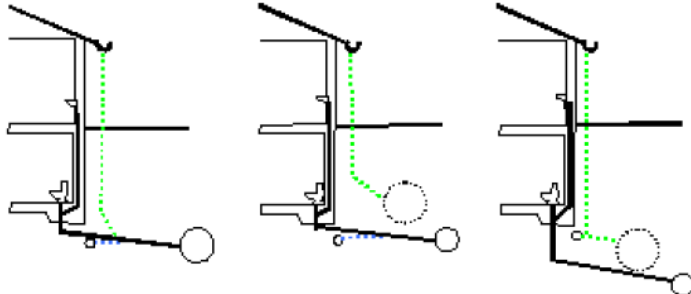
2.3.2.2 Duplikatsystem

Dag- och spillvatten avleds i ett duplikatsystem i skilda ledningar. Dränvattnet avleds beroende på ledningsnätet egenskaper antingen till spillvattenledningen eller till dagvattenledningen (se Figur 2.2). Spillvattenledningen läggs lägst i ledningskraven för att undvika eventuellt inläckage till dricksvatten- och dagvattenledningen.



Figur 2.2. Principskiss för duplikatsystem (Ahlman et al, 2004).

Vid ombyggnad av kombinerade system förekommer problem med avledningen av dränvatten. För att undvika pumpning kopplas dränvattnet med dispens på spillvattenledningen (se Figur 3.3). Detta kan undvikas om dagvattenledningen läggs tillräckligt djup vilket dock medför en högre kostnad (Ahlman et al, 2004). Den senare lösningen föredras och vid nyanläggning undviks i regel anslutning till spillvattenledning.



Figur 3.3. Kombinerat system (t.v.) som byggs om till duplikatsystem. Dränvatten kopplad på spillvattenledning (mitten) och dagvattenledning (t.h.) (Ahlman et al, 2004).

2.3.3 Lokalt Omhändertagande av Dagvatten, LOD

LOD innebär att man hanterar dagvatten inom det område där det bildats och därmed undviks eller minimeras avledningsbehovet. Infiltration och perkolation av dagvatten ingår i detta begrepp. Vad gäller dammar och våtmarker är det mera osäkert om dessa ingår i definitionen av LOD (Larm, 1994). För att läsa mer om de två sistnämnda metoderna hänvisas till kapitel 2.3.4.

Med infiltration menas omhändertagande av vatten på en yta där det kan infiltreras ner i marken. Genom att leda vatten direkt till marken eller till anlagda stenfyllningar fås perkolation, d.v.s. vattentransport till grundvattnet (VAV, 1983). En positiv effekt av att infiltrera dagvatten nära vikar eller vattendrag med lågt flöde är att övergödning och igenväxning minskar genom en ökad vattengenomströmning (Larm, 1994).

Lokalt omhändertagande av dagvatten kan ge både ekonomiska och miljömässiga fördelar. För att ta del av dessa fördelar fullt ut är det vid nyexploatering viktigt att i ett tidigt skede av planeringen ta hänsyn till dagvattenhanteringen. Man kan då utnyttja områdets naturliga förmåga att ta hand om nederbörden. Följande positiva effekter kan genom nyttjande av tekniken erhållas (VAV, 1983):

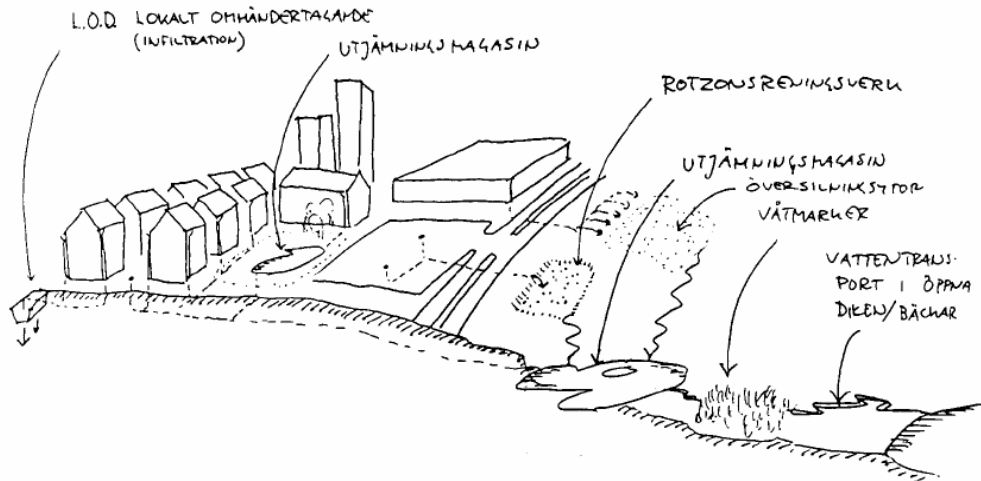
- Utjämning av belastningsvariationer på ledningar och recipient
- Minskad kostnad för anläggande av ledningar
- Minskad föroreningsbelastning på vattendrag
- Ökad möjlighet att bibehålla den lokala grundvattennivån och därigenom vegetationen

Dessutom bör de estetiska värdena i form av en trevligare närmiljö beaktas. Det bör dock poängteras att förorenat dagvatten kan påverka mark- och grundvattenkvaliteten negativt. En höjning av den normala grundvattennivån kan i känsliga områden ge ökad skredrisk samt risk för tjällyftningar (VAV, 1983).

Då föroreningar genom infiltration och perkolation av dagvatten lagras i marken och kan komma i kontakt med grundvattnet bör det vara relativt rent. Takytor, tomtmark och vissa ej för hårt exploaterade bostadsområden kan vara lämplig för denna behandlingsmetod (Larm, 1994). Hårt trafikerade vägytor anses direkt olämpliga att infiltrera.

2.3.4 Ekologisk Dagvattenhantering, ED

Med anledning av globala och nationella miljömål har begreppet Ekologisk Dagvattenhantering (ED) växt fram. Målen med denna teknik är förutom avledning av dagvatten från byggnader och anläggningar att rena vattnet från föroreningar, skapa rikare närmiljöer samt ge minskade investerings- och driftkostnader (Svensson m.fl. 2002). För att uppnå dessa mål används förutom LOD-tekniken också dammar, våtmarker, översilningsytor, öppna diken etc. (se Figur 2.4).



Figur 2.4. Principskiss för Ekologisk Dagvattenhantering (Rosenqvist och Hakeman, 1991).

De föroreningar till recipient som man önskar minska är framför allt partikulära föroreningar, tungmetaller, oljerester samt kväve och fosfor. Genom att arbeta med följande handlingsstrategier så kan dagvattnets påverkan på miljön på sikt reduceras (Niemczynowicz, 1999):

- **Förebygga vid källan**
För miljön skadliga ämnen som kan tas upp av vatten bör minimeras eller helt undvikas vid produktion av byggnadsmaterial, vägbeläggningar, fordon och andra i staden förekommande produkter. Kräver dock stora förändringar av alla inblandade. En annan strategi är att undvika att dagvatten kommer i kontakt med föremål som avger skadliga ämnen vilket dock knappast kan ses som realistiskt p.g.a. att dessa ämnen finns i många existerande konstruktioner.
- **Nedbryta, fånga, koncentrera och lagra**
Kväve är den enda förorening som i dagens dagvattenreningssystem helt kan tas bort genom återgång till luften. Övriga föroreningar kan sedimenteras eller lagras i mark och växter vilket koncentrerar dessa ämnen för en lättare hantering.
- **Fördröja takten av uttransport**
Genom att fördröja dagvattenavrinningen med så kallade tröga system såsom diken och dammar minskar momentant belastningen på recipienterna under flödestoppar.
- **Resurstänkande**
Öppet hanterat dagvatten i bebyggd miljö kan utgöra estetiska värden och ge ett bättre klimat för växterna.

En nackdel gällande ED är dess utrymmesbehov. Inom befintliga tätorter kan det vara svårt att hitta tillräckligt utrymme men vid nyexploatering kan tekniken beaktas redan i planeringsstadiet. Då kan ytor avsättas för diken, dammar, infiltration etc. och på så vis undviks utrymmesproblemet.

2.4 Dagvattenrening

För behandling av dagvatten finns flera olika metoder. De i Sverige vanligast förekommande anläggningstyper beskrivs kortfattat nedan. I tabell 2.4 listas huvudsakliga reningsmekanismer för vanliga behandlingsmetoder. Till vegetativa metoder räknas enligt Dorman et al. (1988) gräsbevuxna kanaler och diken samt gräsbeklädda översilningsytor.

Tabell 2.4. Huvudsaklig reningsmekanism för olika föroreningar i respektive behandlingsmetod (Dorman et al. 1988).

Förorening	Behandlingsmetod			
	Våta fördröjningsdammar	Infiltrationsanläggningar	Vegetativa metoder	Våtmarker
Tungmetaller	Adsorption Sedimentering	Adsorption Filtrering	Filtrering	Sorption Sedimentering
Toxiska organiska kemikalier (PAH m.m.)	Adsorption Sedimentering Biol. nedbrytning Avdunstning	Adsorption Biol. nedbryt.	Adsorption	Adsorption Sedimentering Biol. nedbryt. Avdunstning
Näringsämnen	Växtabsorption	Absorption	Växtabsorption	Växtabsorption
Fast material (partiklar)	Sedimentering	Adsorption	Filtrering	Adsorption Sedimentering
Olja och fett	Adsorption Sedimentering	Adsorption Sedimentering	Adsorption	Adsorption
BOD	Biol. nedbryt.	Biol. nedbryt.	Biol. nedbryt.	Biol. nedbryt.

2.4.1 Dammar

Dagvattendammar kännetecknas av funktionerna infiltration, sedimentation och utjämning. Möjligheten till infiltration kan dock helt eller delvis saknas (Larm, 1994). Dammar har länge använts för olika ändamål och med ökad urbanisering har nya användningsområden som rening och utjämning av dagvatten utvecklats. Dessutom bidrar dammar till miljömässiga och estetiska värden som exempelvis kan medföra ett ökat fågelliv (Lundberg och Lindmark 1994).

Dammar har förutom en på flödet utjämnande effekt också den egenskapen att föroreningar tillåts sedimentera vid gynnsamma förhållanden. Enligt Petterson (1999) fås en ökad avskiljning upp till 250 m²/ha ansluten hårdgjord yta. Lämpligt djup är 1-2 meter med längd/breddförhållandet 10:1. Med avseende på avskiljningsgrad så ska nivåskillnaden mellan torrväder och avrinning vara liten.

Vanligen görs en indelning i torra eller våta dammar. I torra dammar sker vid nederbörd en uppdamning på speciella översvåmningsytor genom strypning av utloppet. Denna typ har inte en permanent vattenspiegel utan torrläggs under torrperioder (Lundberg och Lindmark 1994). Enligt Larm (1994) har torra dammar något mindre kapacitet att reducera föroreningar än våta dammar med vegetation och bör av estetiska skäl samt p.g.a. eventuella luktproblem inte

anläggas i anslutning till bostadsområden. Våta dammar har en bred tillämpning och används ofta vid behandling av vägdagvatten. Typen lämpar sig också väl bostadsområden där de estetiska egenskaperna kommer till sin rätt. Botten är ofta av lera vars funktion är att minska infiltrationen och på så vis undvika torrläggning under torrperioder samt att skydda grundvattnet från föroreningar i sedimenten (Larm 1994). Studier utförda av Dorman (1988) visar att den dominerande reningsprocessen i dammar är sedimentering av partikulära föroreningar vars effektivitet beror av uppehållstiden. Växtupptag, avdunstning, mikrobiell nedbrytning och kemisk utfällning är andra verksamma reningsprocesser (Larm 1994). Mängden kväve reduceras genom nitrifikation och denitrifikation vilket innebär att kväve bundet i ammonium och nitrat avgår till luften i form av kvävgas.

2.4.2 Infiltration

Vid infiltration fastnar föroreningar i infiltrationsmaterial och omgivande mark. Metoden ger ett grundvattentillskott och behovet av dagvattenavledning minskar. Dagvatten kan infiltreras på de flesta marker men med en kraftigt varierande kapacitet. Sand- och grusjordar har god vattengenomsläpplighet medan lera är nästan tät. För att få en god infiltrationskapacitet är dock lämpligt att applicera infiltrationsanläggningar på jordarter med hög genomsläpplighet och där grundvattenytan inte ligger för nära markytan (Larm 1994).

Infiltration kan ske exempelvis i magasin, bassänger, diken eller brunnar. Infiltrationsmagasin anläggs ovanför grundvattenytan och fylls med grovt material, som t.ex. makadam. Dagvattnet leds till magasinet där föroreningar fastnar på ytskiktet och i magasinmaterialet. Dagvattnet filtreras gradvis ut ur magasinet och vidare till grundvattnet (Larm 1994). I bassänger, diken och brunnar infiltreras dagvattnet genom botten och sidor.

2.4.3 Bevuxna diken och översilningsytor

Vegetativa metoder som diken och översilningsytor nyttjar bevuxna ytors förmåga att för dagvatten reducera transporthastigheten, öka sedimentationen, filtrera material samt öka infiltrationen. Gräs, främst högt och tätt, har visat sig vara den effektivaste vegetationstypen för avskiljning av föroreningar (Lundberg och Lindmark 1994).

En anläggning för infiltration på gröna översilningsytor innebär att dagvatten från närbelägna hårdgjorda ytor leds ut på bevuxna ytor. Tillförseln kan ske antingen på bred front längs hela begränsningslinjen mellan ytorna eller i punktform via diken, ledningar, stuprör eller liknande (Larm 1994).

Gräsbevuxna diken, som kan ses som ett specialfall av översilningsytor, kan fungera som ett substitut för ledningar. Den del av dagvattnet som vid stora nederbörds mängder inte kan infiltreras leds vidare till damm eller recipient. Rinntiden i diken är dessutom avsevärt längre än i ledningar (Svenskt Vatten, 2004) vilket bidrar till en utjämning av flödet.

2.4.4 Våtmarker

Marker som mer eller mindre ständigt påverkas av grundvatten eller ytvatten och som har ett ekosystem anpassat för riklig tillgång på vatten brukar med ett samlingsnamn benämnas som våtmarker (Lundberg och Lindmark 1994). Våtmarker kan vara naturliga eller av människan anlagda, s.k. artificiella och är en form av fördröjningsmagasin men har också förmågan att reducera föroreningsinnehållet i dagvattnet. Tungmetaller och organiska ämnen sedimenterar eller fastnar t.ex. i torven. Våtmarker har dessutom en stor potential att ta upp näringsämnen genom dess rika växtlighet. Andra verksamma reningsprocesser är kemisk utfällning, mikrobiell nedbrytning och avdunstning (Larm, 1994).

3 SEWSYS - Modellbeskrivning

SEWSYS är en modell för substansflödesanalys av avloppssystem och är ett av verktygen i det svenska forskningsprogrammet Urban Water. I modellen är det möjligt att för dag- och spillvatten följa 20 olika ämnen från källa till utsläpp samt vilka konsekvenser olika åtgärder får.

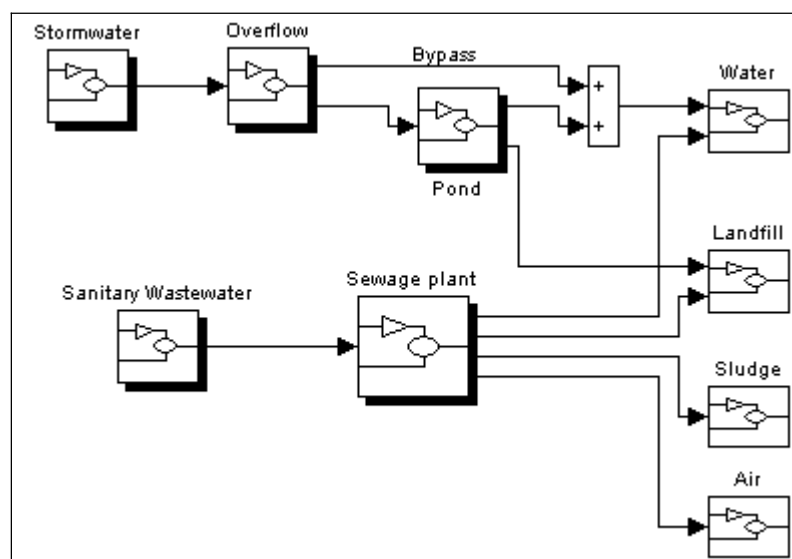
3.1 Allmänt

Uppkomsten till modellen är två examensarbeten från Chalmers tekniska högskola (Ahlman, 2000) och Uppsala Universitet (Engvall, 1999). Fortsatt utveckling har sedan skett av Stefan Ahlman i Urban Waters doktorandprojekt ”Uthålliga dagvattensystem”. Urban Water startade 1999 med målet att forska om framtidens uthålliga VA-system. Programmet finansieras av MISTRA (Stiftelsen för miljöstrategisk forskning) och avslutas sommaren 2005 (Urban Water, 2005).

SEWSYS består av ett huvudfönster, föroreningsdatabas samt olika modeller över avloppssystem. I huvudfönstret anges olika parametrar för området samt vad som ska simuleras och i vilken typ av ledningssystem. Därefter kalibreras områdets avrinningsförlopp och slutligen startas simuleringen för valt system.

SEWSYS är utvecklat i MATLAB/Simulink miljö och kräver således detta program vid simulering. Modellen består av en dag- och spillvattenmodul, bräddavlopp och ett konventionellt trestegsreningsverk med kväverening och kan för ett önskat avrinningsområde beräkna utgående föroreningsmängder samt hur dessa är fördelade på olika källor, för dag- och spillvatten i ett kombinerat eller duplikat system. Det är även möjligt att lägga till behandlingsmetoder för dagvatten i form av sedimenteringsdamm och infiltration i mark. Som grund för beräkningarna ligger bakgrundsdata från tidigare litteraturstudier (Ahlman, 2000).

En modell över ett avloppssystem kan i Simulink se ut som i Figur 3.1. Här visas ett duplikatsystem med dagvattendamm och tillhörande nödavlopp. Föroreningarna från området hamnar i vatten (recipient), på deponi, i avloppsslam samt i luften.



Figur 3.1. Toppnivån för duplikatsystem i SEWSYS Simulink-modell

När Simulink-modellen är vald startas simuleringen för vald tidsperiod. Spill- dag och dräneringsvatten transporteras genom systemet. Då simuleringen är klar kan föroreningsmängder och flöden studeras. Ämnen kan spåras till sina respektive källor och det är även möjligt att se vart de slutligen hamnar.

De ämnen som kan följas i modellen visas i Tabell 3.1. Viktigast ur miljöhänsyn är totalfosfor, totalkväve, BOD₇, tungmetaller samt organiska föroreningar i form av polyaromatiska kolväten (PAH). Övriga ämnen finns främst med p.g.a. deras betydelse för processerna i avloppsreningsverket (Ahlman, 2000).

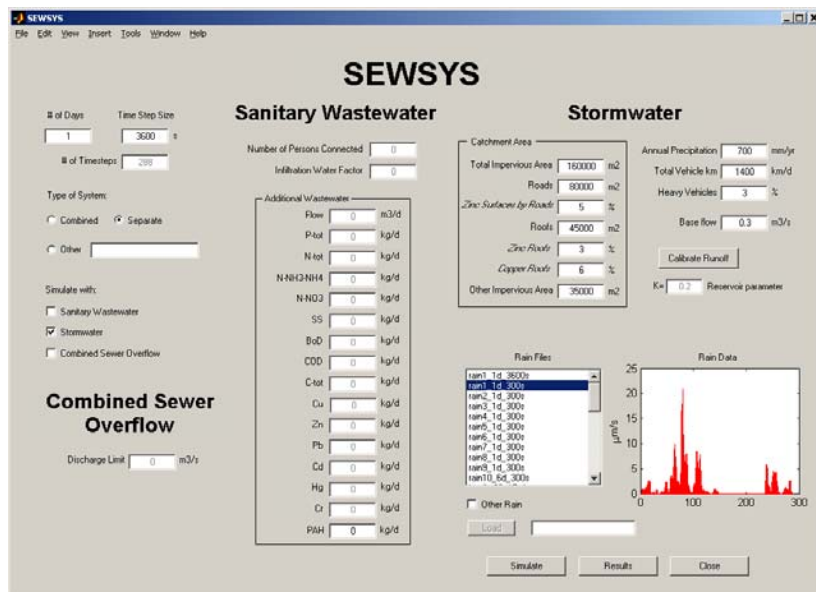
Tabell 3.1. I SEWSYS ingående substanser (Ahlman and Svensson, 2005).

Nr	Ämne	Kommentar
1	H ₂ O	Vatten
2	Tot-P	Total fosfor
3	Tot-N	Total kväve
4	NH ₃ /NH ₄ ⁺ -N	Kväve i ammoniak och ammonium
5	NO ₃ -N	Kväve i nitrat
6	N ₂ O -N	Kväve i dikväveoxid (lustgas)
7	SS	Suspenderade partiklar (Suspended Solids)
8	BOD ₇	Biologisk syreförbrukning under 7 dygn
9	COD	Kemisk syreförbrukning
10	Tot-C	Total kol
11	Fasindex	Andel VS (Volatile Solids, organiskt material) av SS
12	Cu	Koppar
13	Zn	Zink
14	Pb	Bly
15	Cd	Kadmium
16	Hg	Kvicksilver
17	Cr	Krom
18	Pt	Platina
19	Pd	Palladium
20	Rh	Rhodium
21	PAH	Polyaromatiska kolväten

Då rapporten endast behandlar dagvatten beskrivs dagvattenmodulen översiktligt nedan. För beskrivning av spillvattenmodulen och avloppsreningsverket hänvisas till Ahlman (2000).

3.2 Indata till SEWSYS vid dagvattensimulering

Vid simulering av dagvatten tar modellen endast hänsyn till avrinning från hårdgjorda ytor. Parametrar gällande dessa ytor anges i huvudfönstret (se Figur 3.2) under rubriken Storm Water. Områdets totala hårdgjorda yta samt trafik- och takyta behövs för simulering, likaså andelen zinkyta i förhållande till vägyta och andelen koppar- och zinktak. Uppgifter om årlig nederbörd, trafikarbete och andel tung trafik matas också in. Därefter kalibreras avrinningsmodulen (se Kapitel 3.5). Slutligen väljs vilken typ av regn som ska användas i simuleringen. Vanligen används en egen regnfil med mätdata från aktuellt område där regnintensiteten ska vara angiven i $\mu\text{m/s}$ och med ett definierat tidssteg mellan varje mätvärde.



Figur 3.2. Huvudfönstret i SEWSYS

3.3 Dagvatten

Dagvattenmodellen i SEWSYS beskrivs översiktligt i detta och nästkommande kapitel. I övrigt hänvisas till Ahlman (2000), Ahlman and Svensson (2005) och Engvall (1999).

Dagvattenflödet beräknas genom att all nederbörd som faller på hårdgjorda ytor betraktas som regn, ingen hänsyn tas till snösmältning. De hårdgjorda ytorna är uppdelade i vägar och gator, tak samt övriga ytor, som t.ex. parkeringar och gång- och cykelbanor, då dessa bidrar med olika typer och mängder av föroreningar. Regnet reduceras i sin tur med en initial förlust och en reduktionsfaktor. Den initiala förlusten beror på att det efter en torrperiod krävs en viss mängd vatten för att fylla ut håligheter samt för att fukta ytan så avrinning är möjlig. Den i SEWSYS fördefinierade initiala förlusten har satts till 0,6 mm. Reduktionsfaktorn tar hänsyn till att allt regn inte bildar dagvatten. En del av regnet hinner avdunsta på väg till ledningssystemet eller försvinner på annat håll, exempelvis p.g.a. felkopplingar. Den i SEWSYS fördefinierade reduktionsfaktorn för hårdgjorda ytor, som kan jämföras med avrinningskoefficienten för beräkningar med rationella metoden, har satts till 0,8 (Ahlman and Svensson, 2005). 80 % av nederbörden avrinner då direkt till ledningssystemet. De föroreningar i dagvatten som ur miljöhänsyn anses betydelsefulla är fosfor, kväve, tungmetaller samt organiska föroreningar i form av polyaromatiska kolväten (PAH) (Ahlman *et al.* 2005). Bidragen av dessa föroreningar i form av emissionsfaktorer från olika källor kan ses i Tabell 3.2-3.4.

3.3.1 Våt- och torrdeposition

I luften förekommer föroreningar som når hårdgjorda ytor via regn eller direktavsättning. Bidraget från våtdepositionen, (se Tabell 3.2) som är det samma oavsett yta, divideras med den för området årliga nederbörden och därmed fås föroreningar i $\mu\text{g}/\text{m}^2$ per mm regn. Därefter multipliceras dessa värden med simulerat regn vilket ger en föroreningsmängd per area. Genom att slutligen multiplicera med områdets hårdgjorda yta fås bidraget från våtdepositionen.

Under torrperioder avsätts föroreningar genom torrdeposition (se Tabell 3.2) och ackumuleras på ytan. Vid regn spolas dessa av och multipliceras med arean och den tid torrperioden varat. För kategorin övriga ytor är torrdeposition, förutom våtdeposition, den enda föroreningskällan.

Tabell 3.2. Årligt bidrag för våt- och torrdeposition (Areskoug 1993; Malmqvist 1983; Notter 1993; Stockholm Vatten 1999).

Ämne	Våtdeposition [$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$]	Torrdeposition [$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$]
Fosfor	7 500	8 000
Kväve	1 000 000	66 667
Koppar	1 500	2 500
Zink	8 000	7 000
Bly	1 500	8 500
Kadmium	50	100
PAH	1 200	0

3.3.2 Bidrag från trafik

Det regn som faller på vägar och gator blir förorenat av partiklar från däckslitage, vägslitage, avgaser samt bromsslitage och beräknas med hjälp av trafikarbetet i området. För däck- och vägslitage bidrar tunga fordon (>3,5 ton) med 4,5 gånger högre föroreningshalter än lättare fordon under antagandet att de står för 10 % av det totala trafikarbetet samt en tredjedel av däckslitaget. Tabell 3.3 avser bidrag från lätta fordon gällande däck- och vägslitage. Avgaser, bromsslitage och oljespill är gemensamt för lätta och tunga fordon. 70 % av trafikföroreningarna antas hamna i dagvattnet (Ahlman and Svensson, 2005). Vid vägar förekommer en del detaljer som ger upphov till zinkkorrosion, exempelvis räcken, lyktstolpar och elskåp. Deras bidrag kan ses i Tabell 3.4.

Tabell 3.3. Föroreningar från trafik och vägytor (däck- och vägslitage avser lätta fordon) (Ahlman and Svensson 2005; Ahlman 2000; Landner and Lindeström 1999; Malmqvist 1983).

Ämne	Däckslitage [$\mu\text{g}/\text{km}$]	Vägslitage [$\mu\text{g}/\text{km}$]	Avgaser [$\mu\text{g}/\text{km}$]	Bromsslitage [$\mu\text{g}/\text{km}$]	Oljespill [$\mu\text{g}/\text{km}$]
Fosfor	-	-	600	-	-
Kväve	-	-	-	-	-
Koppar	25	40	-	1 500	0,039
Zink	1 500	90	-	650	13,78
Bly	-	26	-	-	0,117
Kadmium	0,5	0,23	-	-	0,0013
PAH	14	7,1	-	-	-

3.3.3 Bidrag från koppar och zinkytor

Takytor av koppar eller galvaniserad plåt (zink) korroderar när det utsätts för luft och vatten. Korrosionshastigheter och avgivna ämnen ses i Tabell 3.4. I SEWSYS antas att endast 50 % av den korroderade metallen hamnar i dagvattnet. Resterande del blir kvar på ytan som korrosionsprodukt och ska därför inte räknas med vid simulering (Persson and Kucera 2001). Korrosionen i SEWSYS modelleras därmed med hjälp av avrinningshastigheter.

Värdena för zink avser omålade ytor. Enligt Persson och Kucera (1996) uppgår korrosionshastigheten för målade ytor till 1/10 av omålade ytor. Målade takytor ska därför multipliceras med 0,1 innan värdet anges i SEWSYS.

Tabell 3.4. Korrosionshastighet för koppar- och zinkytor (Odnevall Wallinder and Leygraf 1997; Odnevall Wallinder et al. 2001; Persson och Kucera 1996).

Ämne	Kopparyta [mg/m ² /år]	Omålad zinkyta [mg/m ² /år]
Fosfor	-	-
Kväve	-	-
Koppar	2 600	-
Zink	-	4 000
Bly	-	1,5
Kadmium	-	0,09
PAH	-	-

3.4 Ytavrinning

I SEWSYS används icke-linjär reservoarmodell för att beskriva den snabba ytavrinningen (se Kapitel 3.4). Indata till avrinningsmodulen är inflödet till området för det specifika tidssteget. Inflödet beräknas genom att multiplicera reducerad regnmängd med den hårdgjorda ytan. Beräkningsgången för första tidssteget beskrivs nedan (Ahlman and Svensson, 2005).

Beräkning av utflöde vid slutet av tidssteg 1:

$h_0 = 0$ Begynnelsenivå (eller föregående nivå) i reservoaren

$h_{in1} = (Q_{in1} \cdot \Delta t) / (A \cdot 2)$ Medelvattennivå som följd av inflödet

där

$\Delta t =$ tidssteglängd [s]
 $A =$ hårdgjord yta [m²]

$h_1 = h_0 + h_{in1}$ Medelvattennivå i reservoaren

$Q_{ut1} = A \cdot K \cdot h_1^{5/3}$ Medelutflöde från reservoaren (K, se ekvation 3.1)

Beräkning av ny volym och vattennivå vid slutet av tidssteg 1

$V_0 = 0$ Begynnelsevolym (eller föregående volym) i reservoaren

$\Delta V = (Q_{in1} - Q_{ut1}) \cdot \Delta t$ Volymförändring

$$V_1 = V_0 + \Delta V \quad \text{Volym vid slutet av tidssteg 1}$$

$$h_{ny} = V_1 / A \quad \text{Vattennivå vid slutet av tidssteg 1}$$

Den nya volymen och vattennivån används som indata för nästa tidssteg (V_0 och h_0 ovan). Beräkningarna utförs för de antal tidssteg som angivits i huvudfönstret.

3.5 Kalibrering av avrinningsmodul

För att området ska få en rimlig koncentrationstid krävs inställning av magasinskonstanten K vilken får betraktas som en ren kalibreringskonstant. Med koncentrationstid menas den tid det tar innan hela området bidrar till flödet. Kalibrering sker efter det att indata angetts i huvudfönstret och i fönstret som heter Runoff Calibration (se Figur 3.3). Efter det att ett blockregn och en magasinskonstant valts kan kalibreringen startas. Magasinskonstanten är en funktion av Mannings tal, lutning och avrinningslängd och beskrivs med följande ekvation (Gustafsson, 1995);

$$K = \frac{M \cdot \sqrt{S}}{L} \quad (3.1)$$

där

K = Magasinskonstanten

M = Mannings tal

S = lutning

L = avrinningslängd

Mannings tal beskriver ytans flödesmotstånd, som för slät jord är 35-50, asfalt 40-50 och slät betong 80-90 (Häggström, 1992).

Efter kalibrering plottas avrinningshydrografen som ska bestå av en uppbyggnads- och avklingningsfas i förhållande till blockregnet. Områdets koncentrationstid bör överensstämma med den i hydrografen visade tid det tar från att det börjar regna till dess att maxflöde är uppnått. Om så inte är fallet väljs ett nytt K -värde. Ett mindre K -värde ger en längre koncentrationstid och vice versa. Följande empiriska samband beskriver koncentrationstiden (Institutionen för Vatten Miljö Transport, 2004);

$$t_c = 0.043 \cdot \frac{L_{h80}^{0.71}}{i^{0.32} \cdot S_h^{0.35} \cdot A_{del}^{0.05}} \quad (3.2)$$

där

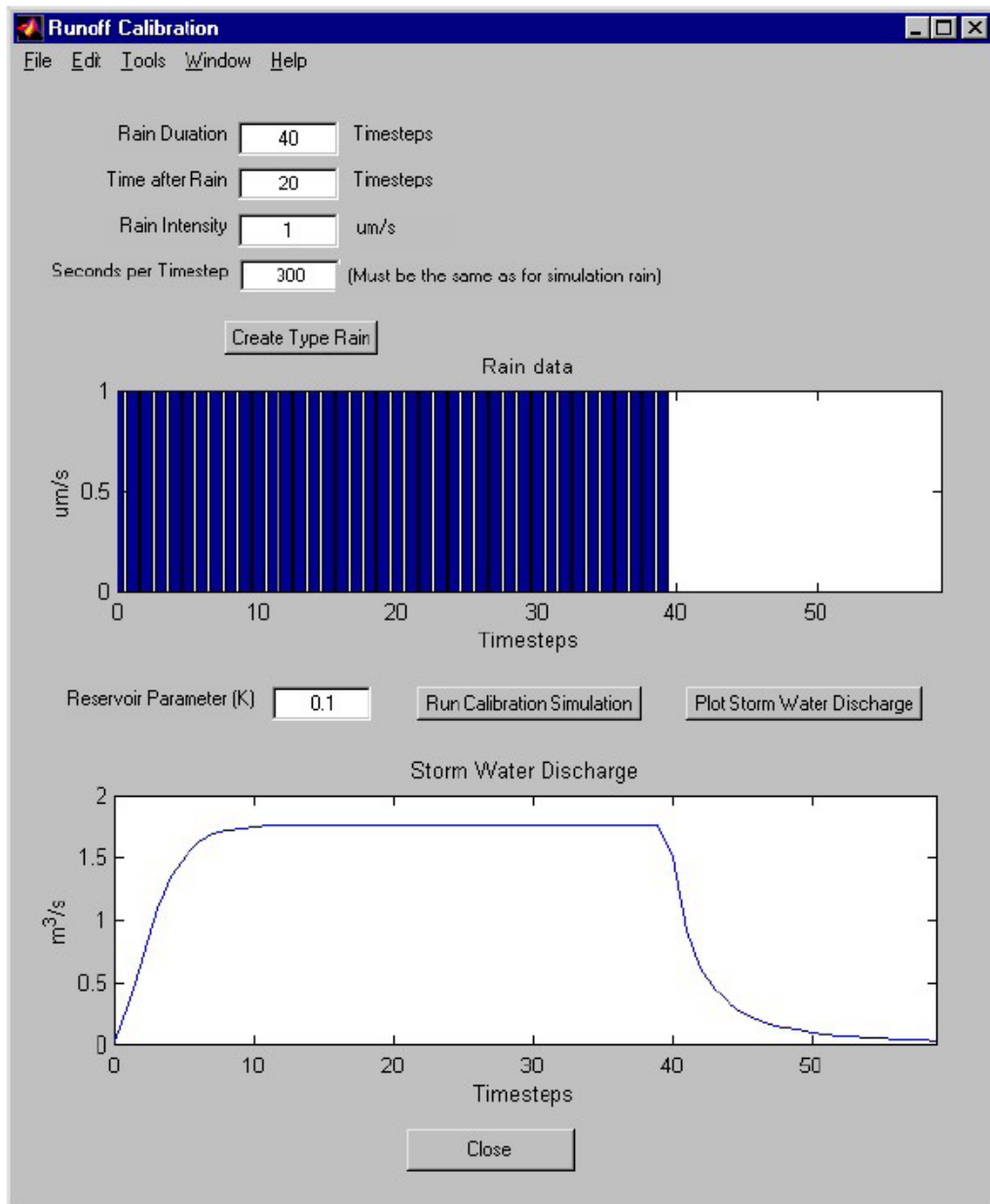
t_c = koncentrationstid [min]

L_{h80} = huvudledningens längd fram till längst uppströms liggande rännstensbrunn + 80 m, [m]

i = regnintensitet [l/s·ha]

S_h = medellutning utmed huvudledningen, [%]

A_{del} = deltagande avrinningsyta



Figur 3.3. Kalibrering av avrinningsmodul (Ahlman and Svensson, 2005).

3.6 Ackumulering och bortförande av föroreningar

Föroreningsalstringen från källorna torrdeposition, trafik och byggnadsmaterial är konstant. Föroreningar ackumuleras under torrperioder tills nästkommande regn men även under själva regntillfällena sker en föroreningsalstring om än i väldigt liten grad. Det mesta av föroreningarna ackumuleras under de första dagarna efter ett regn. På grund av vind avlägsnas material från ytorna och efter några veckor nås en någorlunda konstant nivå på föroreningarna. Vid modellering i SEWSYS antages föroreningsalstringen vara konstant och hänsyn tas till varierande ackumuleringsgrad. Föroreningarna förs bort vid regn och mängden avlägsnat material är proportionell mot ackumulerad mängd och regnintensitet (Ahlman and Svensson, 2005).

Vid fortsatt transport mot recipient är det rimligt att anta att föroreningsmängden varierar på grund av sedimentering i ledningar och diken. Hänsyn till detta har dock inte tagits i modellen utan hela föroreningsmängden från området förflyttas till dagvattenbehandling eller utlopp.

3.7 Behandling av dagvatten

I SEWSYS är det möjligt att modellera behandling av dagvatten. De alternativ som finns i dagens modell är sedimentering i dagvattendamm och infiltration direkt i mark.

3.7.1 Dagvattendamm

För avskiljning av föroreningar i dagvattendamm tillämpas en metod framtagen av USEPA, United States Environmental Protection Agency. Metoden bygger på en dynamisk fas under regntillfällena och en statisk fas under torrperioder (EPA, 1986). Den dominerande processen för reduktion av partikelbundna föroreningar är enligt Walker och Hurl (2002) sedimentation. För beräkning av avskiljningsgraderna under faserna används nedanstående ekvationer framtagna av Fair och Geyer (1954).

Dynamiska förhållanden:

$$R_d = 1.0 - \left[1.0 + \frac{1}{n} \cdot \frac{v_s}{Q / A_{pond}} \right]^{-n} \quad (3.3)$$

där

R_d = Avskiljningsgraden för partiklarna

v_s = sedimenteringshastigheten [m/s]

Q = Inflödet till dammen [m^3/s]

A_{pond} = Dammarean [m^2]

n = turbulenskonstant (i SEWSYS används ett värde på 1 vilket indikerar på dåliga sedimentationsförutsättningar med variabelt inflöde)

Statiska förhållanden:

$$R_q = 1.0 - e^{-v_s \cdot t / d} \quad (3.4)$$

där

R_d = Avskiljningsgraden för partiklarna

v_s = sedimenteringshastigheten [m/s]

t = tid mellan regntillfälle [s]

d = Dammdjup [m]

Sedimenteringshastigheten kan beräknas med Stokes lag

$$v_s = \frac{g}{18} (\rho_p - \rho_w) \frac{d_p^2}{\eta} \quad (3.5)$$

där

v_s = sedimenteringshastigheten [m/s]
 g = gravitationskonstanten 9,81 [m/s²]
 ρ_p = partikeldensiteten, antas till 1.400 [kg/m³]
 ρ_w = vattens densitet, 1.000 [kg/m³]
 d_p = partikelstorleken, antas till 30 [µm]
 η = dynamisk viskositet, 0,00131 [kg/ms]

Genom att använda en genomsnittlig densitet och storlek på partiklar som ska sedimentera fås en sedimenteringshastighet på 0,54 [m/h] som sedan används i ekvation 3.3 och 3.4. Det enda som användaren av SEWSYS behöver ange är dammens storlek i m² och djup i meter. Lämpliga värden är enligt Pettersson (1999) 250 m² dammyta per hektar ansluten hårdgjord yta med ett djup på 1-2 meter.

3.7.2 Infiltration

Om markegenskaperna tillåter kan infiltration tillämpas där dagvattnet leds över t.ex. infiltrationsytor eller i öppna diken. I SEWSYS behandlas detta i dagens modell på ett enkelt sätt. Dagvatten från tak och övriga ytor anses i de flesta fall möjligt att infiltrera och alla föroreningar antas avskiljas och lagras i marken. Ingen hänsyn tas till möjligt läckage av föroreningar till grundvattnet (Ahlman, 2005).

Vid stora nederbörds mängder är det rimligt att anta att allt dagvatten inte kan infiltreras. En lämplig vidareutveckling av infiltrationsmodellen är enligt Ahlman (2005) att inkludera en modul där infiltrationen beror av flödet. Förloppet skulle kunna beskrivas av en kurva där infiltrationen beror av flödet. Ytterligare en aspekt som bör beaktas är markens genomsläpplighet.

4 Metod

4.1 Angreppssätt

Denna studie har sin utgångspunkt ifrån befintlig litteratur inom dagvattnets hantering, sammansättning och påverkan samt ifrån simuleringsmodeller för substansflöden i avloppssystem. Studien inleddes med att studera litteratur, forskningsrapporter och artiklar. Därmed fås en god teoretisk grund inför fortsatt arbete. Modelleringsverktyget SEWSYS studeras noggrant för att få en bra förståelse samt möjliggöra modifieringar i dess struktur.

En fallstudie bedöms vara lämplig för att uppnå syftet med rapporten. Studien ska beskriva hur olika alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområden påverkar föroreningsbelastningen på dess recipient. Dessutom ska en förståelse ges för innehåll och föroreningskällor gällande dagvatten i bostadsområden samt var dess föroreningar tar vägen.

Studiens syfte har diskuterats fram tillsammans med Chalmers, Avdelningen för Vatten Miljö Teknik och WSP Samhällsbyggnad i Helsingborg. Val av område för studien har gjorts i samråd med WSP Samhällsbyggnad. Området som undersöktes är beläget i Viken i Höganäs kommun och är aktuellt för exploatering.

4.2 Framtagande av data

Då fallstudien behandlar ett område som idag ännu inte är bebyggt har gällande översiktplan för Viken framtagen av Planavdelningen i Höganäs kommun (2002) legat till grund för framtagandet av data för simuleringsmodellen. I de delar av området där översiktplanen, till följd av ny sträckning av väg 111, ännu inte har vunnit laga kraft har markanvändning antagits i diskussion med inblandade parter. För delområden med tänkt bostadsbebyggelse har gator och hustyper antagits likt de intilliggande nyare bostadsområdena.

4.3 Substansflödesmodellering

Fyra alternativa dagvattenlösningar samt dagvattnet i ett konventionellt duplikatsystem utan reningsåtgärder undersöks i en substansflödesanalys. Analysen utförs med modelleringsverktyget SEWSYS som är uppbyggt i MATLAB/Simulink. Med hjälp av detta verktyg kan dagvattnets innehåll och föroreningskällor studeras. Reningsåtgärderna i de alternativa dagvattenlösningarna utgörs av dammar och infiltration samt av gräsbevuxna diken i de lösningar där ett öppet system modelleras. Föroreningsbelastningen till mottagande recipient kan därefter jämföras för de olika lösningarna.

5 Fallstudie Viken

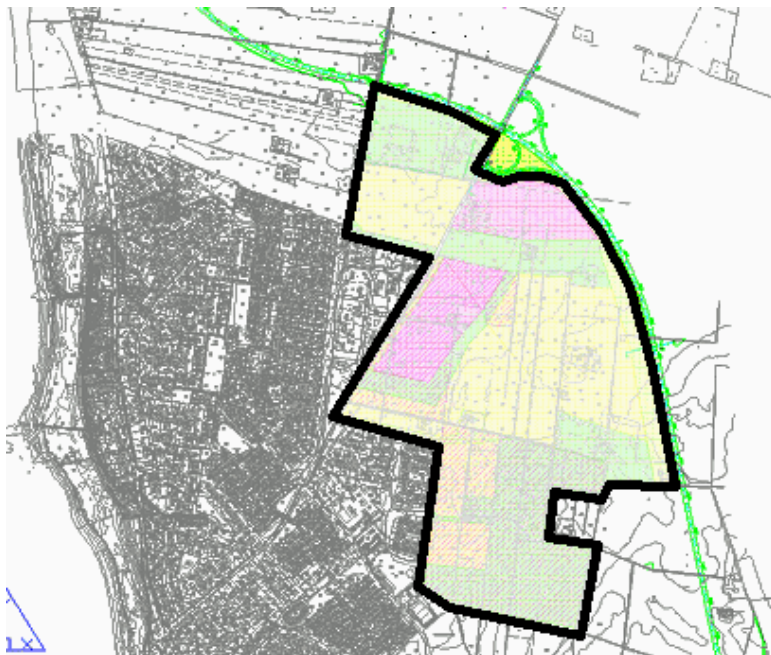
För att möjliggöra undersökningen av alternativa dagvattenlösningar för nyexploateringsområde med avseende på substansflöden studeras ett område i tätorten Viken, belägen i Höganäs kommun. Viken ligger vid Öresund längst söder i kommunen, vid gränsen mot Helsingborgs stad, se Figur 5.1.



Figur 5.1. Vikens läge i Öresundsregionen (Planavdelningen Höganäs kommun, 2002).

5.1 Områdesbeskrivning

Väg 111 mellan Helsingborg och Höganäs planeras få en ny sträckning öster om Viken. Området mellan befintlig bebyggelse och den nya sträckningen är aktuellt för exploatering och i skrivandets stund görs en principiell utredning av lämpliga lösningar för renvatten samt dag- och spillvatten. Avgränsat område i Figur 5.2 avser ytor som behandlas i substansflödesanalysen. Ytan uppgår till ca 83 ha.



Figur 5.2. Översikt över Viken. Avgränsat område avser utbredning av tilltänkta utbyggnadsområdet.

Marken nyttjas idag för åkerbruk, betesmark och handelsträdgårdsverksamhet. I översiktsplanen finns det angivet att marken skall bestå av bostadsbebyggelse med blandad småhusbebyggelse, mindre verksamheter och naturmark. Utmed den östra sidan av området är den nya sträckningen av väg 111 föreslagen. Eftersom översiktsplanen ej har vunnit laga kraft, har typ av utbyggnad antagits främst i de norra delarna av området. Ett nytt stort parkområde föreslås öster om befintlig bebyggelse. Även i de norra delarna antas det planeras för grönområden.

5.1.1 Recipientstatus för studerat område

Dagvatten från studerat område är tänkt att ansluta till ett befintligt dikesföretag som ca 2 km nedströms anslutningspunkten för studerat område mynnar i Öresund. Till vänster i Figur 5.2 ovan skymtas recipienten Öresund.

En översiktlig recipientbedömning har gjorts med hjälp av rapporten Status för Öresunds havsmiljö utgiven av Öresundsvattensamarbetet (2003).

Belastningen av metaller och påverkan på organismer har generellt minskat i Öresundsregionen tack vare förbättrade reningsmetoder och minskade utsläpp från industrier. Öresunds vattenvårdsförbund tar prover på metaller i blåmusslor och skrubbskädda bl.a. utanför Höganäs strax norr om Viken. Generellt är halterna av metaller låga och ligger i nivå med de naturliga bakgrundshalterna. Lokalt i Öresund kan det dock förekomma förhöjda halter, framför allt i hamnområden.

Halten av totalkväve var för mätstationen utanför Höganäs under perioden 1998-2001 över de kortsiktiga och de långsiktiga målen vilket också generellt gäller för hela Öresund.

Utsläppen av fosfor har nu reducerats så mycket att de uppfyller både de danska och de svenska vattenmiljöplanerna. Även Öresundsvattensamarbetets egna mål uppfylls generellt för hela Öresund.

Vid undersökningar av skrubbskäddor i Öresund 1999 låg samtliga PAH-föreningar under detektionsgränsen. De låga halterna ansågs bero antingen på låg belastning eller på att fiskarna kan omvandla PAH. Framtida analyser får visa vilket som gäller.

Sammanfattningsvis kan sägas att Öresund inte klassas som en känslig recipient. Kväveföreningar är dock önskvärda att reducera men för att nå önskade halter måste ytterligare reduktioner ske i utsläppen både på dansk och svensk sida samt från våra grannländer, så att den tillförsel av kväve som sker från Kattegatt och Östersjön reduceras.

5.2 Indata till SEWSYS

För simuleringar av dagvatten i SEWSYS krävs som tidigare nämnts i Kapitel 3 en mängd indata. Då området ska exploateras finns inga exakta data att tillgå. Uppgifter om avrinningsområdets olika yttyper och trafik tas fram från översiktsplanen över Viken och beräknas med hjälp av CAD-verktyg. Då området utökats har den nya översiktsplanen ej vunnit laga kraft. Typ av utbyggnad har antagits främst i de norra delarna av området. För detaljerad redovisning av indataberäkningar hänvisas till Bilaga 1.

5.2.1 Avrinningsområdet

Områdets totala yta uppgår till ca 83 ha varav ca 15 ha är hårdgjort. Av den hårdgjorda ytan utgörs 3,6 ha av gator, 4,8 ha av tak, 1,2 ha av övriga ytor samt 5,4 ha av industri.

5.2.2 Trafik

Inga genomfartsvägar går inom aktuellt område utan trafikarbetet utgörs endast av lokal trafik. Dessa gator utgör en yta på 3,6 ha. Andelen förzinkade detaljer, såsom elskåp och lyktstolpar, uppskattas till 1 % av den totala ytan för gator.

Tidigare utförda trafikmätningar av Höganäs kommun (2003) visar att det för bostadsområden med en tillfartsväg sker i snitt ca 5 passager med fordon per dygn och hushåll. Detta värde ligger till grund för trafikarbetet. Det totala trafikarbetet för området uppgår till 892 fordonskm/dygn. Andelen tung trafik uppskattas utifrån nämnda mätningar i Viken till 2 %.

5.2.3 Industriområde

Områden med industriverksamhet hanteras, se Kapitel 6.1, separat i beräkningsmodellen. I den preliminära översiktsplanen utgörs ca 10,8 ha av ytor avsedda för industriverksamhet. Enligt Svenskt Vattens publikation P90 sätts avrinningskoefficienten för flacka industriområden till 0,5. Därför antas 50 % av området vara hårdgjort.

5.2.4 Helsingborgs regnserie

Då ingen historisk regndata från Höganäs finns att tillgå görs simuleringar med en 11-års regnserie (1992-2002) från Helsingborg. Mätaren har varit placerad på Tekniska Förvaltningen. Aktuellt område i Viken ligger ca 15 km norr om mätarens läge i Helsingborg (se Figur 5.1). Vid tidigare dagvattenrelaterade utredningar har regional parameter $Z=18$ (Dahlström, 1979) använts för att beskriva regnintensiteter både för Viken och för Helsingborg.

Regnserien har en upplösning på 15 minuter och samma tidssteg används i simuleringarna. Års- och månadsvärde listas i Tabell 5.1. Under perioden uppgår total regnmängd till 7052 mm och årsmedelvärdet för nederbörden till 641 mm.

Tabell 5.1. Regndata för Helsingborg (års- och månadsvärde i mm för år 1992-2002)

	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Summa
1992	42	34	46	44	22	1	50	109	50	57	119	39	613
1993	87	26	15	13	15	32	143	152	4	51	31	79	648
1994	83	20	34	1	31	72	3	90	153	37	53	80	658
1995	59	58	35	57	47	71	24	27	131	43	35	7	594
1996	5	13	9	16	102	21	55	57	33	32	62	30	434
1997	3	48	18	29	86	74	43	12	40	93	33	53	532
1998	39	54	48	54	31	129	120	65	65	117	33	42	797
1999	49	35	40	50	46	90	32	153	43	28	13	67	647
2000	22	36	61	31	25	74	59	82	89	59	50	52	641
2001	29	40	23	49	21	75	44	99	128	40	51	26	628
2002	91	82	30	19	68	143	90	98	13	116	75	37	861
Medel	46	41	33	33	45	71	60	86	68	61	50	46	641

5.2.5 Kalibreringsparametern K

Parametern K betraktas som tidigare nämnts som en ren kalibreringskonstant mot vilken koncentrationstiden jämförs, se Kapitel 3.5.

5.2.5.1 Bostadsområde

Koncentrationstiden för bostadsområdet uppskattas till ca 75 min. Vid kalibrering av avrinningsmodellen ger en magasinkonstant på 0,04 en koncentrationstid på ca 75 min.

5.2.5.2 Industriområde

Koncentrationstiden för industriområdet uppskattas till ca 30 min. Vid kalibrering av avrinningsmodellen ger en magasinkonstant på 0,08 en koncentrationstid på ca 30 min.

5.2.5.3 Infiltration på tomtmark

Koncentrationstiden för infiltration av takvatten direkt på tomtmark uppskattas till väldigt kort. En magasinkonstant på 0,1 antas spegla detta scenario.

5.2.6 Sammanställning av indata

I Tabell 5.2 nedan följer en sammanställning av samtliga indata för dagvattensimulering av aktuellt område i SEWSYS.

Tabell 5.2. Samtliga indata för dagvattensimulering.

Total area [m ²]	832 000
varav hårdgjort i bostadsområde [m ²]	96 287
Gator [m ²]	35 600
Zinkdetaljer vid gator [%]	1
Tak [m ²]	48 042
Zinktak [%]	2
Koppartak [%]	0
Övrig hårdgjord yta [m ²]	12 645
Årsnederbörd [mm]	641
Trafikarbete [fordonskm/dag]	892
Andel tung trafik [%]	2
Basflöde för dagvatten [m ³ /s]	0
K-värde bostadsområde, K	0,04
K-värde industriområde, K2	0,08
K-värde infiltration av takvatten, Kr	0,1
Area industriverksamhet [m ²]	108 000
varav 50 % hårdgjort (P90) [m ²]	54 000

6 Modelluppbyggnad i SEWSYS

Modeller för fem system byggs i Simulink. För den konventionella lösningen med duplikatsystem undersöks tre varianter som jämförs tillsammans med två lösningar för öppen dagvattenhantering. De reningsåtgärder som appliceras i systemen är sedimentering i damm och infiltration i mark.

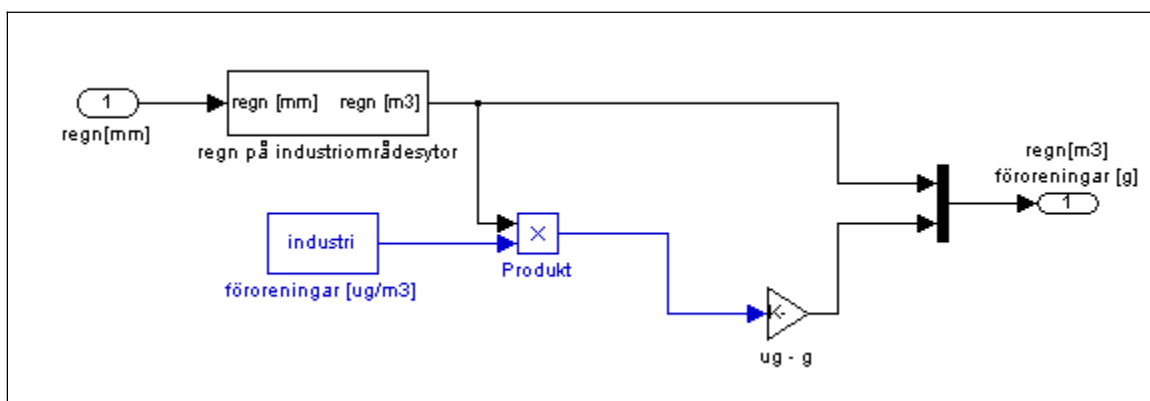
6.1 Allmän modellstruktur

Då föroreningsinnehållet i dagvatten från industriområden skiljer sig mot bostadsområden separeras dessa i modellen. För bostadsområden används den ursprungliga modelluppbyggnaden. Dagvatten som bildas i industriområden får en föroreningshalt enligt Tabell 6.1. I denna halt antas våt- och torrdeposition ingå. Ingen skillnad görs på yttyp utan vägar, tak och övriga hårdgjorda ytor summeras till en totalarea.

Tabell 6.1. Medianvärde på föroreningshalter i industridagvatten (Larm, 2005).

Ämne	Industriområde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Fosfor	300 000
Kväve	1 800 000
Koppar	45 000
Zink	270 000
Bly	40 000
Kadmium	1 500
PAH	1 000

I dagvattenmodulen för industriområden (se Figur 6.1) multipliceras vattenmängden med föroreningshalterna enligt Tabell 6.1 ovan. Därefter ändras enheten från μg till g. Utgående dagvatten och föroreningsmängder från området får därmed samma enheter som bostadsområdet. Skillnaden jämfört med bostadsområdet är att industriområdets föroreningskoncentrationer är konstanta.



Figur 6.1. Simulink-modell över Rain -> Storwater-modulen för industriområde.

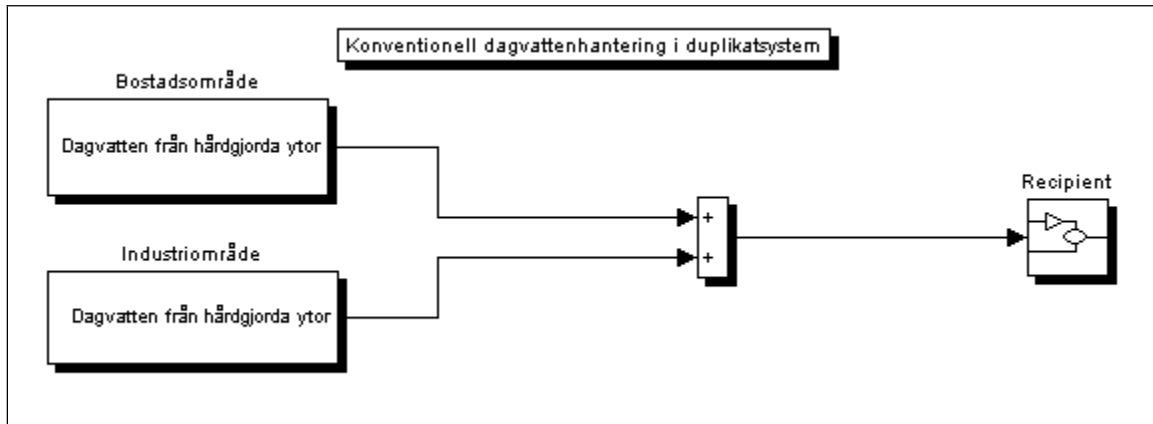
Dammen som används för alternativlösningarna dimensioneras med en area på 250m^2 per hektar hårdgjord avrinningsyta, enligt Pettersson (1999). Ytbelastningen på dammen bedöms därför vara så låg att ett nödutlopp innan dammen, som används för att undvika höga flöden och uppvirvling av sediment, ej behövs.

6.2 Duplikatsystem

I de duplikata systemen avleds allt dagvatten i ledningar. Genom att leda vattnet till damm innan det når recipient eller infiltrera det direkt i mark kan flödes- och föroreningsbelastningen reduceras.

6.2.1 Konventionellt duplikatsystem

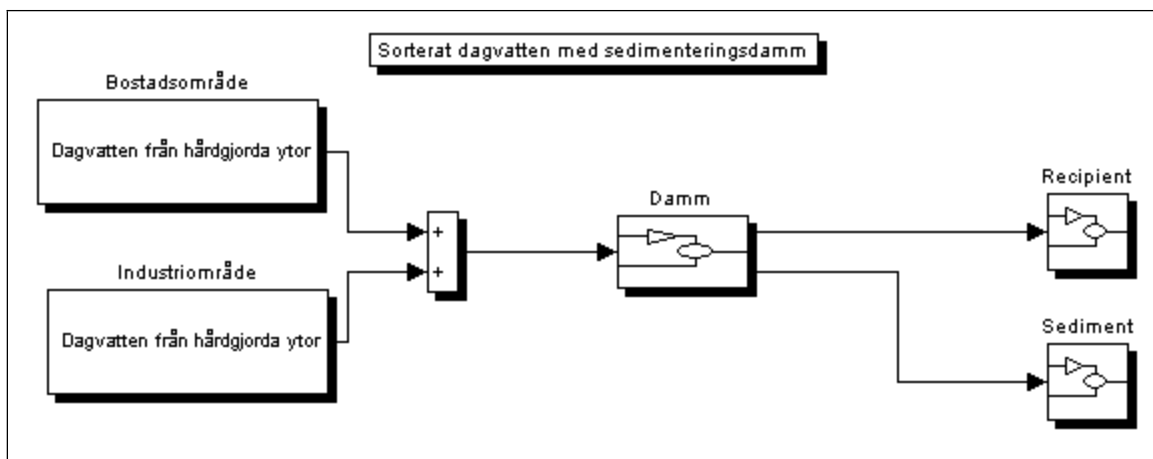
I denna systemlösning avleds dagvattnet direkt till recipient vilket också medför att alla föroreningar från området hamnar där, se Figur 6.2. Systemet är tänkt att fungera som en referens vilken alternativlösningarna kan jämföras med.



Figur 6.2. Simulink-modell över konventionell dagvattenhantering i duplikatsystem

6.2.2 Duplikatsystem med sedimenteringsdamm

Dagvattnet i modellen passerar en damm innan det når recipient, se Figur 6.3. En del av föroreningarna bundna till partiklar sedimenterar och lägger sig på dammens botten för att eventuellt hamna på deponi.

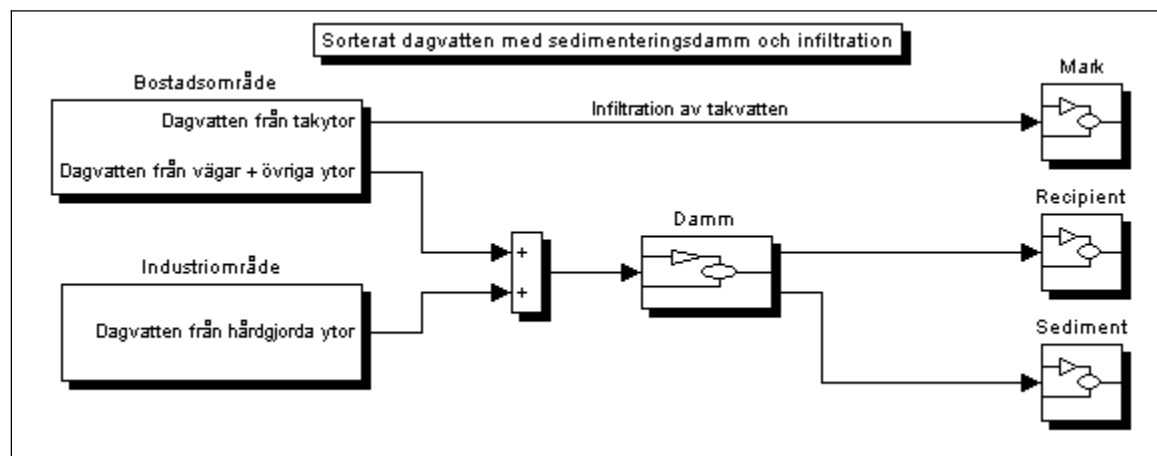


Figur 6.3. Simulink-modell över duplikatsystem med sedimenteringsdamm

6.2.3 Sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration

I denna lösning infiltreras dagvatten från tak där alla föroreningar antas avskiljas och lagras i mark, se Figur 6.4. Då det rör sig om ett bostadsområde med småhusbebyggelse består takmaterialet mestadels av tegel, se Bilaga 1. Dagvatten från vägytor och övriga ytor i bostadsområden samt allt dagvatten från industriområden leds till en dagvattendamm och

sedan vidare till recipient. En del av föroreningarna bundna till partiklar sedimenterar och lägger sig på dammens botten.



Figur 6.4. Simulink-modell över duplikatsystem med sorterat dagvatten

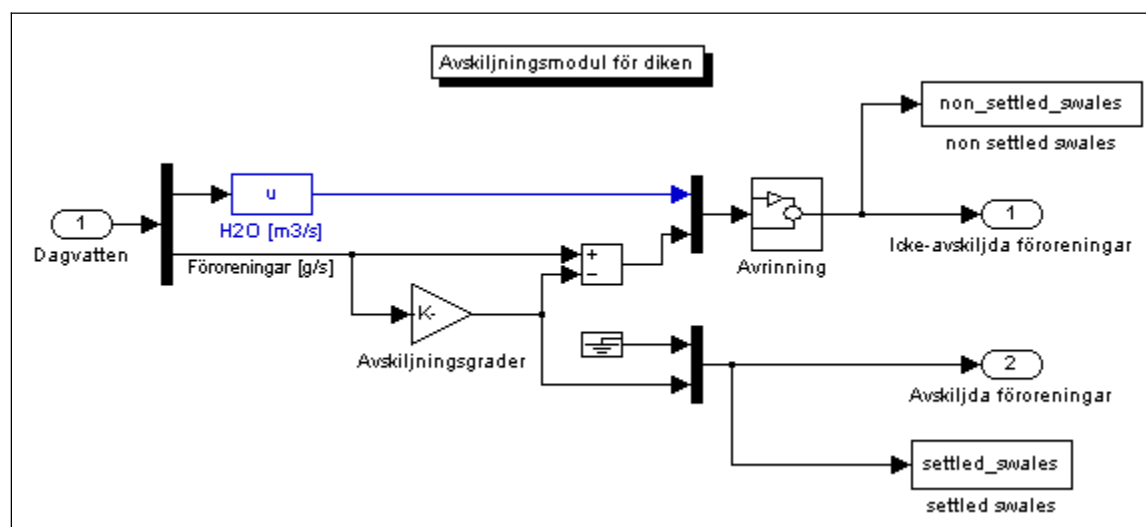
6.3 Öppen dagvattenhantering

Med öppen dagvattenhantering avses avledning av dagvatten i gräsbevuxna diken. Avskiljningsgraderna för föroreningar hämtas från United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1999), se Tabell 6.2, och gäller under förutsättning att uppehållstiden i diken är tillräckligt lång och att de inte belastas med för höga flöden.

Tabell 6.2. Medianvärde på avskiljningsgrader för gräsbevuxna diken (USEPA, 1999).

	Avskiljningsgrad %						
	Totalfosfor	Totalkväve	Koppar	Zink	Bly	Cadmium	PAH
Dike	9	38	51	71	67	42	62

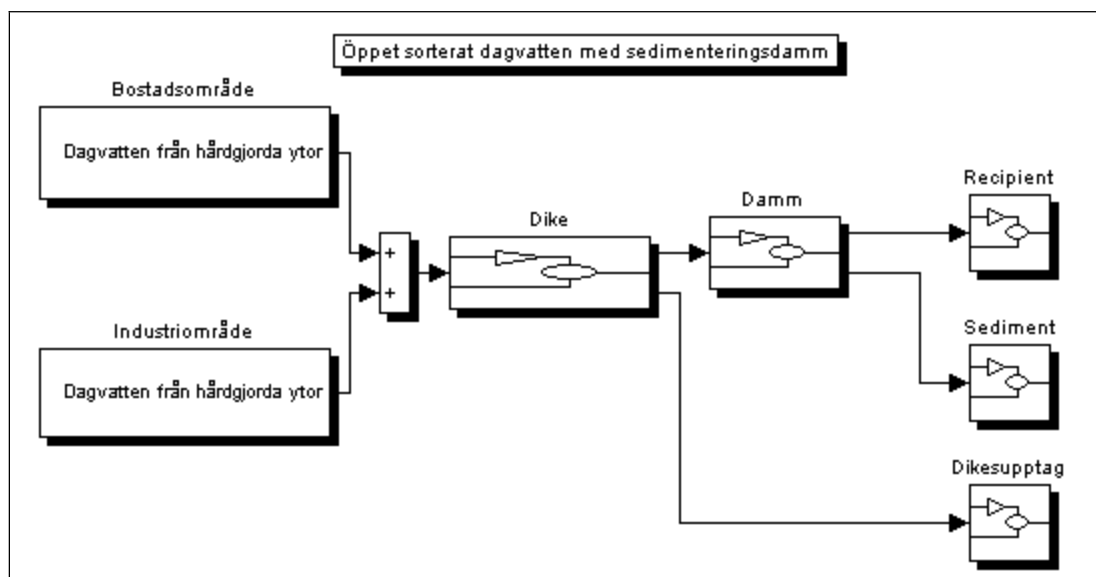
Ovan nämnda avskiljningsgrader används i avskiljningsmodulen för diken, se figur 6.5. I denna studie har ingen hänsyn tagits till dikenas längd då det för området som studeras endast finns en översiktsplan. Längden på diken kommer dessutom att variera då nytt dagvatten kopplas på utmed dikessträckningen.



Figur 6.5. Simulink-modell över avskiljningsmodulen för diken.

6.3.1 Öppet dagvatten med sedimenteringsdamm

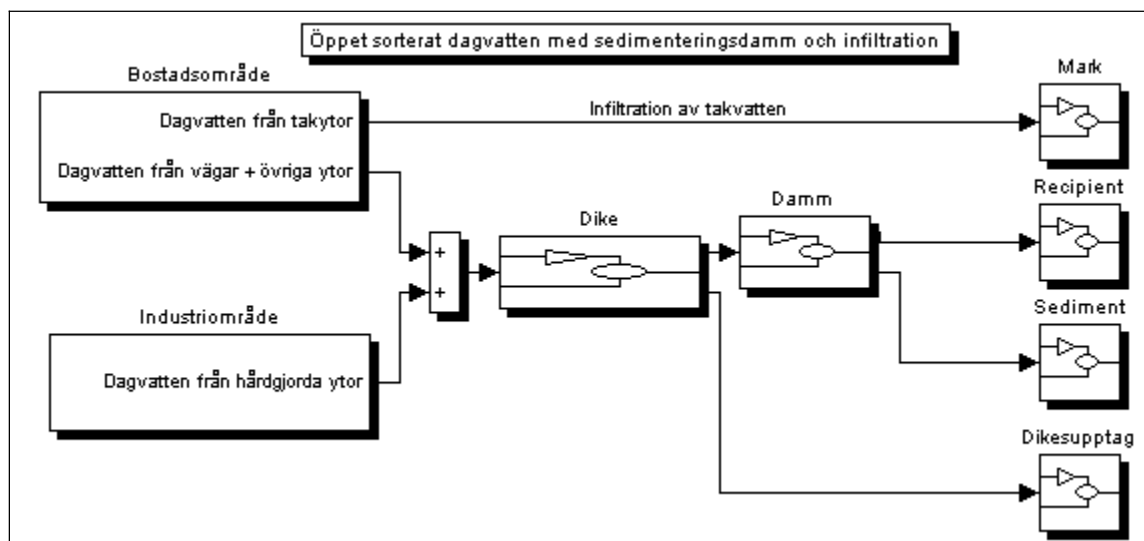
Allt dagvatten avleds i denna alternativlösning öppet i diken, se Figur 6.6. Vattnet passerar genom en dagvattendamm innan det når recipient.



Figur 6.6. Simulink-modell över öppen dagvattenhantering med sedimenteringsdamm.

6.3.2 Öppet sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration

Allt dagvatten avleds i denna alternativlösning öppet i diken och vatten från tak infiltreras i nära anslutning till där det bildas, se Figur 6.7. Dagvatten från vägytor och övriga ytor i bostadsområden samt allt dagvatten från industriområden leds till dagvattendamm och sedan vidare till recipient.



Figur 6.7. Simulink-modell över öppen dagvattenhantering med sorterat dagvatten.

7 Resultat och diskussion

7.1 Dagvattnets innehåll samt källor i bostadsområdet

7.1.1 Dagvattnets innehåll

Helsingborgs regnserie har använts vid långtidssimuleringen. Den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde uppgår för bostadsområdet till 475 910 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 43 265 m³.

Långtidssimuleringens resultat för bostadsområdet har använts för att beräkna uttransporterad föroreningsmängd för ett medelår. I Tabell 7.1 redovisas mängderna för varje substans samt områdets medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden. SMC definieras som summan av föroreningsmängden under hela simuleringsperioden dividerat med summan av avrunnen dagvattenvolymen under samma period.

Tabell 7.1. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) för bostadsområdet.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Substansflödesmängd	0,84	70	0,33	2,21	0,40	0,007	0,010
SMC [µg/l]	19	1614	7,7	51	9,2	0,16	0,22

7.1.2 Källor till dagvattenförorening

Dagvattnets innehåll för ett medelår fördelade på källa redovisas i Tabell 7.2.

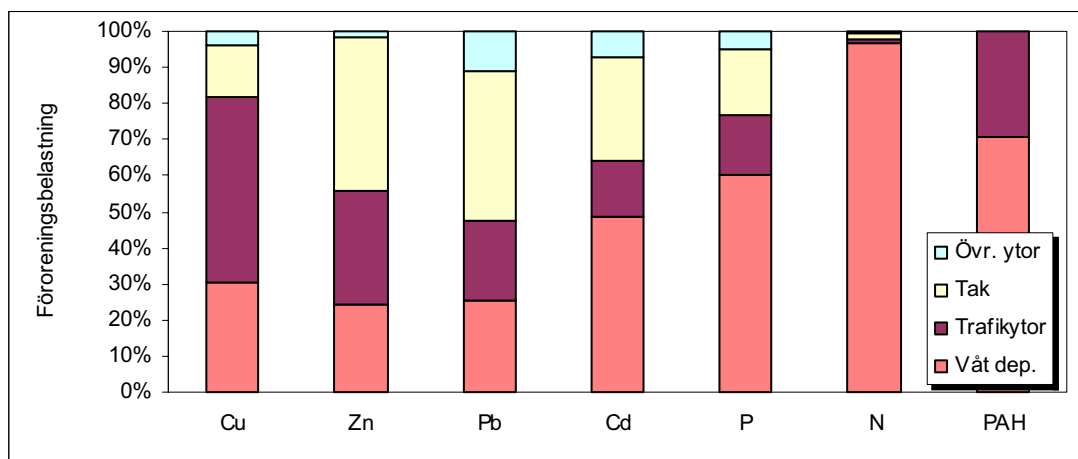
Tabell 7.2. Substansflödesmängder [kg/år] fördelade på källa

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Våtdeposition	0,51	67	0,10	0,54	0,10	0,003	0,007
Trafikytor	0,14	0,67	0,17	0,69	0,089	0,001	0,003
Tak	0,16	1,3	0,049	0,94	0,17	0,002	0
Övrig hårdgjord yta	0,041	0,34	0,013	0,036	0,044	0,001	0

I Figur 7.1 ges en översikt över den relativa fördelningen av källorna till dagvattenförorening i bostadsområdet. Kategorin trafikytor analyseras närmare i Kapitel 7.1.3.

För koppar är den dominerande källan trafikytor medan takytor bidrar med den största andelen zink respektive bly. Föroreningskällorna till zink och bly är dock relativt jämnt fördelade över kategorierna tak, trafikytor och våtdeposition.

Våtdeposition till följd av luftföroreningar är den dominerande källan för kadmium, fosfor, kväve samt PAH.



Figur 7.1. Relativt bidrag från olika källor till total föroreningsbelastning i bostadsområdet.

7.1.3 Trafikföroreningarnas källor

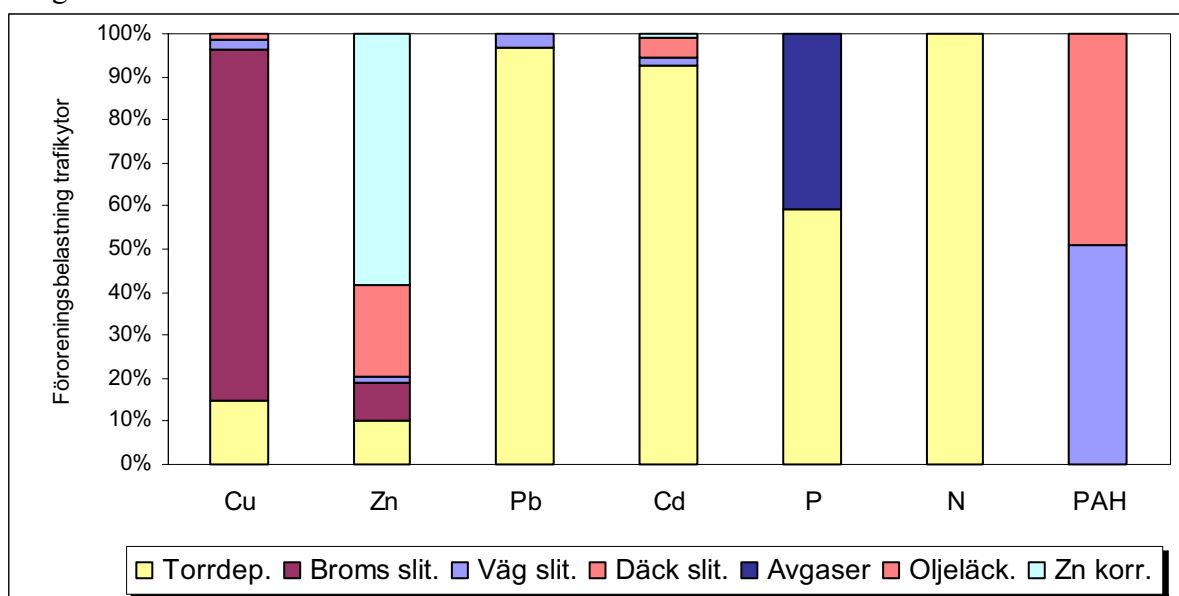
Kategorin trafikytor i Tabell 7.2 ovan kan i SEWSYS analyseras noggrannare. Resultatet visas i Figur 7.2.

Hela 82 % av det koppar som årligen kommer från trafikytorna beror på slitage av bromsbelägg. 15 % kommer från luftföroreningar och resterande 3 % från väg- och däckslitage.

För zink är den dominerande källan korrosion av galvaniserade detaljer kring vägarna.

Atmosfärisk deposition är den huvudsakliga källan för bly, kadmium och kväve och står för mer än 90 % av det totala bidraget från trafikytor. Även för fosfor dominerar den atmosfäriska depositionen. Dock kommer nästan en lika stor del från avgaser.

Föroreningskällorna för PAH från trafikytor utgörs av hälften vägslitage och hälften däckslitage. För cirkeldiagram över relativa föroreningsbidrag för trafikytor hänvisas till Bilaga 2.



Figur 7.2. Relativt bidrag från olika källor till föroreningar från trafikytor i bostadsområdet.

7.2 Dagvattnets innehåll i industriområdet

Den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde uppgår för industriområdet till 266 900 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 24 264 m³.

Långtidssimuleringens resultat för industriområdet har använts för att beräkna uttransporterad föroreningsmängd för ett medelår. I Tabell 7.3 redovisas mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden vilken blir den samma som i Tabell 6.1.

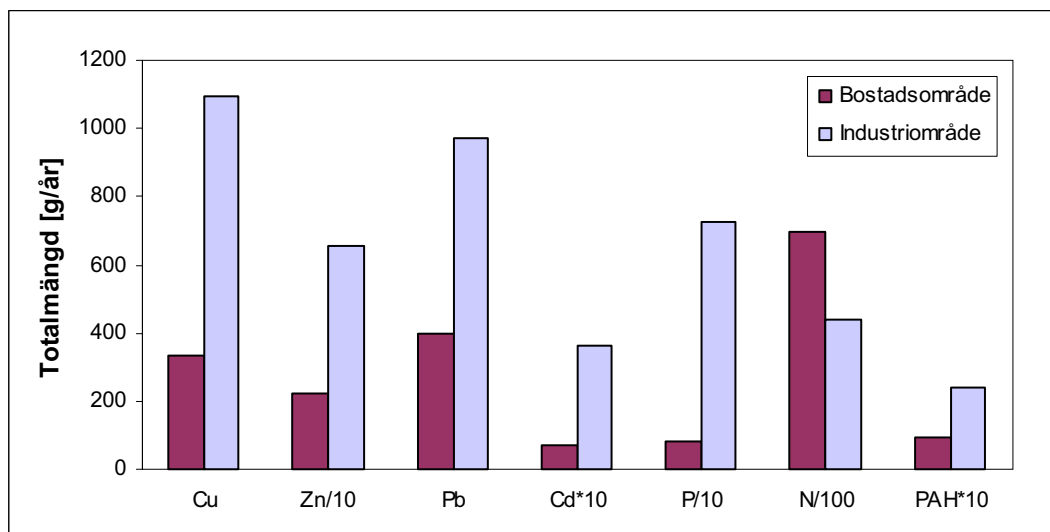
Tabell 7.3. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) för industriområdets.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Substansflödesmängd	7,3	44	1,1	6,6	0,97	0,036	0,024
SMC [µg/l]	300	1800	45	270	40	1,5	1,0

7.3 Jämförelse av bostads- och industriområdet

Trots att industriområdet sett till den hårdgjorda ytan motsvarar ca hälften av bostadsområdet bidrar den till nästan 3/4 eller mer av föroreningarna för hela området undantaget kväve, se Figur 7.3.

En tänkbar orsak till att kvävebidragets andel blir markant mindre är att källan till kväve utgörs mestadels av luftföroreningar (våt- och torrdeposition), se Tabell 7.2 ovan. Därmed påverkar ytan bidragets storlek.



Figur 7.3. Totalmängd föroreningar för ett medelår för bostads- respektive industriområdet.

Medelkoncentrationerna är också de genomgående markant högre för industriområdet än för bostadsområdet undantaget kväve, se Tabell 7.1 och 7.3. Enligt samma resonemang som ovan bör då kvävekoncentrationen för områdena vara ungefär lika höga, vilket också styrks i Tabell 7.1 och 7.3.

7.4 Områdets ytbelastning

Den totala föroreningsmängden för ett medelår har med hjälp av den totala hårdgjorda ytan räknats om till en ytbelastning som i sin tur jämförts med en tidigare studie av stadsdelen Vasastaden i Göteborg (Ahlman et al, 2004). Resultatet presenteras i Figur 7.4.

Vasastaden är en centralt belägen stadsdel som domineras av äldre stenbebyggelse med en blandning av bostäder, kontor, skolor och affärer men inga direkta industriområden. Till följd av läget har området en betydligt större trafikbelastning, 1 245 fordonskilometer/dygn och hårdgjord hektar, jämfört med Vikens 93 fordonskilometer/dygn och hårdgjord hektar. Andelen målade plåttak och koppartak är markant högre än den för bostadsområdet i Viken.

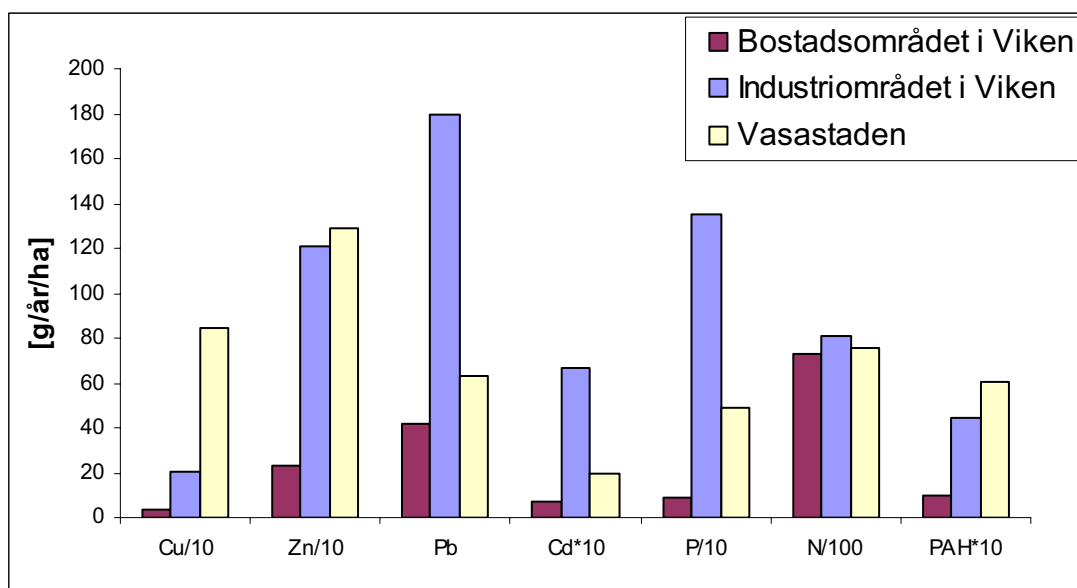
Ytbelastningen vad gäller koppar och zink är 24 respektive drygt 5 gånger större för Vasastaden än för bostadsområdet i Viken vilket förklaras av skillnader i trafikbelastning och andelen målade plåttak samt förekomsten av koppertak i Vasastaden. Industriområdets ytbelastning är för koppar betydligt mindre än Vasastaden medan den för zink är ungefär likvärdig.

För bly och kadmium blir skillnaden mellan bostadsområdena inte lika markanta då atmosfärisk deposition (vilken bidrar med samma ytbelastning oavsett område) står för en större andel av föroreningsmängden jämfört med för de två ovannämnda tungmetallerna. I industriområdet sker troligen ett tillskott från andra källor då den belastningen är högre.

Källan till fosforföroreningar är förutom atmosfärisk deposition också avgaser från trafik. Med en mycket lägre trafikbelastning i Vikens bostadsområde fås också en betydligt lägre ytbelastning.

Kvävebelastningen är för de tre områdena i stort sett lika vilket beror på att luftföroreningar är den hel dominerande källan till denna förorening.

Mängden PAH beror mycket på trafikbelastningen. Enligt samma resonemang som ovan fås därför för bostadsområdet i Viken en betydligt lägre ytbelastning.



Figur 7.4. Total ytbelastning för Viken respektive Vasastaden baserat på hårdgjord yta.

7.5 Behövs åtgärder vidtas i nyexploateringsområden m.a.p. dagvattenföreningar?

En översiktlig bedömning av dagvattenutsläppen från bostads- och industriområdet görs med hjälp av Naturvårdsverkets klassificeringar, se Tabell 2.1 och 2.2. Det bör dock poängteras att SEWSYS är en modell för beräkning av föroreningsbelastning och källor och inte direkt tillämpbar för recipientbedömningar (Ahlman et al, 2005).

Recipienten Öresund klassas inte som känslig men höga koncentrationer kan leda till en lokal påverkan. Dessutom bör biologin i dikesföretaget beaktas så att denna inte tar skada.

I Tabell 7.4 görs en jämförelse av medianvärdet från medelkoncentrationerna per regntillfälle (EMC) från bostadsområdet, industriområdet samt de två tillsammans med Naturvårdsverkets klassificering av sjöar och vattendrags tillstånd (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 7.4. Median av simulerade EMC jämfört med Naturvårdsverkets klassificering [$\mu\text{g/l}$].

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium
Bostadsområde	24	1647	11	75	13	0,21
Industriområde	300	1800	45	270	40	1,5
Bostad + Industri	123	1702	23	145	23	0,68
Mycket hög halt	> 100	> 5000	> 45	> 300	> 15	> 1,5
Hög halt	50 - 100	1250 - 5000	9 - 45	60 - 300	3 - 15	0,3 - 1,5
Måttlig hög halt	25 - 50	625 - 1250	3 - 9	20 - 60	1 - 3	0,1 - 0,3
Låg halt	12,5 - 25	300 - 625	0,5 - 3	5 - 20	0,2 - 1	0,01 - 0,1
Mycket låg halt	< 12,5	< 300	< 0,5	< 5	< 0,2	< 0,01

7.5.1 Bostadsområdet med blandad villabebyggelse

För bostadsområdet klassas fosforhalten som låg, kadmiumhalten som måttligt hög, samt kväve-, koppar-, zink- och blyhalten som hög. Kväve-, koppar- och zinkhalterna har dock för klassen relativt låga värden.

Som tidigare nämnts i Kapitel 2.2.2.2 finns för klassen höga halter en ökad risk för biologiska effekter. Klassningen av kväve avser endast nivåer typiska för svenska sjöar och är inte relaterade till någon miljöpåverkan. Med detta i beaktande kan det vara lämpligt att införa någon typ av reningsåtgärd i bostadsområde med villabebyggelse innan dagvattnet släpps till recipient. Det bör dock poängteras att inget basflöde, d.v.s. dränvatten och inläckage av grundvatten har tagits med i beräkningarna. Detta vatten bör vara relativt rent och därmed späds föroreningarna ut så att dessa får en lägre koncentration. En annan parameter värd att nämna i detta sammanhang är att SEWSYS inte tar hänsyn till dagvattenavrinning från gröna ytor vilket innebär att dagvattenvolymen är något underskattad. En noggrannare undersökning bör göras innan reningsåtgärder vidtas då värdena ändå får anses som relativt måttliga även utan basflöde.

7.5.2 Industriområdet

Vad gäller industridagvattnet är dessa koncentrationer hämtade från litteraturen (Larm, 2005). För området klassas fosfor- och blyhalten som mycket höga medan övriga klassas som höga varav flertalet på gränsen till mycket höga.

Vid mycket höga halter finns risk för biologiska effekter redan vid kort exponering. Klassningen av kväve avser dock endast nivåer typiska för svenska sjöar och är inte relaterade till någon miljöpåverkan. För industriområdet är det därför lämpligt att vidta åtgärder för att minska utsläppen till recipient.

Föroreningskoncentrationerna för industriområdet är generella för denna typ av markanvändning. Innan åtgärder vidtas bör en grundlig undersökning göras av vilken typ av verksamheter som ska finnas på området och i vilken utsträckning dessa kan förorena dagvattnet. Inget hänsyn har tagits till ett eventuellt basflöde vilket kan medföra att de simulerade koncentrationerna är något överskattade.

7.5.3 Hela exploateringsområdet

Om dagvattnet från bostads- och industriområdet läggs samman fås samma klassificeringar som för industriområdet, d.v.s. en mycket hög fosfor- och blyhalt samt en hög halt för övriga. Reningsåtgärder är därför lämpliga att vidta. Det bör dock åter poängteras att inget basflöde har tagits med i beräkningarna samt att typen av industriverksamhet är okänd. Vidare undersökningar bör därför göras innan åtgärder vidtas.

7.6 Resultat av dagvattensimulering för valda systemlösningar

Då duplikata system utan reningsåtgärder är dominerande idag är det intressant att jämföra de fyra alternativa dagvattenlösningarna med detta system. De olika alternativlösningarnas föroreningsmängder till recipient för ett medelår samt medelkoncentrationen (SMC) till densamma under hela simuleringsperioden sammanställs för varje systemlösning.

7.6.1 Konventionellt duplikatsystem

Den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde uppgår för hela området utan reningsåtgärder till 742 810 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 67 528 m³.

Långtidssimuleringens resultat för hela området har använts för att beräkna uttransporterad föroreningsmängd till recipient för ett medelår. I Tabell 7.5 redovisas mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden.

Tabell 7.5. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) till recipient för hela området utan reningsåtgärder.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Mängd till recipient	8,1	113	1,4	8,8	1,4	0,043	0,034
SMC till recipient [µg/l]	120	1681	21	130	20	0,64	0,50

7.6.2 Duplikatsystem med sedimenteringsdamm

Den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde uppgår med sedimenteringsdamm för hela området till 742 810 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 67 528 m³.

Långtidssimuleringens resultat för hela området har använts för att beräkna sedimenterad föroreningsmängd i dagvattendammen samt uttransporterad föroreningsmängd till recipient för ett medelår. I Tabell 7.6 redovisas en sammanställning över mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) till recipient för hela simuleringsperioden.

Tabell 7.6. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) till recipient för hela området med sedimenteringsdamm.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Sedimenterad mängd	4,0	9,7	0,53	3,3	0,85	0,006	0,025
Mängd till recipient	4,1	104	0,89	5,5	0,52	0,037	0,009
SMC till recipient [$\mu\text{g/l}$]	61	1536	13	81	7,7	0,55	0,13

7.6.3 Sorterat dagvatten med sedimenteringsdamm och infiltration

Med sedimenteringsdamm och infiltration av takdagvatten uppgår den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde för hela området till 505 360 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 45 942 m³. Infiltrerad dagvattenvolym under ett medelår uppgår till 21 586 m³.

Långtidssimuleringens resultat för hela området har använts för att beräkna sedimenterad föroreningsmängd i dagvattendammen, infiltrerad föroreningsmängd i infiltrationsytorna samt uttransporterad föroreningsmängd till recipient för ett medelår. I Tabell 7.7 redovisas en sammanställning över mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden.

Tabell 7.7. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) till recipient för hela området med sedimenteringsdamm och infiltration.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Sedimenterad mängd	3,9	6,9	0,50	2,9	0,72	0,006	0,023
Infiltrerad mängd	0,41	35,0	0,10	1,2	0,22	0,004	0,003
Mängd till recipient	3,9	72	0,82	4,7	0,43	0,034	0,008
SMC till recipient [$\mu\text{g/l}$]	84	1559	18	102	9,4	0,74	0,17

7.6.4 Öppet dagvatten med sedimenteringsdamm

Den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde med diken och sedimenteringsdamm uppgår för hela området till 742 810 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 67 528 m³.

Långtidssimuleringens resultat för hela området har använts för att beräkna upptagen mängd föroreningar i diken, sedimenterad föroreningsmängd i dagvattendammen samt uttransporterad föroreningsmängd till recipient för ett medelår. I Tabell 7.8 redovisas en sammanställning över mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden.

Tabell 7.8. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) till recipient för hela området med diken och sedimenteringsdamm.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Dikesupptag	0,73	43,1	0,73	6,2	0,92	0,018	0,021
Sedimenterad mängd	3,7	6,2	0,27	1,0	0,29	0,004	0,010
Mängd till recipient	3,7	64	0,43	1,6	0,16	0,022	0,003
SMC till recipient [$\mu\text{g/l}$]	54	950	6,4	23	2,4	0,32	0,046

7.6.5 Öppet sorterat dagvatten sedimenteringsdamm och infiltration

Med diken, sedimenteringsdamm och infiltration av takdagvatten uppgår den totala avrunna volymen dagvatten utan basflöde för hela området till 505 360 m³. För ett medelår blir avrunnen volym ca 45 942 m³. Infiltrerad dagvattenvolym under ett medelår uppgår till 21 586 m³.

Långtidssimuleringens resultat för hela området har använts för att beräkna upptagen mängd föroreningar i diken, sedimenterad föroreningsmängd i dagvattendammen, infiltrerad föroreningsmängd i infiltrationsytorna samt uttransporterad föroreningsmängd till recipient för ett medelår. I Tabell 7.9 redovisas en sammanställning över mängderna för varje substans samt medelkoncentrationen (SMC) för hela simuleringsperioden.

Tabell 7.9. Substansflödesmängder [kg/år] samt medelkoncentrationer (SMC) till recipient för hela området med diken, sedimenteringsdamm och infiltration.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Dikesupptag	0,69	30	0,68	5,4	0,77	0,017	0,019
Sedimenterad mängd	3,5	4,3	0,25	0,83	0,24	0,003	0,009
Infiltrerad mängd	0,41	35	0,10	1,2	0,22	0,004	0,003
Mängd till recipient	3,5	44	0,40	1,4	0,14	0,020	0,003
SMC till recipient [µg/l]	54	950	6,4	23	2,4	0,32	0,046

7.6.6 Sammanställning över mängder och koncentrationer till recipient

Den genomsnittliga årliga substansflödesmängden till mottagande recipient kan för de olika åtgärderna ses i Tabell 7.10.

Tabell 7.10. Substansflödesmängd till recipient för ett medelår [kg/år] (dagvatten [m³/år]).

	Dagvatten	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Utan åtgärder	67 528	8,1	113	1,42	8,8	1,37	0,043	0,034
Damm	67 528	4,1	104	0,89	5,5	0,52	0,037	0,009
Damm + infiltration	45 942	3,9	72	0,82	4,7	0,43	0,034	0,008
Diken + damm	67 528	3,7	64	0,43	1,6	0,16	0,022	0,003
Diken + damm + infi.	45 942	3,5	44	0,40	1,4	0,14	0,020	0,003

Medelkoncentrationer till recipient för hela området baserat på åtgärder visas i Tabell 7.11. Infiltration av takdagvatten ger en högre medelkoncentration av föroreningarna till recipient då det relativt rena takdagvattnet vid användning av denna reningsåtgärd inte späder ut koncentrationen av föroreningarna.

Tabell 7.11. Medelkoncentrationer (SMC) [µg/l] till recipient för hela området baserat på åtgärd.

	Fosfor	Kväve	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	PAH
Utan åtgärder	120	1681	21	130	20	0,64	0,50
Damm	61	1536	13	81	7,7	0,55	0,13
Damm + infiltration	84	1559	18	102	9,4	0,74	0,17
Diken + damm	54	950	6,4	23	2,4	0,32	0,046
Diken + damm + infi.	76	967	8,8	30	3,1	0,43	0,063

8 Slutsatser och rekommendationer

8.1 Dagvattnets innehåll och källor

Simuleringen i SEWSYS visade att dagvattnet från bostadsområdet med småhusbebyggelse framförallt innehåller näringsämnet kväve men också en del fosfor samt tungmetallerna koppar, zink och bly. Även en mindre mängd av kadmium samt PAH (polyaromatiska kolväten) visade sig finnas i dagvattnet.

I Tabell 8.1 ges en översikt över den relativa fördelningen av källorna till dagvattenförorening i bostadsområdet.

Som en följd av en liten trafikbelastning och att inga kopparkoppar används i bostadsområdet är atmosfärisk deposition den för koppar största föroreningskällan följt av bromsslitage.

Den största källan för zink är korrosion och yt slitage av galvaniserade och målade plåttak trots att det handlar om ett bostadsområde med mestadels tegeltak. Ett nästan lika stort bidrag har atmosfärisk deposition. En betydande del kommer också från korrosion av galvade detaljer kring gator, såsom lyktstolpar och elskåp.

Atmosfärisk deposition är den klart dominerande källan för bly, kadmium, fosfor och kväve och kan härstamma både från långväga lufttransporter och lokala industrier.

För PAH, som är en grupp polyaromatiska kolväten och finns i oljeprodukter, dominerar också här den atmosfäriska depositionen. Väg- och däckslitage bidrar tillsammans med ca 1/3 av föroreningsmängden, vilket inte är så konstigt då oljeprodukter är viktiga komponenter i både asfalt och däck. För överskådliga cirkeldiagram över den relativa fördelningen av källorna till dagvattenförorening i bostadsområdet hänvisas till Bilaga 3.

Tabell 8.1. Relativ fördelning för källor till dagvattenförorening i bostadsområdet [%].

	Koppar	Zink	Bly	Kadmium	Fosfor	Kväve	PAH
Atm deposition	56,5	35,4	99,2	98,6	93,4	100,0	71
Cu korrosion	-	-	-	-	-	-	-
Zn korr. (tak)	-	36,5	0,1	0,3	-	-	-
Bromsslitage	41,6	2,7	-	-	-	-	-
Vägslitage	1,2	0,4	0,6	0,3	-	-	14,9
Däckslitage	0,7	6,7	-	0,7	-	-	14,4
Avgaser	-	-	-	-	6,6	-	-
Oljeläckage	0,001	0,06	0,003	0,002	-	-	-
Zn korr. (väg)	-	18,3	0,038	0,131	-	-	-

Som tidigare nämnts i Kapitel 6.1 bidrar industriområdet med en konstant föroreningsbelastning per volymenhet. Siffrorna grundar sig på undersökningar av industriytor och är väldigt generella. För att ge en mera korrekt beskrivning av innehållet i dagvattnet behövs mer information om området, vilket i dagsläget inte fanns. Föroreningshalterna grundar sig på Tabell 6.1.

8.2 Studerade systems föroreningsreduktion

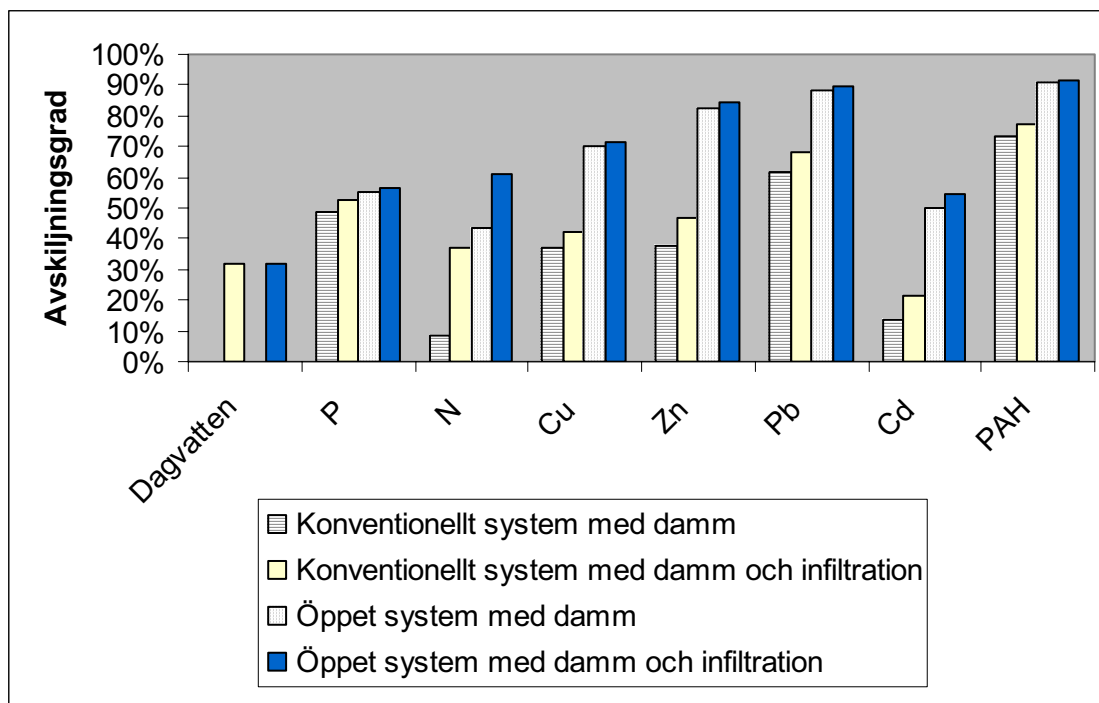
Den relativa reduktionen av föroreningar till recipient för alternativlösningarna jämfört med det konventionella systemet sett över ett medelår visas i Figur 8.1. Lösningarna med infiltration av takdagvatten minskar den årliga dagvattenvolymen till recipient med 32 %.

Fosforreduktionen ligger mellan 49 % och 57 % för de olika alternativlösningarna. Detta tyder på att dagvattendammen står för det mesta av avskiljningen av ämnet då den är den enda reningsåtgärd som ingår i alla fyra lösningarna. Tabell 7.6 – 7.9 visar att så är fallet.

Kvävet reduceras i dagvattendammen med endast 9 %. Genom att infiltrera takdagvatten i bostadsområdet fås en betydligt större reduktion (37 %). Detta beroende på att takytan utgör hälften av den totala hårdgjorda ytan i bostadsområdet och källan till kväveföroreningar härstammar enbart från luftföroreningar (våt- och torrdeposition). Genom att tillämpa diken kan kvävereduktionen ökas ytterligare.

Både dagvattendammen och diken ger en god avskiljningsgrad när det gäller tungmetaller. Kombineras dessa reduceras kadmium med hälften och koppar, zink och bly med minst 70 %. En marginell förbättring fås med infiltration av takdagvattnet från bostadsområdet då 3/4 av tungmetallerna härstammar från industriområdet.

Vad gäller PAH så fås redan med enbart en dagvattendamm som reningsåtgärd en hög avskiljningsgrad. Nästan 3/4 av substansmängden avskiljs i denna. Önskas en ytterliggare reduktion kan diken tillämpas. För diagram och avskiljningsgrader för de olika alternativlösningarna hänvisas till Bilaga 4.



Figur 8.1. Ämnesvis föroreningsreduktion för alternativlösningarna i jämförelse med det konventionella duplikatsystemet.

8.3 Rekommendationer

Om Naturvårdsverkets klassificering av sjöar och vattendrag ska följas bör reningsåtgärder vidtas för dagvattnet i det tänkta exploateringsområdet så att de negativa biologiska effekterna på recipienten reduceras.

Recipienten, som efter 2 km i dikesföretaget utgörs av Öresund, klassas inte som känslig, se Kapitel 5.1.1. Kvävehalterna i sundet bedöms dock vara något högre än de mål som finns uppsatta och bör reduceras. Det bör dock poängteras att alltför höga koncentrationer kan leda till en lokal påverkan. Därför bör halter som medför en ökad risk för biologiska effekter reduceras innan utsläpp till recipient. Dessutom bör biologin i dikesföretaget beaktas så att denna inte tar skada.

Störst reduktion av föroreningar har lösningen med diken, damm och infiltration vilket finner sig naturligt då det är den enda lösning som tillämpar tre reningsåtgärder.

Lägst medelkoncentration till recipient sett över året ger dock alternativet med öppna diken och damm. Genom att inte tillämpa infiltration fås en större dagvattenvolym och då takdagvattnet är relativt rent sker en utspädning av koncentrationerna från trafik- och industriytor.

Vid val av åtgärd bör också hänsyn tas till vad recipienten är mest känslig för. Önskas mindre dagvattenvolymer kan infiltration av takdagvatten tillämpas. Önskas låga föroreningskoncentrationer kan dammar och diken användas utan infiltration då den sistnämnda metoden vid tillämpning kan bidra till en högre koncentration, se Tabell 7.11.

Vad gäller reningsåtgärder i bostadsområdet med villabebyggelse bör ytterligare undersökningar göras. Då medianvärdena från medelkoncentrationerna per regntillfälle betraktas som inte allt för höga och inget ”rent” dränvatten eller inläckage beaktats kan koncentrationerna vara så pass låga att inga reningsåtgärder behövs. Det är också viktigt att poängtera att Naturvårdsverkets halter avser föroreningskoncentrationen i recipienten och inte bara för anslutande dagvatten. Koncentrationerna i recipienten totalt kan därför vara lägre än dagvattnet. Industriadagvattnets föroreningskoncentrationer är däremot höga och bör reduceras innan det ansluts till recipient.

Tittar man på hela området ger infiltration av takdagvatten en liten föroreningsreduktion utom för kväve. En tillämpning av infiltration ger dock en väsentlig minskning av avrunnen dagvattenvolym och kan då ge vinster i form av klenare ledningsnät, mindre diken, minskad risk för erosion och mindre utjämningsvolym i dammar. Innan reningsåtgärden tillämpas bör noggranna undersökningar gällande jordartens genomsläppsförmåga vidtas för att säkerställa att infiltration är möjlig.

De ämnen som för hela området fall ut som mest kritiska var fosfor och bly då dessa enligt Naturvårdsverket klassas som mycket höga. Enligt Figur 8.1 nås, en för dessa ämnen, en god avskiljning redan för alternativet med en dagvattendamm som enda reningsåtgärd. Då det är önskvärt att minska kvävebelastningen till recipienten ger alternativlösningarna med infiltration och diken den bästa avskiljningen. Enbart en dagvattendamm ger en låg avskiljningsgrad. Med detta i beaktande är alternativlösningen med dike, damm och infiltration lämpligast sett till hela området som helhet. Ytterligare undersökningar bör dock göras, framför allt för det tänkta industriområdet, så att en korrektare föroreningsbelastning

ligger till grund för valet av reningsåtgärder. Anläggnings- och driftskostnaderna är naturligtvis också viktiga aspekter när det gäller val av reningsåtgärd/er, se Kapitel 8.4 nedan.

Det är viktigt att vara införstådd med att inga av de svårnedbrytbara ämnena försvinner för att reningsåtgärder används. En del av ämnena hamnar istället för i recipienten i antingen diken, dammsediment eller infiltrationsytan. Detta kan ge upphov till lokalt höga halter i marken kring diken. För att hindra läckage till grundvattnet bör diken utformas med ett tätskikt. Bottensedimentet i dammen kan innehålla en hög koncentration av föroreningar och bör omhändertas med försiktighet så att inget läckage till omgivande miljö sker. Genom att infiltrera dagvatten kan grundvattnet förorenas. Infiltration bör ske med försiktighet och med dagvatten med relativt låga föroreningskoncentrationer. Finns grundvattentäkt i närheten bör denna reningsmetod inte användas utan noggrannare geohydrologiska undersökningar.

Ur ett långsiktigt perspektiv vore det mer uthålligt att reducera föroreningsmängderna redan vid källan och på så vis få ett mindre förorenat dagvatten innan det når ledningsnätet eller diken. Genom att välja andra miljövänligare material för byggnader, beläggingsmaterial och fordon kan föroreningsbelastningen på dagvattnet minskas. För det studerade området, där den generellt dominerande källan är luftföroreningar, krävs inte bara lokala källåtgärder utan framför allt regionala/globala åtgärder.

8.4 Fortsatt forskning

Under studiens gång har frågor som kan fungera som ämne för fortsatt forskning växt fram.

Ytbelastningen i dammen bör undersökas vidare. En för hög sådan kan medföra störningar i dammen genom att få sedimenterade föroreningar att virvla upp och transporteras vidare till recipient.

Modulerna för öppen dagvattenhantering bör utvecklas vidare så att flödesfördröjning och eventuell infiltration beaktas vid simulering. Gräsbeklädda diken bör ha en fördröjande effekt på flödet vilket i så fall leder till ett reducerat maxflöde. En modul som hanterar längderna alternativt uppehållstiden i diken bör också läggas till i modellen då avskiljningsgraderna beror på uppehållstiden.

Den ekonomiska aspekten med bl.a. anläggnings- och driftskostnader är ämnen som inte inrymdes inom tidsramen för detta projekt. Dessa kostnader påverkar i allra högsta grad valet av reningsåtgärd/er och bör studeras närmre.

9 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. *et al.* (2004) *Systemanalys Vasastaden Göteborg – Avloppssystemet*, Urban Water Rapport 2004:5, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Ahlman, S and Svensson, G. (2005) *SEWSYS – a model for simulation of substance flows in urban sewer systems*, Urban Water Tool Report, Version: 20 January 2005, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Ahlman, S. *et al.* (2005) *Alternativa lösningar för dagvattenhantering – En delrapport inom studien Uthålliga VA-system i Uppsala*, Utkast, Version 050316, Urban Water, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Ahlman, S. (2005) Personlig kommunikation, 2 maj 2005.
- Areskoug, H. (1993) *Nedfall av kväve och fosfor till Sverige, Östersjön och Västerhavet*, Rapport 4148, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Butler, D. and Davies, J. W. (2000) *Urban Drainage*, E & FN Spon, London.
- Dahlström, B. (1979) BFR Rapport R18:1979.
- Dorman, M.E. (1998) Retention, detention and overland flow for pollutant removal from highway stormwater runoff, Rpt. FHWA/RD-87/056, Springfield, VA
- Engvall, C. (1999) *Simulation of Material Flow in Stormwater*, Examensarbete, Avdelningen för Systemteknik, Uppsala Universitet, Uppsala.
- Fair, G.M. and J.C. Geyer. (1954) *Water Supply and Waste Water Disposal*, John Wiley and Sons.
- Gustafsson, L-G. (1995) *Utveckling och tillämpning av en konceptuell avrinningsmodell för urban hydrologi*, Rapport serie A:25, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Göteborgs Universitet. (2003) *AGENDA 21 - en sammanfattning*, [www] Hämtat från <http://www.mls.miljo.gu.se/agenda21/> den 9 maj 2005.
- Häggström S. (1992) *Hydraulik för V-teknologer*, Undervisningsskrift nr 1988:8, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Höganäs kommun. (2003) *Hastighetsanalys och trafikräkning i Viken*, Höganäs kommun, Höganäs.
- Institutionen för Vatten Miljö Transport. (2004) *Kompendium i Teknisk samhällsplanering – VA-teknik*, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

- Landner, L. and Lindeström, L. (1999) *Copper in society and in the environment*, Swedish Environmental Research Group, Kil.
- Larm, T. (1994) *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*, VA-FORSK rapport 1994-6, VAV AB, Stockholm.
- Larm, T. (2005) *Standard concentrations, StormTac, version 2005-04*, [www] Hämtat från www.stormtac.com den 14 juni 2005.
- Lundberg, K. och Lindmark, P. (1994) *Rening av vägdagvatten*, Vägledning 7, Statens geotekniska institut, Linköping.
- Malmqvist, P.-A. (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources*, Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Malmqvist, P.-A. et al. (1994) *Dagvattnets sammansättning*, VA-FORSK rapport 1994-11, VAV AB, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (1999) *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*, Rapport 4913, [www] Hämtat från www.naturvardsverket.se den 15 april 2005.
- Naturvårdsverket, *Agenda 21*, [www] Hämtat från www.naturvardsverket.se den 7 april 2005.
- Niemczynowicz, J. (1999) *Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering*, VA-FORSK rapport 1999-1, VAV AB, Stockholm.
- Notter, M. (1993) *Metallerna och miljön*, Rapport 4135, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Odnevall Wallinder, I., and Leygraf, C. (1997) *A study of copper runoff in an urban atmosphere*, Corrosion Science, 39(12), 2039-2052.
- Odnevall Wallinder, I., Leygraf, C., Karlen, C., Heijerick, D., and Janssen, C. R. (2001) *Atmospheric corrosion of zinc-based materials: runoff rates, chemical speciation and ecotoxicity effects*, Corrosion Science, 43(5), 809-816.
- Persson, D. and Kucera, V. (1996) *Metallutsläpp orsakade av korrosion och nedbrytning av olika materialtyper*, KI-Rapport 1996:3, Korrosionsinstitutet, Stockholm.
- Persson, D. and Kucera, V. (2001) *Release of Metals from Buildings, Constructions and Products during Atmospheric Exposure in Stockholm, Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 (3-4), 133-150.
- Pettersson, T. (1999) *Stormwater Ponds for Pollution Reduction*, Doktorsavhandling nr. 14, Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Planavdelningen, Höganäs kommun. (2002) *Fördjupad översiktsplan för Viken*, Höganäs kommun, Höganäs.
- Rosenqvist, T. och Hakeman, P.-O. (1991) *Våtmarker för havets skull. Ekologisk dagvattenhantering, åtgärdsförslag*. Tekniska nämnden, Parkkontoret, Halmstad.

- Stockholm Vatten. (1999) *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten. Utvärdering av beräkningsmodell för dagvatten*, Rapport 44/99, Stockholm Vatten, Stockholm.
- Svenska Kommunförbundet. (1992) *Avloppsteknik – 1. Kommunalt avloppsvatten*, Kommentus förlag, Stockholm.
- Svenskt Vatten. (2004) *Publikation P90 – Dimensionering av allmänna avloppsledningar*, Svenskt Vatten AB, Motala.
- Svensson, J. et al. (2002) *Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad*, VA-FORSK rapport 2002-7, Svenskt Vatten AB, Motala.
- Sveriges miljömål, *Bakgrund - varför miljömål?* [www] Hämtat från www.miljomal.nu den 7 april 2005.
- Urban Water, *Programmet*, [www] Hämtat från www.urbanwater.org den 21 april 2005.
- USEPA. (1986) *Methodology for Analysis of Detention Basins for Control of Urban Runoff Quality*, EPA440/5-87-001, United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- USEPA. (1999) *Storm Water, Technology Fact Sheet, Vegetated Swales*, 832-F-99-006, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., USA.
- VAV. (1983) *Publikation P46. Lokalt omhändertagande av dagvatten – LOD. Anvisningar och kommentarer*, VAV AB, Stockholm.
- Walker, D. J. and Hurl, S. (2002) *The reduction of heavy metals in a stormwater wetland*, Ecological Engineering.
- Öresundsvattensamarbetet. (2003) *Status för Öresunds Havsmiljö*, [www] Hämtat från www.oresundsvand.dk den 25 augusti 2005.

10 Bilageförteckning

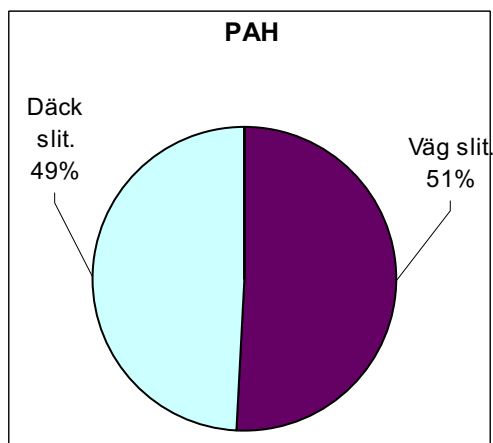
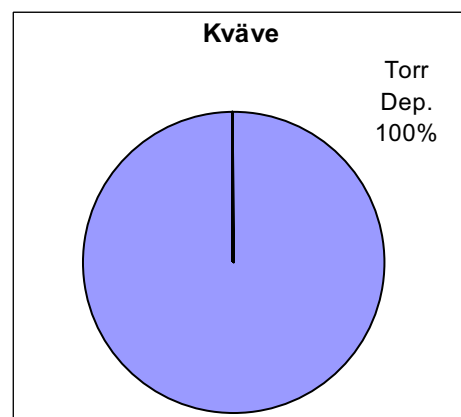
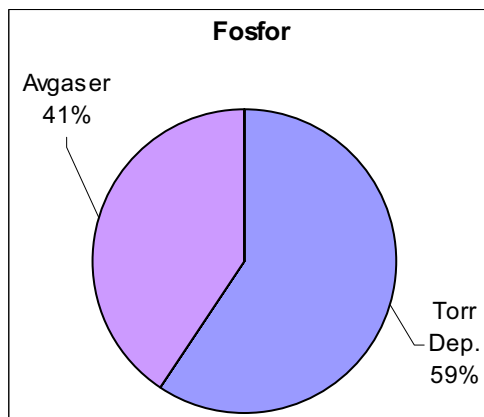
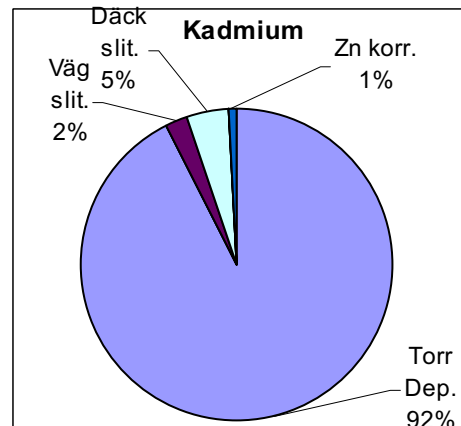
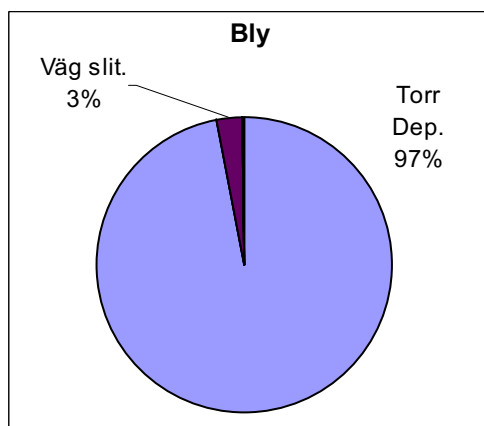
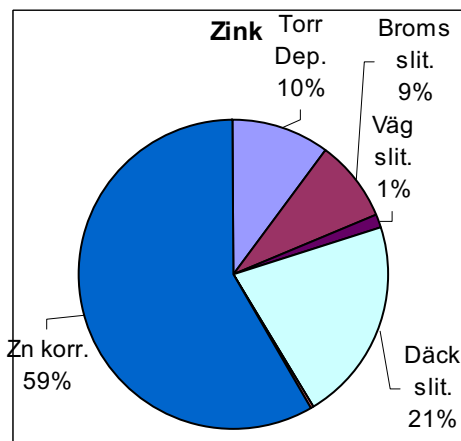
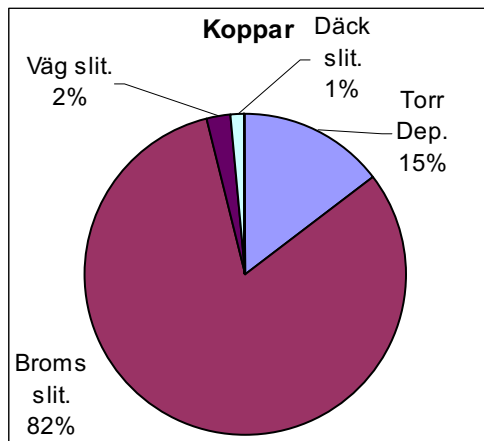
- | | |
|--|---------|
| 1. Indata till SEWSYS-beräkning för planerat område i Viken | 2 sidor |
| 2. Relativ fördelning av källor till föroreningar från trafikytor i bostadsområdet | 1 sida |
| 3. Relativ fördelning av källor till dagvattenförorening i bostadsområdet | 1 sida |
| 4. Ämnesvis föroreningsreduktion i relation till det konventionella duplikatsystemet utan åtgärder | 3 sidor |

1. Indata till SEWSYS-beräkning för planerat område i Viken

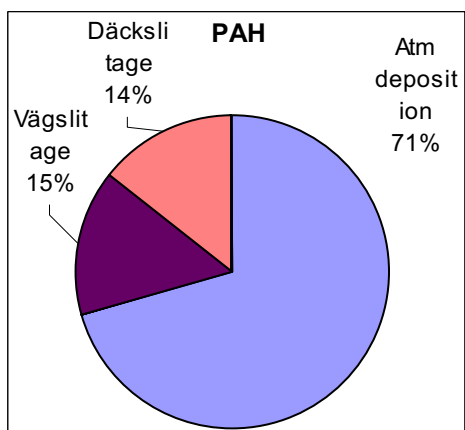
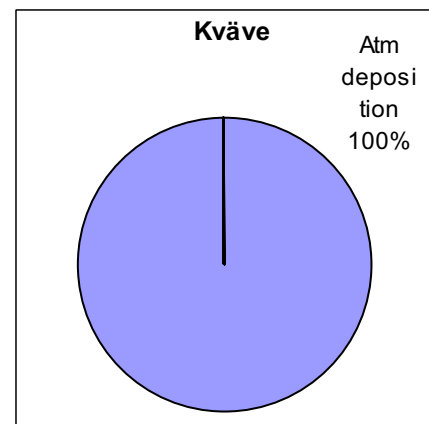
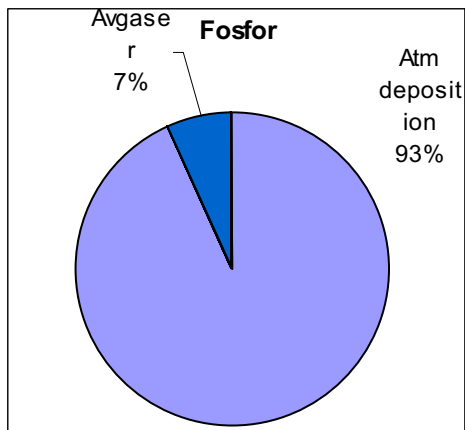
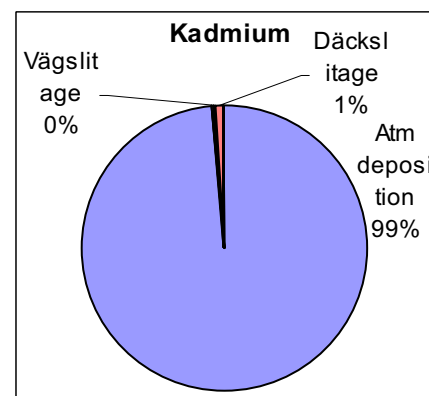
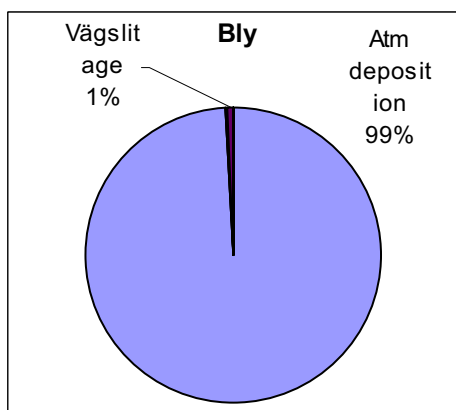
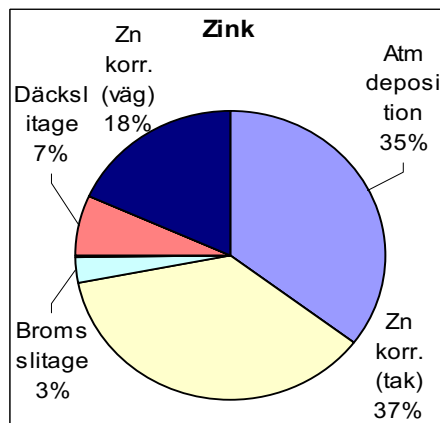
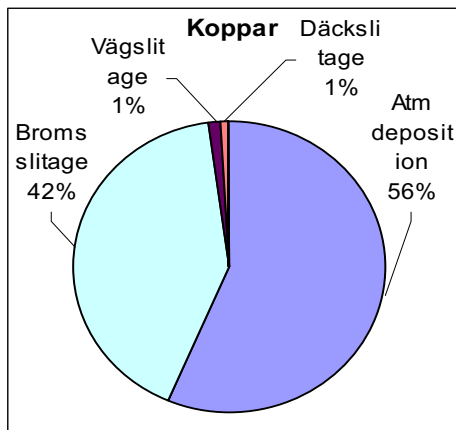
Gator	Area m ²			
	35600			
Zinkdetaljer vid gator	1% av gatoytan			
Hus	Area/st	Antal	Area m ²	Effektiv zinkyta
Parhus (tegeltak)	100	171	17100	
Biarea (plåttak)	20	171	3420	342
Radhus 1 (tegeltak)	122	26	3172	
Biarea (plåttak)	50	26	1300	130
Radhus 2 (tegeltak)	160	25	4000	
Biarea (plåttak)	90	25	2250	225
Villor (tegeltak)	130	105	13650	
Biarea (plåttak)	30	105	3150	315
Total takyta		327	48042	1012
Varav effektiv zinkyta			2%	
Övrig hårdgjord yta på tomtmark	15	327	4905	
Övrig hårdgjord yta på området			7740	
Övrig hårdgjord yta			12645	
Total hårdgjord yta			96287	
<hr/>				
Trafikarbete (fkm/d)			892	
Andel tunga fordon			2%	
<hr/>				
Årlig medelnederbörd (mm)			641	
Basflöde för dagvatten (m³/s)			0	
<hr/>				
Industri				
Total area			108000	
Hårdgjort (50% enl P90)			54000	

Trafikarbete	Sträcka (km)	Antal hus	Passager/dygn	(fordonskm/dygn)
	0,25	60	5	75
	0,15	16	5	12
	0,15	32	5	24
	0,04	6	5	1,2
	0,5	32	5	80
	0,6	54	5	162
	0,7	36	5	126
	0,8	6	5	24
	0,9	33	5	148,5
	0,9	10	5	45
	0,9	32	5	144
	1	10	5	50
		327		892

2. Relativ fördelning av källor till föroreningar från trafikytor i bostadsområdet



3. Relativ fördelning av källor till dagvattenförorening i bostadsområdet



4. Ämnesvis föroreningsreduktion i relation till det konventionella duplikatsystemet utan åtgärder

