

# CHALMERS



## Utvärdering av dagvattendammen Gärdsås mosse i Bergsjön

STINA LOUHI

Institutionen för bygg- och miljöteknik  
*Vatten Miljö Teknik*  
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA  
Göteborg, 2005  
Examensarbete 2005:91

Utvärdering av dagvattendammen Gärdsås mosse i Bergsjön

STINA LOUHI

Institutionen för bygg- och miljöteknik

Vatten Miljö Teknik

Chalmers tekniska högskola

## **Sammanfattning**

Dagvatten kan innehålla höga halter av föroreningar vilket kan leda till hög belastning av föroreningsmängder i recipienten, dit dagvattnet oftast leds. Dagvattenföroreningar kan skada biologiskt liv i recipienten och störa dess ekosystem. För att rena dagvatten finns åtskilliga metoder, varav dagvattendammar är det vanligaste då det både utjämnar flödet och renar vatten. I Sverige anläggs dagvattendammar med detta syfte, vilket även var fallet då Gärdsås mosse restaurerades 1996.

Syftet med detta examensarbete har varit att utvärdera reningseffektiviteten i denna mosse samt att få en bild av i vilken grad dagvattnet från avrinningsområdet påverkar dess recipient, Kvibergsbäcken. Genom provtagning på utgående vatten och sediment samt simulering av inkommande vatten har kapaciteten att avskilja föroreningar kunnat bestämmas.

Denna studie visar att avskiljningen av tungmetaller är effektiv, mellan 86 till 98 % och reningen av näringsämnen ligger på mellan -5 % och 56 %. Metallhalterna i sedimenten är högre i början av systemet vilket visar på sedimentering i systemet. Föroreningshalterna som når Kvibergsbäcken är låga då det gäller tungmetallerna (klass 2 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder) men höga halter (klass 4 för kväve och klass 5 på fosfor) på näringsämnena. Eftersom fosfor är det begränsande ämnet för sjöar och vattendrag och kan orsaka igenväxning och syrebrist är detta utsläpp det mest allvarliga som kommer från området.



Evaluation of a storm water pond in Gärdsås mosse, Bergsjön

STINA LOUHI

Department of Civil and Environmental Engineering

Water Environment Technology

Chalmers University of Technology

## **Abstract**

Storm Water may contain high contents of pollutants and, when lead to recipient, cause damage in the aquatic life and spoil its ecosystem. There are many ways of cleaning storm water, of which constructing ponds is the most common. Storm water ponds both equalize the torrents as clean the water. In Sweden many ponds are constructed due to this purpose, as was the case when the pond in Gärdsås was restored 1996

The aim of this thesis has been to evaluate the effect of purification in the storm water pond and to get a picture of how the outgoing water affects the recipient, Kvibergsbäcken. This was made by taking samples of outgoing water and sediment along with simulations of the incoming water has possible.

The study reveals that the extraction of heavy metals is efficient, between 86 and 98 %, but the extraction of nutrients is poor, between -5 to 56 %. In the beginning of the system the concentration of heavy metals in the sediment is higher than in the end, which shows that sedimentation is taking place. The level of pollution that reach the Kvibergsbäcken is low, heavy metals are classified as class 2 according to the environmental quality standards of the Swedish Environmental Protection Agency. The level of nutrients is higher, class 4 for nitrogen and class 5 for phosphorus. Since phosphorus is the limiting substance matter in lakes and watercourses and might cause eutrophication and shortage of oxygen, the discharge of phosphorus is therefore the most serious pollution generated by the area.



## **Förord**

Denna studie utgör mitt examensarbete på 20 poäng för agronomutbildningen med inriktning mot teknik vid Sveriges Lantbruks Universitet, SLU, Ultuna.

Examensarbetet har utförts vid avdelningen för Vatten Miljö Teknik, Institutionen för Bygg- och miljöteknik vid Chalmers Tekniska Högskola och i samarbete med Göteborgs Vatten- och Avloppsverk.

Handledare för examensarbetet har varit Gilbert Svensson vid Chalmers tekniska högskola och Jenny Bengtsson vid Göteborgs Vatten- och Avlopps verk. Gilbert Svensson har även varit examinator.

Många är värda att tacka för stöd och hjälp under arbetets gång, men först och främst mina handledare Gilbert Svensson och Jenny Bengtsson. Jag vill rikta ett speciellt tack till Jonas German vid Chalmers Industriteknik för funktion av ”reservhandledare” med allt vad det innebär. Jag vill även tacka Stefan Ahlman för all hjälp rörande simuleringsmodellen SEWSYS samt Sven Särnbratt vid Göteborgs Vatten- och Avloppsverk för all hjälp vid provtagningar.

Göteborg, September 2005

*Stina Louhi*



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>I</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>III</b>
<b>Förord.....</b>	<b>V</b>
<b>INNEHÅLLSFÖRTECKNING.....</b>	<b>VII</b>
<b>1. INLEDNING.....</b>	<b>1</b>
1.1 BAKGRUND .....	1
1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR .....	2
1.3 METODIK .....	2
<b>2. LITTERATURSTUDIE.....</b>	<b>3</b>
2.1 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN.....	3
2.1.1 Suspenderat material.....	4
2.1.2 Metaller.....	4
2.1.3 Näringsämnen.....	5
2.1.4 Organiskt material .....	6
2.1.5 Organiska föroreningar .....	6
2.1.6 Mikroorganismer/bakterier.....	7
2.2 FÖRORENINGAR I SEDIMENT .....	8
2.3 RENINGSALTERNATIV .....	8
2.3.1 Magasin under mark.....	8
2.3.2 Dräneringsstråk .....	9
2.3.3 Brunnar.....	9
2.3.4 Oljeavskiljare .....	9
2.3.5 Filterbäddar och filteranläggningar.....	9
2.3.6 Gröna ytor .....	10
2.3.7 Biobäddar .....	10
2.3.8 Våta dammar .....	10
2.3.9 Permeabel asfalt .....	10
2.3.10 Gräsbevuxna diken.....	11
2.4 DAMMAR .....	11
2.4.1 Dagvattendamm .....	11
2.4.2 Reningseffektivitet i dagvattendammar .....	11
2.4.2.1 Reningsprocesser.....	11
2.4.2.2 Hydrologi och hydraulik .....	12
2.4.3 Utformning .....	12
2.4.4 Underhåll.....	13
2.4.5 Effektivitet.....	14
<b>3. MATERIAL OCH METODER .....</b>	<b>15</b>
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING .....	15
3.1.1 Avrinningsområdet.....	15
3.1.2 Dammar.....	16
3.2 METOD.....	17
3.2.1 Inkommande vatten, simuleringar.....	17
3.2.2 Sedimentprov .....	18
3.2.3 Bakterierprov .....	19
3.2.4 Utgående vatten, provtagning .....	19



<b>4. RESULTAT .....</b>	<b>21</b>
4.1 INKOMMANDE VATTEN, SIMULERINGAR .....	21
4.2 SEDIMENTPROV .....	23
4.3 BAKTERIEPROV .....	24
4.4 UTGÅENDE VATTEN, REGNPROV .....	24
4.5 RENINGSEFFEKTIVITET .....	25
<b>5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER .....</b>	<b>27</b>
<b>6. REFERENSER .....</b>	<b>29</b>
<b>7. BILAGEFÖRTECKNING.....</b>	<b>33</b>

# 1. INLEDNING

## 1.1 BAKGRUND

Sedan urbaniseringen på 1900 talet har städer med allt större andel hårdgjord yta vuxit fram. Vattnet som samlats på dessa ytor har vanligtvis letts ut till närmaste vattendrag genom slutna ledningssystem under marken (Lönnngren 2001). Detta är dock inte helt problemfritt då vatten är ett bra lösningsmedel och regndropparna har en eroderande egenskap, vilket ger till följd att dagvattnet tar med sig föroreningar från urbana delar tills det når en recipient (Pettersson 1999)

Idag leds dagvattnet från städerna till största delen genom *duplikatsystem* till vattendrag, vilket innebär att spillvatten leds till reningsverk och dagvatten leds till recipient utan någon rening. Ett system som inte längre anläggs men fortfarande används, är ett s.k. *kombinerat system* vilket innebär att dagvatten och spillvatten leds till reningsverk i gemensamma ledningar (Lönnngren 2001). Fördelarna med ett kombinerat system är att smutsigt dagvatten går till reningsverk och att ledningarna sköljs rena vid häftiga regn. Nackdelen är att reningsverk belastas hårt vid kraftiga regn och då inte alltid klarar att ta emot vattenmängderna. Dagvatten och orenat avloppsvatten riskerar att bräddas, och orenat spillvatten utspätt med regnvatten går direkt ut till recipienten (Heyman 2004). Reningsverk är dessutom inte konstruerade för borttagning av i dagvattenföroreningar utan främst för föroreningarna i spillvattnet. Ett tredje system är *separatsystemet* där spillvatten avleds i ledning medan dagvattnet tas om hand lokalt eller avleds i rännsten eller öppna diken (Adrian m.fl. 2001).

Att leda dagvatten direkt till recipient innebär en förändring av dess naturliga vattenflöde och risk för belastning av föroreningar (German & Kant 1997). Det är känt att dagvattenföroreningar kan skada biologiskt liv i recipienten och att ekosystemet kan bli stört (Pettersson 1999). Idag har intresset för vattnets inverkan på recipienten ökat och även för naturliga metoder att föra bort dagvatten (Butler & Davies 2000). Det finns även ett ökat intresse för att använda dagvatten som en resurs i stadsplaneringen för att få vatten att synas (Svensson 2003).

Det finns åtskilliga metoder att rena dagvatten. Den vanligaste metoden är att leda vatten genom dammar som både utjämnar flöde och renar vatten, innan det når ut till recipient (German 2003). På flera håll anläggs och våtmarker och dammar för detta syfte, vilket även var fallet då Gärdås mosse i Bergsjön, Göteborg (se figur 1) restaurerades år 1996.



Figur 1, karta över Göteborg, källa: Eniro.se

Huvudsyftet med restaureringen var att avlasta den nedströms liggande Kvibergsbäcken som påverkas negativt av dagvatten ([miljo.goteborg.se](http://miljo.goteborg.se)). Bäcken är rik på biologisk mångfald och omfattas av strandskydd och är ett Natura 2000-område, EU:s nätverk för värdefull natur ([parkochnatur.goteborg.se](http://parkochnatur.goteborg.se)).

För att få kännedom om i vilken grad Gärdsås mosse bidrar till Kvibergsbäckens dagvattenpåverkan behövs en studie om mossens reningseffektivitet. Trots att mossen använts som dagvattenrenande damm under 8 års tid har inga studier om dess reningseffektivitet gjorts vilket är denna undersöknings syfte.

Då det inte finns några klara definitioner mellan damm och våtmark i fråga om dagvattenrening kommer begreppet damm att användas även där en del skulle använda begreppet våtmark. Våtmark är egentligen ett samlingsnamn för flera fuktiga och våta vegetationstyper dit inkluderas: sjöar, dammar, mossar, kärr, sumpskogar, floder, åar, mangroveträsk, korallrevsområden och vulkansjöar ([www.hsr.se](http://www.hsr.se)). Damm kommer i detta arbete stå för våtmark med ytvattenflöde.

## **1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR**

Syftet med detta arbete är att göra en utvärdering av reningseffektiviteten i ett system bestående av öppna diken, rännstenar och en dagvattendamm. Avsikten är att få en bild av hur mycket föroreningar som reduceras och i vilken grad dagvattnet från avrinningsområdet påverkar Kvibergsbäcken.

Arbetet är en del i en uppföljning och utvärdering av Gärdsås mosse där bland annat reningseffekt, resurshushållning, upplevelser, attityder, våtmarkens effekt på fågelliv och biologisk mångfald undersöks av Göteborgs VA-verk, Stadsdelsförvaltningen Bergsjön, Chalmers, Sveriges ornitologiska förening och Gärdsåsmosseskolan. Göteborgs vatten och avloppsverk tillsammans med Göteborgs miljöförvaltning ansvarar för uppföljning och utvärdering av våtmarkens reningseffekt.

Avgränsningar: endast de mest vanliga förekommande föroreningar har studerats. Endast ytligt och utlakat vatten som avrinner från området studeras, ingen hänsyn har tagits till grundvatten. Vidare har vid provtagningarna inte tagits hänsyn till föroreningsvariationer mellan årstider, variationer under olika regntillfällen då budgeten inte medgivit detta. Systemet har utvärderats som helhet.

## **1.3 METODIK**

Utredningen utförs med hjälp av följande moment:

Med hjälp av en litteraturstudie ges en bakgrund till dagvatten och dagvattenrening. Därefter följer ett avsnitt om provtagningar av utgående vatten och sediment samt simuleringar av inkommande vatten, varefter dammens reningseffektivitet beräknas.

Simuleringsmodellen SEWSYS, en modell i MATLAB/Simulink har använts för beräkning av föroreningshalter i inkommande vatten som jämförs halterna från vattenprov av utgående vatten. Därutöver jämförs även föroreningshalterna i sediment i början av systemet samt i slutet för att på så vis kunna utröna dammens avskiljningskapacitet.

## 2. LITTERATURSTUDIE

### 2.1 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN

Under naturliga förhållanden tas regn- och smältvattnet upp av växter eller renas på vägen ner till grundvattnet. I en storstad med mycket tak och asfalterad mark rinner vattnet istället snabbt av ytan och förorenas med ämnen som framförallt kommer från trafik, förbränning och byggmaterial (miljoporten.stockholm.se). Dagvatten förorsakar olika störningar på recipienter, varav själva dagvattenflödet ger upphov till ojämn vattenföring som främst berör växter och djur i närheten. Dagvatteninnehållet däremot resulterar i eutrofiering, syrebrist, grumlighet, försurning och förhöjda metallhalter i recipienten som kan orsaka både lång- och kortsiktiga skador. De vattenlösliga ämnena ger främst kortsiktiga skador och är akut toxiska. Efter större regn kan dessa ämnen förekomma i dagvatten i höga koncentrationer och blir då biologiskt tillgängliga för växter mm. Fettlösliga föroreningar ackumuleras däremot i recipienten och ger främst långsiktiga skador (Pettersson 1999). Påverkan på recipienten är mycket platsspecifik, storleken och arten beror av *mängden dagvatten, dess sammansättning samt förhållandena i recipienten*. Faktorer som t ex pH, syrehalt och temperatur påverkar recipientpåverkan, och ämnen som i sig är ofarliga kan tillsammans med annat ämne ge giftverkan (Larm 1994). Effekterna av en förorenings förekomst i dagvatten beror på koncentrationen och mängden av föroreningen, hur toxisk föroreningen är samt recipientens förmåga att ta hand om föroreningen (Malm & Malm 2003).

Även olika *avrinningar* är olika förorenade, regn med hög intensitet ger generellt högre föroreningshalter än regn med låg intensitet. Även under ett regn varierar föroreningshalterna, i början av en avrinning fås flera gånger högre halter än i slutet, vilket på engelska kallas för "first flush". Detta innebär att den mest effektiva åtgärden är att främst ta hand om det första dagvattnet från varje avrinning.

Den första delen under en avrinning innehåller en hög andel små partiklar eftersom dessa transporteras även under låga flöden. När flödet ökar kan dagvatten även föra med sig stora partiklar (Svensson 1987). Även *storleken på vattendraget* har betydelse för typen av påverkan dagvatten ger, för vattendrag med liten vattenomsättning eller stora årstidsvariationer i vattenstånd eller vattenföring har föroreningsmängderna i varje enskild avrinning betydelse. För större vattendrag spelar de per år eller per säsong utsläppta föroreningsmängderna större roll (Malmqvist m.fl.1994). Det är svårt att bestämma storleken av påverkan av en specifik förorening i ekosystemet eftersom effekterna av en viss mängd och viss typ av förorening kan vara allvarliga i en situation och mindre allvarliga i en annan (Larm 1994).

Dagvattnets påverkan på grundvattnets kvalitet vid infiltration gäller främst lösta ämnen eftersom de partikulära föroreningarna frånfiltreras i marken (Malmqvist m. fl.1994).

Trots nederbördens dokumenterade surhet är dagvatten i allmänhet nära neutralt, då det på väg till recipient ofta passerar cementledningar och andra ytor som kan vara basiska. Dagvattnets låga buffertkapacitet gör dock att pH lätt förändras vid transporten över mark och ledningar. Typiska pH-värden ligger i intervallet 6,0 – 7,2 (Malmqvist m.fl. 1994).

Naturvårdsverket har tagit fram bedömningsgrunder avsedda att underlätta tolkningar av kemiska, fysikaliska och biologiska data om svenska sjöar och vattendrag och innefattar en rad olika mått på vattenkvalitet i vid mening (naturvardsverket.se). Dessa värden är ett s.k. "normaltillstånd" i vattnet och som råder största andelen av tiden.

Eftersom koncentrationerna varierar i mycket hög grad då det gäller dagvatten och speciellt i storstäder med stor andel hårdgjord yta, mäts koncentrationen även som EMC (Event Mean Concentration), som definieras som total föroreningsmassa genom total avrinningsvolym per regntillfälle (Malm & Malm 2003).

### **2.1.1 Suspenderat material**

Suspenderat material, eller SS från engelskans suspended solids, är en av de vanligaste föroreningarna i dagvatten och består av uppslammade ämnen innehållande både organiskt och oorganisk material (German 2003). En betydande del av dagvattenföroreningarna är kopplade till mindre partiklar i suspenderat material, vilket även efter deposition utgör en risk för resuspension vid höga flöden. Utöver föroreningsinnehållet kan höga halter av suspenderat material orsaka andra effekter på recipienten såsom syrebrist på botten vid mikrobiell nedbrytning av organiskt material, ökad turbiditet och minskad ljusinträngning (Butler & Davies 2000).

Halterna av suspenderat material i dagvatten varierar kraftigt beroende på områdets och ytornas utformning samt på regnets häftighet, men kan finnas i intervallet 50 – 400 mg/l – lägre halter i bostadsområden med låg trafik, högre halter i områden med hög trafik (Malmqvist m.fl. 1994).

### **2.1.2 Metaller**

En del tungmetaller, t.ex. zink krom och koppar, är livsnödvändiga, men orsakar förgiftning vid hög tillförsel till organismen. Andra tungmetaller, främst bly, kadmium och kvicksilver, saknar en funktion i levande organismer och orsakar skador redan i små mängder då de tillförs djur och växter. Måttliga förhöjningar av metallhalterna är skadliga främst för växt- och djurplankton och andra organismer i de nedre delarna av näringskedjorna. Risken för skador är störst vid långvarig exponering (veckor eller månader). Mer akuta effekter börjar uppträda vid halter 3-10 gånger högre än den lägsta effekt som långsiktigt är skadlig (naturvardsverket.se).

Tungmetaller har i flera tidigare studier fastställts vara en av de vanligaste och allvarligaste föroreningarna i dagvatten (German 2003) där koppar följt av zink och bly, identifierats som den mest kritiska metallen, dvs. det ämne som enligt Naturvårdsverkets riktlinjer förekommer i de mest förhöjda koncentrationerna. Detta gäller för både dagvatten och sediment i dagvattenanläggningar. Korroderande byggnadsmaterial är den största kopparkällan i avrinningsområden där koppar är vanligt förekommande byggnadsmaterial, följt av atmosfäriskt nedfall och trafik (Malmqvist 1983).

Tungmetaller kan förekomma i jonform eller vara bundna till olika slags komplex eller partiklar och därmed vara olika upptagbara för levande organismer (k.lst.se). Metaller i dagvatten befinner sig till största delen i partikelform vilket är viktigt då metallers mobilitet och biotillgänglighet och därmed toxicitet är relaterad till metallkoncentrationen i löst form (Butler & Davies 2000). Partikulärt bundna metaller ackumuleras ofta i bottensediment men kan återföras till vattnet vid förändrade förhållanden såsom ändrad syrehalt, pH och temperatur (Larm 1994).

Enligt Larm (2004) och Malmqvist et al (1994) är riktvärdena för de fyra följande metaller för bostadsområden över 50 personer per hektar följande, se tabell 1.

Tabell 1, Schablonvärden för bostadsområde enligt Larm (stormtac.com) och Malmqvist (1994)

Parameter	Enhet	Medianvärdet (riktvärdet) (Larm, 2004)	Min – max (Larm, 2004)	Min- Max (Malmqvist, 1994)
<b>Pb</b>	µg/l	20	8-75	25-120
<b>Cu</b>	µg/l	60	30-315	25-190
<b>Zn</b>	µg/l	140	100-350	120-450
<b>Cd</b>	µg/l	0,7	0,3-0,5	0,5-5

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är indelade i olika klasser där klass 2 innebär förhöjda metallhalter på grund av utsläpp från lokala källor eller långväga spridning via atmosfären. Dessa halter utgör endast en liten risk för biologiska effekter medan högre koncentrationer, från klass tre till fem, ökar risken för biologiska effekter, se tabell 2.

Tabell 2, Klassificering av metallhalter i vatten enligt Naturvårdsverket (naturvardsverket.se)

	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Halt	Risk för biologiska effekter
<b>1</b>	<0,01	<0,3	<0,5	<0,7	<0,2	>5	Mycket låg	Ingen eller mycket liten risk
<b>2</b>	0,01-0,1	0,3-5	0,5-3	0,7-15	0,2-1	5-20	Låg	Liten risk
<b>3</b>	0,1-0,3	5-15	3-9	15-45	1-3	20-60	Måttligt hög	Risk föreligger i närings- och humusfattiga och sura vatten
<b>4</b>	0,3-1,5	15-75	9-45	45-225	3-15	60-300	Hög	Ökad risk
<b>5</b>	>1,5	>75	>45	>225	>15	>300	Mycket hög	Hög risk redan vid kort exponering

### 2.1.3 Näringsämnen

Kväve och fosfor kan i de flesta sammanhang anses vara de viktigaste näringsämnena. Den största kvävekällan är atmosfärisk deposition och de största fosforkällorna är atmosfärisk deposition samt djurspillning (Malmqvist 1983). Enligt Larm (stormtac.com) och Malmqvist (1994) är riktvärdena för kväve och fosfor för bostadsområden över 50 personer per hektar följande, se tabell 3.

Tabell 3, Schablonvärden för bostadsområde enligt Larm (stormtac.com) och Malmqvist (1994)

Parameter	Enhet	Medianvärdet (riktvärdet) (Larm, 2004)	Min – max (Larm, 2004)
<b>N</b>	µg/l	1650	1000-2200
<b>P</b>	µg/l	250	200-400

Högt näringsinnehåll i dagvatten leder till ökade näringshalter i recipienten vilket medför utveckling mot ett eutrofierat vattendrag genom ökad växtproduktion åtföljd av ökad produktion av djur, men av färre arter. Konkurrensförhållandena ändras därmed varefter även ekosystemet ändras, vilket till sist kan medföra syrebrist, fiskdöd och igenväxning (Larm 1994).

Enligt Naturvårdsvärdets klassificering av kväve och fosforhalter i sjöar bör kvävehalten ligga under 625 µg/l och fosfor under 25 µg/l för att halten inte ska betecknas som hög, se tabell 4.

Tabell 4, Fosfor och kväve i sjöar i under från maj till oktober (naturvardsverket.se)

Klass	Benämning	Totalkväve (µg/l)	Totalfosfor (µg/l)
1	Låg halt	<300	< 12,5
2	Måttligt hög halt	300-625	12,5-25
3	Hög halt	625-1250	23-50
4	Mycket hög halt	1250-5000	45-100
5	Extremt hög halt	>5000	>100

Fosfor och kväve finns i vattnet antingen som organiskt bundet eller löst i vattnet. Löst fosfor och kväve förekommer i form av nitratkväve och fosfatfosfor som är direkt tillgängliga för växter och kan snabbt tas upp av dessa. I allmänhet är antingen kväve eller fosfor produktionsreglerande eller produktionsbegränsande ämnen (Persson, 1998). De flesta forskare är eniga om att fosfor är det begränsande ämnet för sjöar och vattendrag. En alltför stor tillförsel av fosfor orsakar igenväxning av vattendrag och syrebrist. Kväve är begränsande i marina miljöer och tillförsel av kväve anses utgöra den främsta orsaken till eutrofieringen av våra kustvatten (Tonderski m.fl. 2002). Om kvoten mellan kväve och fosfor, den s.k. N/P-kvoten, är högre än 7 anses fosfor vara den begränsande faktorn. I vatten med N/P-kvot mindre än 7 anses kväve vara begränsande (Bydén m fl. 2003).

#### 2.1.4 Organiskt material

Tillförsel av organiskt material leder till att syre förbrukas då mikroorganismer bryter ned materialet, vilket kan leda till anaeroba förhållanden samt luktproblem som följd av den anaeroba nedbrytningen. Syrebrist kan vara förödande för faunan i sjöar och vattendrag, och orsaka döda bottnar, även om syrebrist förekommer under en kortare period.

Förutom själva syrehalten ger vattnets halt av organiska ämnen en indikation om risken för tillfälligt låga syrevärden. Som mått på halten av organiskt material används COD (kemisk syreförbrukning) och TOC (totalt organiskt kol).

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör halten av COD och TOC ligga under 8 mg/l för att inte klassas som höga koncentrationer, se tabell 5.

Tabell 5, Halt organiskt material (naturvardsverket.se)

Klass	Benämning	Halt av TOC eller COD (mg/l)
1	Låg halt	<4
2	Måttligt hög halt	4-8
3	Hög halt	8-12
4	Mycket hög halt	12-16
5	Extremt hög halt	>16

#### 2.1.5 Organiska föroreningar

Organiska föroreningar inbegriper många ämnen såsom pesticider, lösningsmedel, olja, fetter. Organiska föroreningar är mindre förekommande än tungmetaller (Pettersson 1999). På grund av sin låga vattenlöslighet uppträder organiska föroreningar huvudsakligen bundna till partiklar som efterhand sedimenterar till botten varifrån dessa senare kan

läcka tillbaka till vattnet ännu många år efter att utsläppen upphört. Med tiden begravs de förorenade bottenskikten dock under nytt sedimentmaterial (naturvardsverket.se).

Den mest förekommande organiska föroreningen är PAH, polyaromatiska kolväten men eftersom det inte förekommer i större mängder och är partikelbundet är det inte aktivt toxiskt men riskerar åstadkomma kroniska effekter eftersom det är mutagent och cancerogent. PAH källor är främst trafik, bensin, olja och asfalt, och atmosfärisk deposition (German 2003).

Andra exempel på organiska föroreningar är DDT, toxafen, klordan, hexaklorcyklohexan (HCH), PCB, klorparafiner, bromerade flamskyddsmedel, hexaklorbensen, etc. (naturvardsverket.se). Flera av dessa kan vara toxiska för många vattenlevande växter och djur, redan på mycket låga koncentrationer (German 2003). Några av de mest toxiska ämnena klorerade organiska föreningar, DDT och PCB används inte längre idag men finns fortfarande kvar i miljön (Butler & Davies 2000).

### 2.1.6 Mikroorganismer/bakterier

I naturliga vatten, särskilt ytvatten finns en stor mängd mikroorganismer varav många kan vara sjukdomsframkallande. Mikroorganismer kan ge diarréer feber, lunginflammation, hudbesvär, etc. Koliforma bakterier kan finnas både i jord och i avföring. Förekomsten av dem i vatten betraktas som en indikator på föroreningar som kan innebära hälsorisker. E.coli, Escherichia coli, förekommer normalt i tarmkanalen hos människor och varmblodiga djur, och om den påträffas tyder det på förorening via avlopp eller gödsel och förekomst av sjukdomsframkallande bakterier och/eller virus kan inte uteslutas (hsr.se).

Mikroorganismer hamnar i dagvatten främst under yt-avrinning men även felkopplade ledningar är en källa för inkommande mikroorganismer (German 2003). Även under kraftiga regn kan spillvatten i de s.k. kombinerade systemen bräddas ut och direkt hamna i recipienten (Heyman 2004).

Koliforma bakterier i dagvatten är ett allvarligt problem under och omedelbart efter regntillfällen i många vattendrag. Mängden koliforma bakterier i dagvatten är dessutom betydligt större under varmare perioder än kalla.

Dagvattnets innehåll av koliforma bakterier kan variera inom vida gränser beroende på föroreningskällorna. Halterna av koliforma bakterier kan ligga i intervallet  $10^2 - 10^5$  styck/100 ml (Malmqvist m.fl. 1994).

Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter är halterna för riktvärde och högsta tillåtna värde följande, se tabell 6.

Tabell 6, Kvalitetskrav för badvatten (SNFS: 1996:6)

	<b>Riktvärde (antal/100 ml)</b>	<b>Högsta tillåtna värde (antal/100 ml)</b>
Koliforma bakterier	< 500	< 10 000
<b>E. coli</b>	< 100	< 1000



## 2.2 FÖRORENINGAR I SEDIMENT

Metallhalterna i dagvattendammars sediment är mycket höga jämfört med dammar som inte påverkas av urban avrinning. Sedimenten kan vara toxiska för vattenlevande organismer då metaller kan ta sig in i sedimentlevande djur, både genom födan och direkt genom vattnet (Walker m fl 2002).

German (2003) har gjort en sammanställning över metallhalter i sediment i fyra dagvattendammar, varav en är belägen nära en industri och uppvisar därför högre värden på zink krom och nickel, varför dessa värden inte tas med i tabell 7 nedan där högsta och lägsta värdet visas för dessa dammar; Stora Järnbrott och Lilla Järnbrott i Göteborg, Bäckaslöv i Växjö, samt Krubban i Örebro.

Tabell 7, Metallhalter (mg/kg) och glödningsförlust (LOI)

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	LOI (%)
<b>Minsta värde</b>	0,9	40	114	29000	480	26	127	478	13
<b>Största värde</b>	2,3	48	424	43700	513	31	231	723	20

Enligt Naturvårdsverkets (naturvardsverket.se) bedömningsgrunder för metaller i sediment i svenska sjöar, se tabell 7, placeras de av German (2003) undersökta dammarna i klasserna 3 och 4, det vill säga måttligt hög halt och hög halt.

Tabell 8, Klassificering av metallhalter i sediment enligt Naturvårdsverket (naturvardsverket.se)

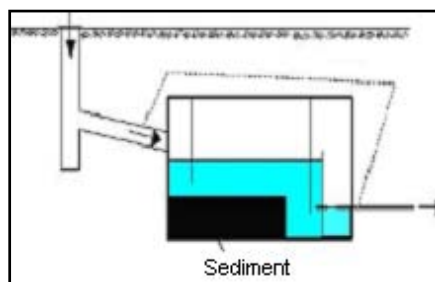
Klass	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>1</b>	< 0,8	< 10	< 15	< 5	< 50	< 150
<b>2</b>	0,8 – 2	10 – 20	15 – 25	5 – 15	50 – 150	150 – 300
<b>3</b>	2 – 7	20 – 100	25 – 100	15 – 50	150 – 400	300 – 1000
<b>4</b>	7 – 35	100 – 500	100 – 500	50 – 250	400 – 2000	1000 – 5000
<b>5</b>	>35	> 500	> 500	>250	>2000	> 5000

## 2.3 RENINGSALTERNATIV

Larm m.fl. (1999) har sammanställt alternativ till dagvattenrening som inbegriper 10 olika grupper utifrån den tekniska funktionen och bygger huvudsakligen på infiltration och perkolation. Med infiltration menas vattnets inträngande i jord och berg med hjälp av gravitationen. Genom att låta dagvatten rinna igenom exempelvis ett sandlager (infiltrera) kan föroreningar mekaniskt filtreras bort eller brytas ner biologiskt. Med perkolation menas långsam rörelse hos vatten genom små porer, och är den fortsatta transporten av vatten i marken efter infiltration (miljoporten.stockholm.se). Här följer en kort sammanfattning av reningsalternativ:

### 2.3.1 Magasin under mark

Perkolationsmagasin och avsättningsmagasin är exempel på magasin under mark. Dessa har en fördröjande effekt på vattnet och avskiljning sker främst genom sedimentering i avsättningsmagasin och filtrering i perkolationsmagasin. Magasinen kräver en liten yta och fungerar bra även i kallt väder. Till nackdelarna hör dålig avskiljning av lösta föroreningar och hög investeringskostnad. Magasinen kan även kräva pumpning.



Figur 2. Avsättningsmagasin

*Perkolationsmagasin* är ett magasin fyllt med singel, grus eller stenkross inneslutet i ett yttre textilfilter. Dagvatten lagras temporärt i porerna varefter vattnet trängs ut till omkringliggande mark. *Avsättningsmagasin* är betongmagasin där föroreningsavskiljning sker genom sedimentering.

### 2.3.2 Dräneringsstråk

Dräneringsstråk består av ett utgrävt dike som fyllts med sten, grus eller sand med en dränerande och renande fyllning av jord överst. Dikets sidor och botten består av geotextil som förhindrar att sediment tränger in från omgivande mark. Dagvattnet transporteras ner i marken och leds i perforerade rör under stenbädden till utflödet

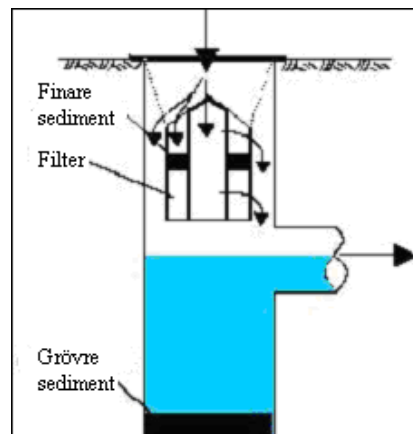
### 2.3.3 Brunnar

I en brunn minskar flöde hastigheten varmed partiklar hinner sedimentera. Utökas brunnen med filter eller makadam vid inlopp eller utlopp kan ytterligare rening fås genom fastläggning. Perkolationsbrunn, infiltrationsbrunn, och brunnsfilter är exempel på dagvattenrenande brunnar.

*En perkolationsbrunn* består av en brunn med sandfång nedtill som är omgiven av makadam eller singel omslutet av geotextil. Reningsfunktionen bygger på avskiljning av partiklar.

*Infiltrationsbrunn* är mindre vanlig än perkolationsbrunn och fungerar genom att vatten infiltrerar genom ett makadamfilter vid inloppet där föroreningar fastläggs.

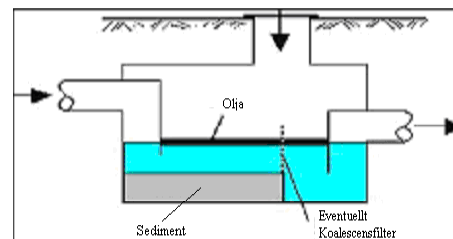
*Brunnsfilter* består av en brunnsinsats med filter och finare sediment, som monteras i en gatubrunn. Dagvattnet rinner genom filtret som absorberar föroreningar såsom tungmetaller, olja och lösta föreningar



Figur 3. Brunn

### 2.3.4 Oljeavskiljare

I oljeavskiljare separeras olja från partiklar genom gravimetrisk separation, det vill säga olja och bensin som är lättare än vatten lägger sig på ytan medan slam och partiklar som är tyngre än vatten faller till botten (Labko.se).



Figur 4. Oljeavskiljare

### 2.3.5 Filterbäddar och filteranläggningar

*Filterbäddar* Dagvattnet transporteras genom filter av olika material, varvid föroreningar fastnar på partiklar i filtermaterialet samt i porerna, varefter det reade vattnet leds bort genom dräneringsledningar.

*Filteranläggningar* Dagvatten leds genom en serie filterenheter av olika material där adsorption av föroreningar sker.

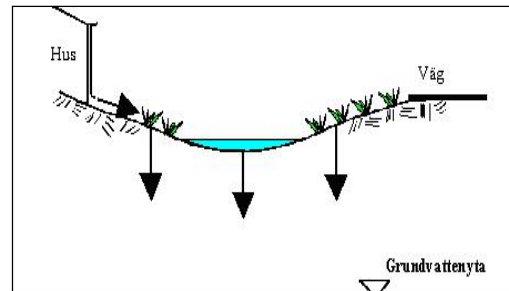
### 2.3.6 Gröna ytor

Till begreppet gröna ytor hör öppna diken, översilningsytor och ”torra dammar”. Metoden bygger på att vatten strömmar över en vegetationsbevuxen yta med låg hastighet och ett grunt flöde. I vegetationsmattan sker filtrering och sedimentering varefter vattnet infiltreras. Stående vattenytor i dessa anordningar förekommer bara periodvis.

*Öppna diken* utgörs av mer eller mindre lutande ytor för transport och rening av vatten

*Översilningsytor* är vegetationsklädda ytor som utformas för att ta emot ett jämnt utspritt dagvattenflöde över ytans hela bredd istället för ett koncentrerat inflöde från en punkt. Gräs är den ytvegetation som används mest eftersom gräset avskiljer föroreningar effektivare än buskar, träd och annan växtlighet (Larsson, 2001).

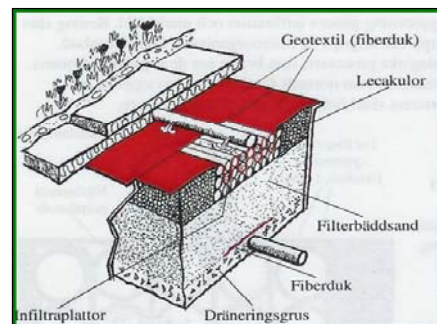
*Torra dammar* (infiltrationsdammar, sedimenteringsbassänger och avsättningsdammar) avser dammar som torrläggs mellan regntillfällena genom infiltration eller tömning varefter förorenat sediment kan bortföras.



Figur 5. Grön yta

### 2.3.7 Biobäddar

Biobäddar är konstruerade för avloppsvatten men kan även användas för rening av dagvatten. De kan bestå av en behållare fylld med material med stor kontaktyta mot luften, på vilken ett skikt av aktiva mikroorganismer bildas tillsammans med kvarhållna föroreningar (pfr.nu). En biobädd håller kvar ämnen och oskadliggör substanser genom nedbrytning.

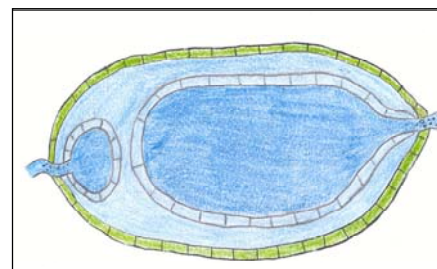


Figur 6. Biobädd. Källa: Porso.se

### 2.3.8 Våta dammar

Våta dammar betecknar dammar med permanent vattenyta. I dammar sker infiltration, sedimentation och utjämnande av det inkommande vattnet (Larm, 1994).

Dammar har en utjämnande effekt och kan, om de utformas och dimensioneras rätt, ge hög avskiljning av föroreningar. Reningsmekanismerna bygger på sedimentering, växtupptag och nedbrytning med hjälp av bakterier och mikroorganismer.



Figur 7. Våt damm

### 2.3.9 Permeabel asfalt

I permeabel asfalt finns öppna porer varigenom vatten kan infiltrera varefter det samlas upp och fördröjs i ett underliggande makadamlager (Ellis 1991) och leds till ett dagvattenledningssystem. Metoden kan användas på parkeringsplatser och gator där trafikbelastningen inte är för hög (Larm 1994).

### 2.3.10 Gräsbevuxna diken

Gräs förhindrar erosion och ökar sedimentation och fastläggning av suspenderat material. De mest betydelsefulla mekanismerna för föroreningsavskiljning i gräsbevuxna diken är sedimentering, infiltration och adsorption till plantor och till markytan. Enligt Fergusson (1998) bör vattenhastigheten i diket inte överstiga 0,15 m/s och uppehållstiden inte understiga 9 minuter. Dikets längd bör vara minst 75 meter och ha en maximal lutning på 3 % (Bäckström 2002).



Figur 8. Gräsbevuxet dike

## 2.4 DAMMAR

Dammar kan fungera som naturliga reningsverk på grund av förmågan att genom olika processer rena och avlägsna partiklar och näringsämnen och på så vis förhindra eutrofiering i sjöar, vattendrag och hav. (www.hsr.se) Dammar kan dock ha många funktioner. Vid anläggning av en damm brukar främsta syftet vara rening från näringsämnen och föroreningar, utjämning av flödesvariationer och vattenreserv för bevattning. Dammar kan även inverka positivt på biologisk mångfald då de utgör en rastplats för många arter. Sist men inte minst kan dammar även användas som en källa för upplevelse som till exempel fågelskådning och pedagogiska uppgifter (Tonderski m. fl. 2002).

Persson (1998) delar in dammar i tre olika dammtyper: 1) miljödamm, ses ofta i samband med jordbruksområden 2) poleringsdamm: används som avslutande steg efter reningsverk eller markbädd 3) dagvattendamm, damm som tar emot dagvatten, finns i regel i urban miljö. Miljö- och poleringsdammar avskiljer främst kväve medan dagvattendammars funktion främst förknippas med flödesutjämning och reducering av suspenderat material.

### 2.4.1 Dagvattendamm

Konstgjorda dagvattendammar anläggs i eller i anslutning till städer för rening av dess dagvatten. Möjligheten till maximering av hydraulisk effektivitet och skörd av organsikt material gör att reningen blir mer effektiv än naturliga dammar. Andra benämningar på dammar kan vara våtmarksparker, dammsystem eller våtmarksanläggningar och består av dammar, diken och grön ytor (Persson 1998).

### 2.4.2 Reningseffektivitet i dagvattendammar

Ur reningssynvinkel kan det generellt sägas att dammens reningseffektivitet beror på tre faktorer: reningprocesser (sedimentation, växtupptag och denitrifikation), hydrologi (vattenomsättning) och hydraulik (strömningsförhållanden) (Persson 1998).

#### 2.4.2.1 Reningsprocesser

I dammar renas vattnet på ett naturligt sätt, och sker främst genom sedimentering, växtupptag och denitrifikation. Växtupptag innebär att växterna binder in näring i sin biomassa under växtsäsongen och denitrifikation att nitrat omvandlas till kvävgas med hjälp av mikroorganismer och avgår till luften i form av kvävgas. Sedimentation äger rum då partiklar sjunker till botten. Växtupptag och denitrifikation ses som biologiska processer medan sedimentation kan ses som en fysisk process (Persson 1998).

Då det gäller rening av dagvatten är sedimentering den viktigaste processen eftersom en betydande andel av föroreningarna, såsom tungmetaller och organiska miljögifter är bundna till suspenderat material. Partikelstorleken i det suspenderade materialet är av stor betydelse. Flera undersökningar visar att den största delen av partikulärt bundna föroreningar, och även bakterier, binds främst till primärpartiklar (<2 µm), vilka är svåra att bortföra. Avgörande för sedimentering är den tid det tar för en partikel att sjunka till botten, vilket beror av partikelns tyngd, storlek och vattnets flödes hastighet. Den tid vattnet uppehåller sig i dammen, s.k. *uppehållstiden* är alltså av största vikt eftersom den är avgörande om en viss partikel i vattnet hinner sedimentera innan vattnet rinner ut från dammarna (Pettersson 1999).

En stor del av det sedimenterade materialet bryts efterhand ner (mineraliseras) varvid kväve och fosfor frigörs. Fosfor omlagras då i regel till mineralkomplex, men kan under ogynnsamma omständigheter läcka från dammen (Persson 1998). Rätt utformade dammar fångar förorenade sediment, men om ofördelaktiga förhållanden uppstår, kan partikelbundna metaller i sedimenten omvandlas till mer rörliga och transporterbara former.

#### 2.4.2.2 Hydrologi och hydraulik

Den viktigaste parametern för dagvattendammar är uppehållstiden. Ju längre uppehållstid vattnet i en damm har, desto bättre reningseffektivitet fås. Den *teoretiska* uppehållstiden är dammens volym dividerat med tillflödet av vatten ( $V/Q$ ), men är i praktiken betydligt lägre på grund av kanalbildningar och döda zoner i dammen där vattnet nästan står helt stilla. Den verkliga uppehållstiden är beroende av dammens hydrologiska och hydrauliska effektivitet. Den grundläggande principen är att så stor del av det inkommande vattnet som möjligt kan rymmas i dammen under en så lång tid som möjligt (Tonderski m.fl. 2002). Hydrologisk effektivitet är mått på dammens förmåga att ta hand om volymen av inkommande vatten och beror av förhållandet mellan inflöde och dammens yt-area. Hydrologisk effektivitet ( $\psi$ ) definieras som total behandlad volym ( $V_t$ ) dividerat med total tillrinning ( $V_r$ )

$$\psi = V_t / V_r$$

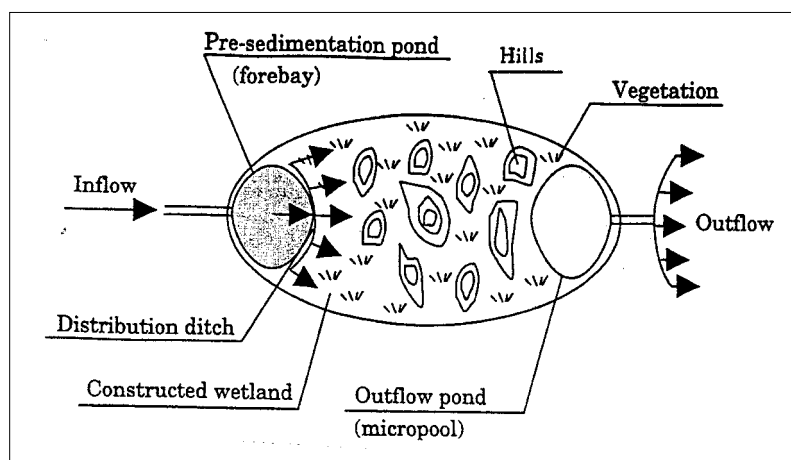
Hydraulisk effektivitet definieras som förmågan att fördela inkommande vatten över dammen och beskriver hur vattnet rör sig i våtmarken. Denna beror av våtmarkens utformning, som till exempel dammens brädd- och längdförhållanden, form, utformningen av inlopp och bottentopografin (Persson 1998).

#### 2.4.3 Utformning

Dammar bör ha en stor volym för att uppnå en lång uppehållstid, vilket gynnar bland annat sedimentation och näringsupptag. Vattenflödena bör inte variera alltför mycket eftersom det ökar risken för resuspension och uttransport av tidigare sedimenterat material. Storleken på dammen bör vara omkring 2 % av den anslutna impermeabla ytan (German 2003). Dammstorlekar över 250 m<sup>2</sup>/ha hårdgjord yta ger endast en marginell förbättring i att avskilja föroreningar (Pettersson 1999). Stort djup medför större volym vilket gynnar avsättningen av partikulärt material. Djupet bör ändå begränsas till att vara mellan 1-2 meter för att undvika skiktning, förbättra förutsättningarna för olika biogeokemiska processer och för att förbättra olika växters möjlighet att överleva och breda ut sig. Exempelvis klarar många övervattensväxter inte mycket djupare än en halv till en meter djupt vatten (Tonderski m.fl. 2002).

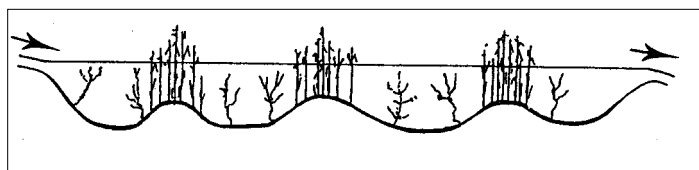
För att skapa en acceptabel flödesväg bör längd- bredd förhållandet vara minst 3:1 (Larm 2000) med fördel dropp- eller ellipsformade dammar (Persson 1998). Inloppen bör vara fler än en, och i de fall det inte är möjligt bör det vara placerat så långt från utloppet som möjligt. En vall som orsakar överfall framför inloppet kan sprida vattnet över en större yta. En djupzon rekommenderas vid inloppet för att minska vattenhastigheten och på det sättet gynna sedimentation, i utgående vatten är ett rör eller överfall bäst då det ger en viss magasineringseffekt och därmed lägre uppehållstid (Persson 1998).

För att skapa en damm med god sedimentation utformas den med större djup än en damm som ska ta hand om närsalter. Miljødammen ska i princip ha motsatta egenskaper: litet vattendjup och stor yta. För att uppnå både sedimentation och växtupptag kan dammtyperna kombineras enligt figur 9 (Persson 1998).



Figur 9. Princip för en kombinerad damm. (Larm 1996)

Botten bör vara konstruerad av bankar, bestående av sten och lera. Bankarna bör vara anlagda mot flödesriktningen för att uppnå god flödesfördelning och en större andel vegetativ yta. Även djupzonerna bör ligga vinkelrätt mot strömningen vilket optimerar fördelningen av vattnet samt ger upphov till en optimal uppehållstid, se bild 10.



Figur 10. Exempel på bottenkonstruktion (Leonardsson 1994)

#### 2.4.4 Underhåll

I takt med att sedimentlagret växer, minskar reningseffektiviteten på grund av minskad dammvolym. Det är lämpligt att ofta rensa dammar från sediment beroende på hur mycket material som sedimenterar. Ackumuleringen av sediment skiljer sig i olika studier men ett normalvärde kan antas till 2 cm/år och oftast finns mera sediment vid inloppet (German 2003).

Hur ofta sediment bör rensas beror på hur stor effektminskning av vattenrening kan accepteras. Olika författare föreslår rensning från vart 10:e år till vart 20:e år eller då slambädden byggts upp till 10% av det dimensionerade djupet i dammen (SGI 1997). Att öka sedimenteringsvolymen i dammen, sedimentförvaringsplats i närheten av dammen och mekanisk rening i dammen är åtgärder för en lättskött och minde kostsam dagvattendamm (Persson 1998).

#### 2.4.5 Effektivitet

Rätt utförda är dammar en effektiv rengörare av föroreningar såsom suspenderat material och metaller. Reningseffektiviteten beror på vilken förorening som studeras samt på dammens utformning. För suspenderat material varierar reningseffektiviteten mellan 40-90 %. Beräkning av reningseffektiviteten är en komplex, dyr och tidskrävande uppgift vilket innebär att flera undersökningars resultat kan ifrågasättas (German 2003) (Pettersson 1999) Omfattande studier av föroreningsreduktion i dammar har genomförts av Pettersson (1999). Resultaten från dessa studier visar att vid en optimal dammstorlek (2,5 % av den hårdgjorda ytan) kan följande föroreningsreduktion förväntas, se tabell 9.

Tabell 9, Förväntad avskiljning vid optimal dammstorlek (Pettersson 1999)

Ämne	Reduktion ( % av belastningen)
Suspenderat material	80
Kväve	30
Fosfor	50
Tungmetaller (Pb, Zn, Cu, Cd)	75

I Sverige har flera dammar anlagts och föroreningsreduktionen beräknats, två av dessa är Bäckaslövs våtmark i Växjö och Vallåsdammen i Halmstad. Bäckaslövs våtmark har varit ett pilotprojekt som följts upp och kontrollerats under många år. Den årliga reduktionen har uppskattats till Suspenderat material: 80 %, Bly och kadmium 90 %, Zink och koppar: 40 %, fosfor 70 % och kväve 30 % (Gustavsson 2003). Vallåsdammen i Halmstad har mätningar skett i ett dagvattensystem bestående av två dammar som anlagts 1990 och 1993. Den totala avskiljningsgraden uppmättes till 43-86 %, varav kväve reducerades med 2 - 15% och fosfor – 46 - 34% (Svensson m.fl. 2002).

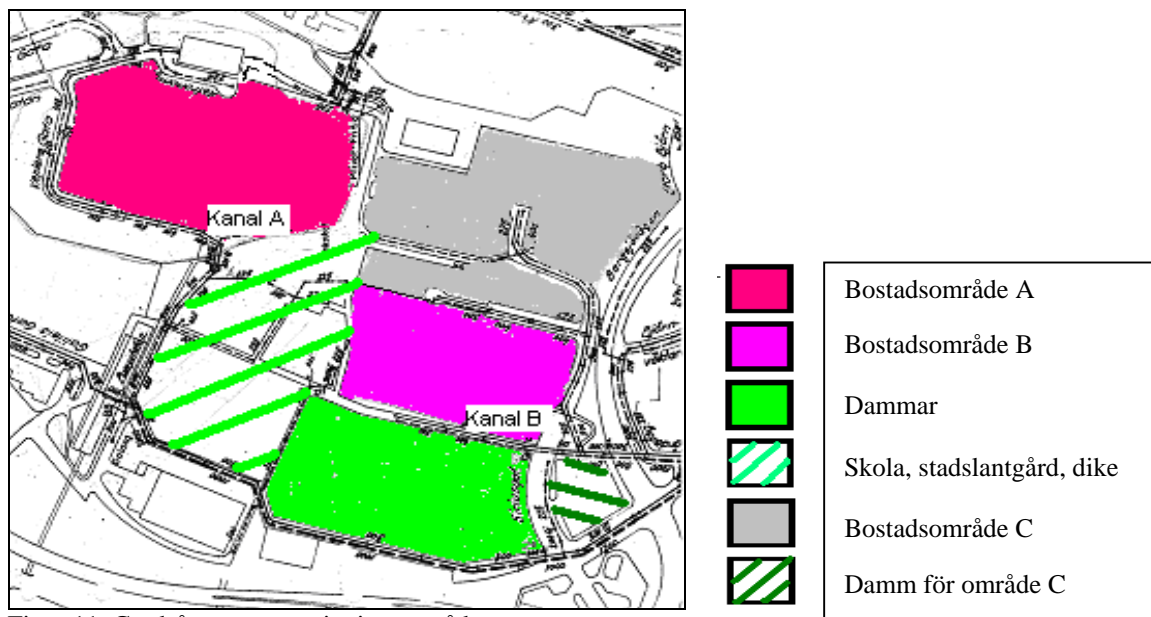
### 3. MATERIAL OCH METODER

#### 3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Gärdsås mosse ligger i Bergsjön som är en stadsdel 8 km nordost om centrala Göteborg med 14 500 invånare. Mossen ligger i ett grönområde i sydvästra delen av Bergsjön och är ursprungligen naturlig, men dikades ur på 70-talet (Lönngrén 2001). Restaureringen av Gärdsås mosse drogs igång 1996 av olika kommunala förvaltningar och Familjebostäder med hjälp av staten (Heyman 2004). Målet var att återställa våtmarken och använda den för rening av dagvattnet, att synliggöra ekologiska processer, försköna området samt att bevara kulturlandskapet (Göteborgs stadsbyggnadskontor).

##### 3.1.1 Avrinningsområdet

Avrinningsområdet (se figur 11) är totalt 32 ha stort bestående av grönområden, två bostadsområden, en skola, och mossen med tillhörande dammar. Grönområdet består av stadslantgård, beteshagar, odlingslotter, skog och ängar och är totalt 9 ha stort. I stadslantgården, som är 3 ha stort, finns ett flertal djur såsom hästar, kor, får, grisar, gäss, ankor och höns. 4,8 ha av avrinningsområdet är hårdgjord yta som avvattnas av tre olika kanaler, vara två av dem, kanal A och kanal B, utmynnar i dammarna.



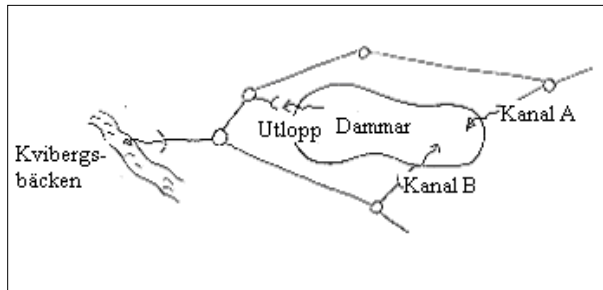
Figur 11. Gärdsås mosses avrinningsområde

Kanal A avvattnar bostadsområde A samt skolan och stadslantgården. Bostadsområde A har en area på 10,7 ha varav 3,9 ha är hårdgjord yta med 260 lägenheter och ungefär 800 boende. Skolan och stadslantgården är ungefär 6 ha stort med 0,9 ha hårdgjord yta.

Kanal B avvattnar bostadsområde B som är 2,9 ha stort med 0,9 ha hårdgjord yta med 400 lägenheter och ca 1000 boende. Dagvattnet från bostadsområde C hamnar i en separat damm och tas därför inte med i denna studie.

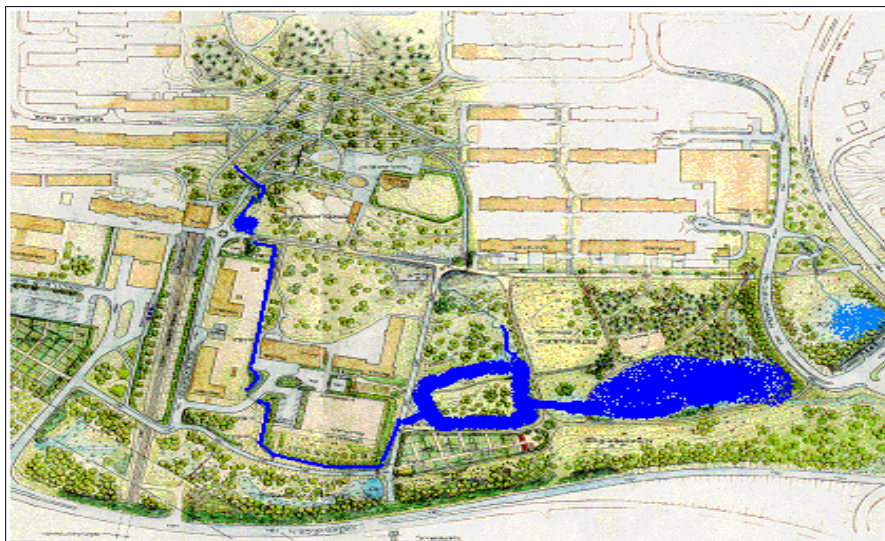


Innan våtmarken restaurerades användes ett så kallat duplikat system varför dagvattenledningar än ligger kvar längs med dammarna, se figur 12. Bägge inloppen är konstruerade så att vid för höga flöden (ca 110 l/s vid båda inloppen) bräddas dagvattnet till de gamla ledningarna.



Figur 12. Skiss över ledningsnät och dammar

Mossen är ca 3 ha stor och består av tre dammar, se figur 13, med en total volym på 1600 m<sup>3</sup> och total yta på 2000 m<sup>2</sup>, vilket ger en specifik yta på 435 m<sup>2</sup>/ha och utgör då 4 % av den hårdgjorda ytan. Dammarna har i första hand dimensionerats för sedimentering med en förväntad reduktion på 50 % av suspenderat material. Anläggningen har en uppehållstid på över tre dagar för ungefär hälften av årsnederbörden.



Figur 13. Dammar och diken i grönområdet

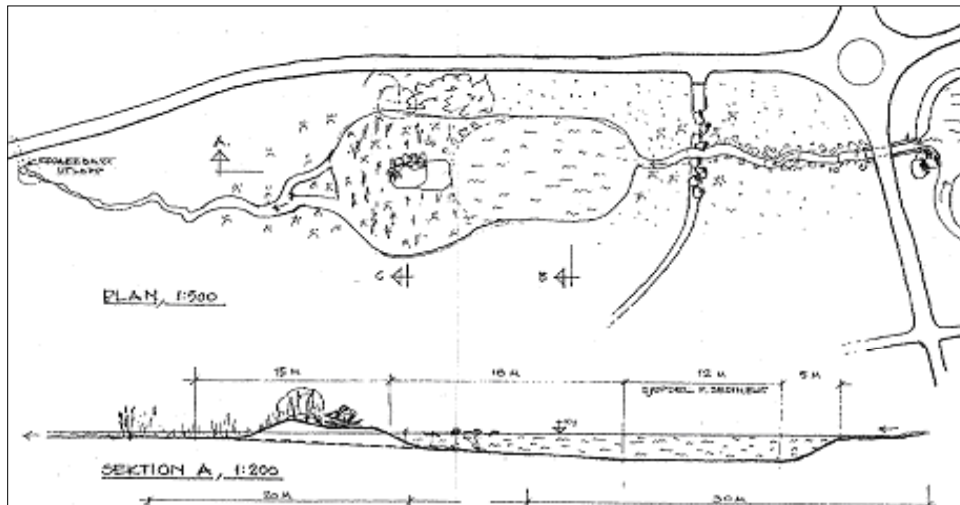
### 3.1.2 Dammar

Första dammen är en fågeldamm placerad i stadslantgården med en volym på 130 m<sup>3</sup> och största djup på ca 0,5 m. Den är inte dimensionerad för någon reningsfunktion utan är tänkt som blickfång i entrén till området.

Andra dammen, den s.k. ringdammen har en volym på 140 m<sup>3</sup> och är ca 260 m lång med ett maximalt djup på 0,8 m. Ringdammens utlopp och diket mellan ringdamm och stora dammen är förstärkta med lera och makadam.

Den s.k. stora dammen, se figur 14, är den sista dammen och är ca 1200 m<sup>2</sup> stor och har en volym på 1300 m<sup>3</sup> med ett största djup på 2 m. Halva första delen av dammen är förstärkt på sidorna ner till 0,5 m djup av makadam och geotextil.

Dikena och bäckfårorna som leder vattnet till de olika dammarna har en total längd på 280 m, ett maximalt djup på 0,3 m och en ungefärlig volym på 40 m<sup>3</sup>. Dikena är förstärkta med geotextil och bäckfårorna består av betong, kalkstensplattor och kullersten.



Figur 14. Stora dammen

### 3.2 METOD

Arbetet består främst av två delar, simuleringar och prov tagna i fält. Den senare delen delas upp i sedimentprov och vattenprov. Parametrarna som studerats är suspenderat material, fosfatfosfor, totalkväve, koppar, zink, COD, kadmium och bly. Valet av föroreningsämnen beror på vad som varit möjligt att analysera i SEWSYS och vad som varit ekonomiskt möjligt att analysera. Föroreningshalterna in det inkommande vattnet har simulerats och för att få kännedom om de utgående halterna har tidsstyrda prov tagits, halterna i det inkommande vattnet och det utgående vattnet har jämförts och en reningsgrad har därefter beräknats.

#### 3.2.1 Inkommande vatten, simuleringar

SEWSYS (Sewer System) är en modell i MATLAB/Simulink för simulering av renings- och transportprocesser i avloppssystem. Modellen beskriver ett kombinerat system där det även är möjligt att simulera dag- och spillvatten var för sig. Alla flöden i SEWSYS beskrivs av en vektor som inkluderar 17 substanser, bl. a totalfosfor, totalkväve, BOD och tungmetaller, varav sju är aktuella för dagvatten. Genom inmatning av specifika parametrar, se tabell 10, för den studerade avrinningsområdet såsom total hårdgjord yta, andel väg och tak, takmaterial, årsnederbörd, trafikintensitet kan modellen med hjälp av en tidsserie av regndata simulera ämnestransporten för dagvatten. (Ahlman 2004)

För simuleringarna av dagvatteninnehållet har SEWSYS använts. Dagvattnet från bostadsområde A och B samt A + B simulerades. Regndata från regntillfället 15 december har använts för simuleringarna. Då SEWSYS kräver en mängd regn på minst 0,3 mm valdes två simuleringar, en med en dags uppehållsväder och en andra med sju dagars uppehållsväder eftersom 0,4 mm regn föll den 13 december och 1,0 mm föll den 7 december. Totalt simulerades sex regn som benämns, A1 för simulering av område A och en dags föreliggande uppehållsväder, A7 för simulering av område A med sju dagars uppehållsväder och vidare B1, B7, samt A1+B1 och A7+B7 som innefattar det totala området.

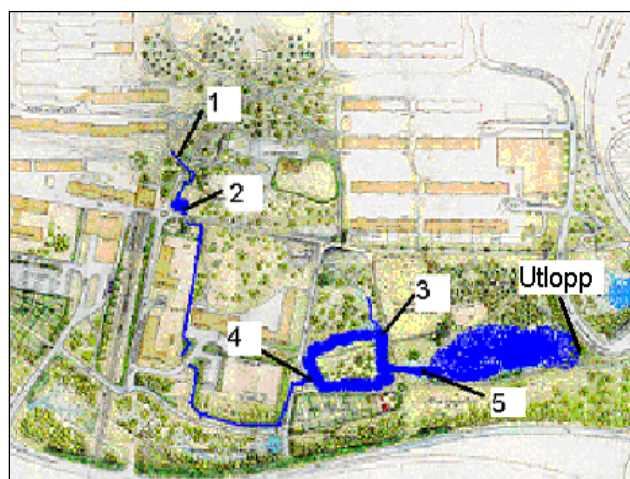
Tabell 10, Parametrar i sewsys för bostadsområde A, B samt A + B.

Parameter	Bostadsområde	Bostadsområde	Bostadsområde
	A	B	A + B
Total hårdgjord yta (m <sup>2</sup> )	39 000	9 000	48 000
Vägyta (m <sup>2</sup> )	10 300	5 300	15 600
Zink ytor på vägar (%)	2	2	2
Takyta (m <sup>2</sup> )	8 000	3500	11 500
Koppartakyta (m <sup>2</sup> )	0	0	0
Annan hårdgjord yta (m <sup>2</sup> )	20 700	200	20 900
Årsnederbörd (mm/år)	800	800	800
Trafik km (km/dag)	360	320	680
Tunga fordon (%)	1	1	1
K	0,002	0,002	0,002

Ytorna (total hårdgjord yta, vägytor och takytor) och sträckor (väg) bestämdes genom mätning med linjal av ortofoto över området. Takmaterial bestämdes genom fältbesök och besök hos fastighetsägare. Trafikintensitet fick genom trafikkontoret. Zink i vägar samt procent tunga fordon erhöles genom personligt meddelande från Ahlman.

### 3.2.2 Sedimentprov

Det finns ett samband mellan föroreningskoncentration i vattnet och i sediment vilket tyder på att dammsediment kan användas för att beskriva föroreningsbelastningen från urbana avrinningsområden (German 2003). Analyser av metallhalter i sediment är förhållandevis enkla och tillförlitliga och lämpar sig därför väl för kartering av metalltillförseln till ett vattenområde. Analyser av djupare sedimentlager möjliggör bedömningar av hur metalltillförseln varierat bakåt i tiden och av de ursprungliga metallförekomsterna i området (naturvardsverket.se). Sedimentprov togs den 30 mars för bestämning av glödningsförlust och metallhalter. Ett sedimentprov togs från fem platser, se figur 15 nedan.



Figur 15, Sedimentprovtagningsplatser

Sedimentproven togs från strandkanten med rörprovtagare. Sedimentet delades upp i två delar; 0-2 cm och 2-4 cm djup där det var möjligt; på två platser kunde endast sediment till 2 cm djup fås. Provtagningsplatserna var: Inlopp från Keplers gata (1) Lilla Dammen (2) Inlopp från Siriusgatan (3) inlopp till dammarna (4) och inlopp till stora dammen (5). Sedimenten lades i separata plastburkar och ställdes i kylskåp i ett dygn varefter de torkades i värmeskåp 20 timmar vid 105° C och vägdes. Ur varje prov togs ett representativt prov som analyserades. Glödningsresten bestämdes enligt svensk Standard (SS 0 81 13), genom torkning i ugn vid 550° C under två timmar och därefter vägning på våg med noggrannheten 0,1 mg. Metallhalten bestämdes genom ICP (Inductive Couplet Plasma) – metoden, vilket möjliggör analys av upp till 10 metaller samtidigt. De undersökta metallerna var aluminium, kadmium, krom, koppar, järn, mangan, nickel, bly och zink

### **3.2.3 Bakterierprov**

Bakterierprov togs den 3 mars och på platserna 2, 4 och i utloppet av den stora dammen varefter proverna skickades till Lackarebäck för analys av koliformer och E. coli.

### **3.2.4 Utgående vatten, provtagning**

Ett torrvädersprov togs för att ha som jämförsvärde med regnvädersprovet för att kunna säga något om grundvattnets påverkan då det antas att det vatten som rinner till dammarna främst består av grundvatten.

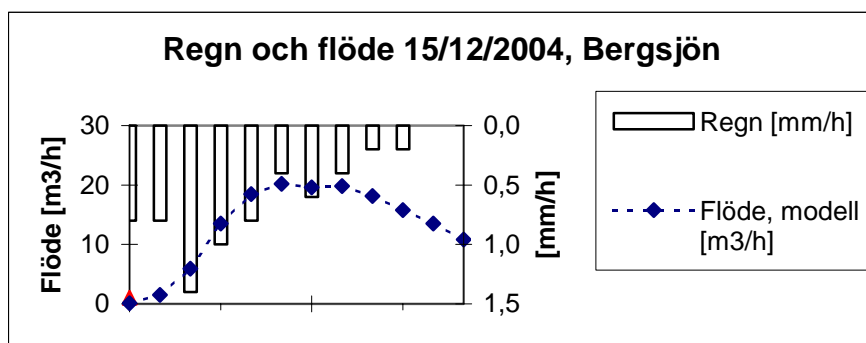
Torrvädersstickprov togs den 27 oktober vid mossens utlopp och skickades till Lackarebäck för analys av COD, suspenderat material, 5 näringsämnen och 7 tungmetaller. Regnvädersproven togs med tidsstyrd vattenprovtagare den 15 dec mellan 00.00 och 11.30 med 15 minuters intervall. Proven slogs ihop två och två, och eftersom ett prov blev förstört (klockan 01.30) återstod 23 flaskor att analyseras i Lackarebäck. Regnet registrerades av regnmätare i Bergsjön.



## 4. RESULTAT

### 4.1 INKOMMANDE VATTEN, SIMULERINGAR

Den uppmätta nederbörden var 23,8 mm den 15 december 2004, vilket efter simulering i SEWSYS gav upphov till ett flöde på totalt 157,5 m<sup>3</sup> vatten, se figur 16. Område A bidrog till en avrinning på 128 m<sup>3</sup> medan område B stod för knappt 20 % av tillrinningen, cirka 29,5 m<sup>3</sup> vatten, vilket också var att vänta då området står för knappt 20% av den totala arean.



Figur 16, Nederbörd 15 dec 2004 samt av SEWSYS simulerat flöde

Resultaten från simuleringarna av föroreningskoncentrationer visas i tabell 11, där regn med en dags respektive 7 dagars föreliggande uppehållsväder simulerats i område A, B samt A + B. Stora skillnader kan påvisas både mellan regn 1 och 7, samt mellan områdena A och B.

Tabell 11, Simulerade koncentrationer av regn 1 och 7 på område A, B samt A + B

	<b>Cu</b> (µg/l)	<b>Zn</b> (µg/l)	<b>Pb</b> (µg/l)	<b>Cd</b> (µg/l)	<b>P</b> (µg/l)	<b>N</b> (µg/l)
<b>A1</b>	13	59	12	0,45	80	1990
<b>A7</b>	52	252	53	1,2	373	2300
<b>B1</b>	30	119	12	0,45	85	1980
<b>B7</b>	150	564	53	1,2	396	2275
<b>A1+B1</b>	15	69	12	0,45	81	1990
<b>A7+B7</b>	70	311	53	1,2	377	2296

Regn 7 genererade högre halter av föroreningar i dagvattnet än regn 1. Vidare innehöll dagvattnet från område B högre koncentrationer av föroreningar än område A, vilket kan förklaras med högre andel vägar i området och mindre andel övrig hårdgjord yta som t.ex. gångvägar, skolor och lekplatser.

Jämfört med Larms (stormtac.com) riktvärden för dagvatten från bostadsområden över 50 personer per hektar är metallkoncentrationerna från regn 1 mycket låga för hela området, ungefär hälften av Larms riktvärden och nära Malmqvist (1994), minsta uppmätta värde, se kapitel 2.1. Däremot var både kväve och fosforhalterna höga och låg en bit över Larms riktvärden och befann sig nära Malmqvist (1994) maximalt uppmätta värden.

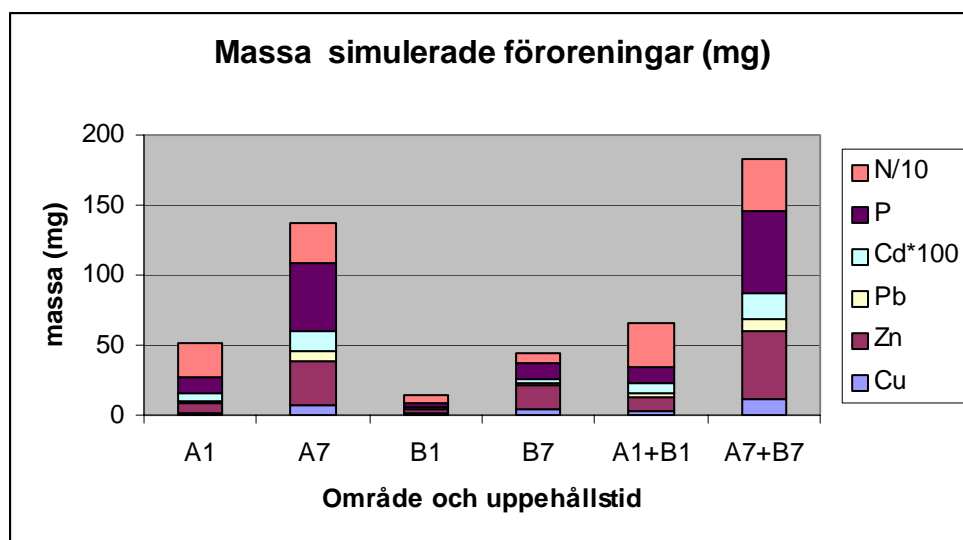
Regn 7 innehöll höga metallhalter, nästan dubbla värden jämfört med Larms (stormtac.com) riktvärden på metaller, vilket kan förklaras med att bostadsområde A och B har en täthet på 86 personer/ha och därmed även större biltrafik i området. Även innehållet av kväve och fosfor var höga, speciellt område A där de inkommande halterna låg mycket över Larms (2004) medianvärden, men dock under Malmqvists (1994) maximala värden. Sannolikt är dessa halter ännu högre på grund av djuren som vistas i närheten av vattnet

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, klassas alla koncentrationer på både metaller och näringsämnen i klass 4 och klass 5, se tabell 12. I regn 1 tillhör koncentrationerna genomgående klass 4 medan i regn 7 tillhör fyra av sex ämnen klass 5, vilket innebär extremt höga halter av dessa ämnen.

Tabell 12, Klassindelning av inkommande föroreningshalter

Ämne Regn	Cu klass	Zn klass	Pb klass	Cd klass	Total-P klass	Total-N klass
A1+B1	4	4	4	4	4	4
A7+B7	5+	5	5+	4	5+	4

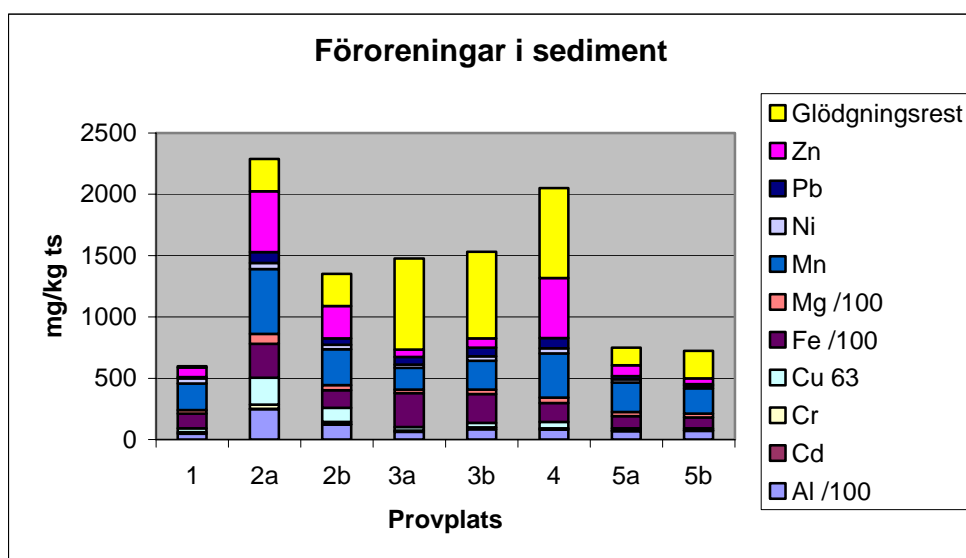
Även massan av föroreningarna varierade stort mellan områdena och regnen, se figur 17. De största mängderna härrör från område A då området är väsentligt större och ger upphov till större avrinning.



Figur 17, Simulerade mängder föroreningar av regn 1 och 7 på område A, B samt A + B.

## 4.2 SEDIMENTPROV

Resultaten visar att metallhalterna i sedimenten varierar längs med dammarna, enligt figur 18 samt bilaga 1. De högsta metallhalterna påträffas som väntat vid inloppen och sjunker därefter fram till utloppen, med undantag för plats 4 där föroreningar från bägge inloppen möts. Det mest förorenade sedimentet finns i lilla dammen, plats 2, där översta lagret (a) är mer förorenat än det understa lagret (b). Att den lilla dammen har de högsta koncentrationerna av föroreningar kan förklaras med att detta är anslutet till den största arean hårdgjord yta och att denna plats är första platsen där dagvattnet hinner sedimentera något. Vid inloppet är föroreningshalterna låga vilket kan förklaras med att vattenhastigheten där är hög därmed saknas tid för sedimentering. Sedimentet på denna plats består mest av grus och sand vilket även glödgningsresten visar. Glödgningsresten på plats 3 och 4 är hög vilket tyder på att god sedimentation sker på dessa platser, vilket även innehållet av metaller tyder på. Plats 4 innehåller mer föroreningar än plats 3 vilket förklaras med att större mängder inkommer från bostadsområde A än B. Skillnaden mellan metallmängderna på plats 2a och 4a tyder på sedimentation av dessa ämnen mellan platserna. Den högre glödgningsresten på plats 4 tyder på att organiskt material tillkommer mellan platserna, av till exempel djuren.



Figur 18, Föroreningar i sediment på provplats 1 – 5

Jämfört med tidigare studier tyder resultatet på att halterna är av låg storleksordning. Tillståndet kan bedömas som mindre allvarligt, med undantag för koppar, som överstiger klass 4 på plats 2, vilket innebär hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, se kapitel 2.2 tabell 8. Resterande ämnen befinner sig från låg (1) till måttligt hög halt (3), se tabell 19

Tabell 19, Klassindelning av föroreningsinnehåll i sediment på platserna 1-5

Förorening	Plats 1 Klass	Plats 2 Klass	Plats 3 Klass	Plats 4 Klass	Plats 5 Klass
<b>Cd</b>	1	2	1	2	1
<b>Cr</b>	2	3	2	2	1
<b>Cu</b>	3	4	3	3	1
<b>Ni</b>	3	3	3	3	3
<b>Pb</b>	1	2	2	2	1
<b>Zn</b>	1	3	1	3	1
<b>Medel</b>	1,8	2,8	2,0	2,5	1,3



### 4.3 BAKTERIEPROV

Resultaten, se tabell 29, tyder på att bakteriehalterna är högre vid början av dammsystemen varefter halten sjunker närmare utloppet, vilket förklaras med att bakterier sedimenterar med organiskt material dit bakterierna är bundna. Anledningen till att bakteriehalten är hög på plats 2 kan vara på grund av djuren som uppehåller sig vid vattnet. Bakteriehalterna är så pass låga att dammarna är badbara enligt SNFS Kvalitetskrav för badvatten, se kap 2.1.6. Undantaget är plats 2, där värdena överstiger riktvärdet men är dock lägre än det högsta tillåtna värdet.

Tabell 20. Bakteriehalter i vattnet

<b>Bakterie</b>	<b>Plats 2</b>	<b>Plats 4</b>	<b>Utlopp</b>
	antal/100ml	antal/100ml	antal/100ml
<b>Koliformer</b>	640	370	85
<b>E. coli</b>	180	<10	<10

### 4.4 UTGÅENDE VATTEN, REGNPROV

Proverna visade på låga koncentrationer av metaller i det utgående vattnet men höga koncentrationer på näringsämnen, se bilaga 2. I många fall innehöll torrvädersproven högre koncentrationer av metaller än vid regntillfället. Enligt Naturvårdsverket bedömningsgrunder befann sig alla metaller utan bly i klass 2, se tabell 21, vilket innebär att koncentrationerna endast medför en liten risk för biologiska effekter.

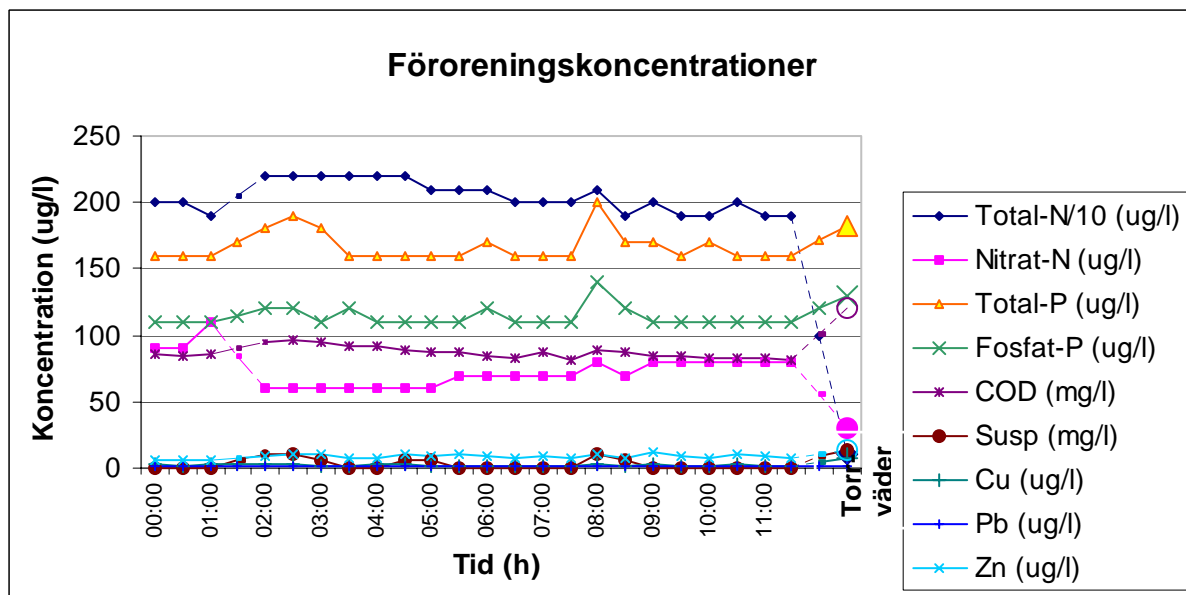
Tabell 21. Klassindelning på koncentration utgående vatten

<b>Ämne</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>N-tot</b>	<b>P-tot</b>	<b>COD</b>	<b>Susp (mg/l)</b>
<b>Medel koncentration (µg/l)</b>	<0,1	2,1	1,2	8,6	2043	166	87	6
<b>Klass</b>	2	2	3	2	4	5	5	

Koncentrationen av bly var av klass 3, det vill säga måttligt hög där risk för biologiska effekter föreligger främst i närings- och humusfattiga och sura vatten. Koncentrationen av kadmium låg under detektionsgränsen (0,1 µg/l) vilket innebär att den teoretiskt skulle kunna vara av klass 1 vilket skulle innebära en halt lägre än 0,01 µg/l.

Koncentrationen av näringsämnen var mycket hög i alla prov, fosfor och COD var av så höga koncentrationer att de tillhör klass 5, vilket innebär extremt höga halter. Kvoten mellan kväve och fosfor var mellan 10 och 13 vilket innebär ett överskott på kväve. Under torrvädersprovet fanns ett mycket stort överskott på fosfor, (N/P = 0,6)

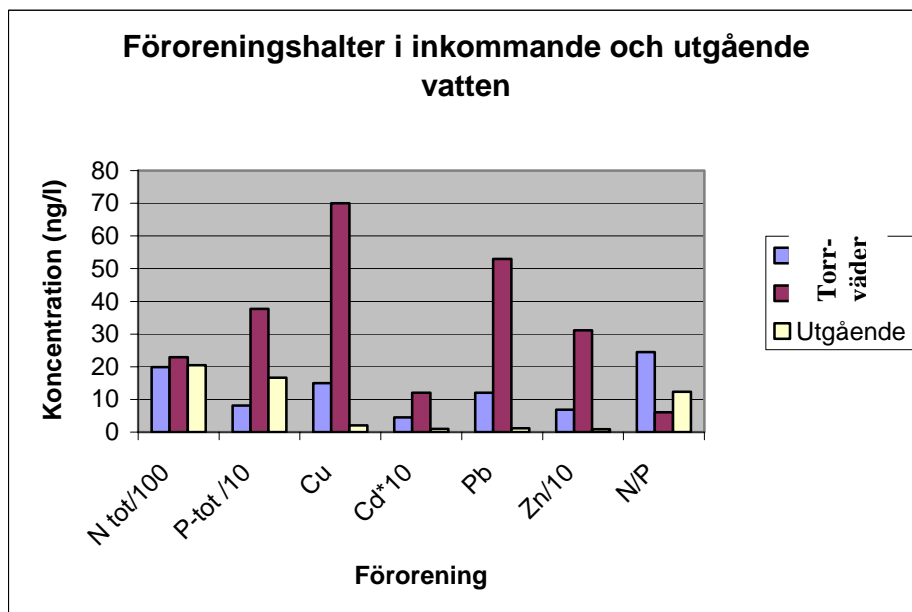
Koncentrationerna av suspenderat material var låga, vilket kan tyda på god sedimentation i dammarna. Under perioder låg koncentrationen under detektionsgränsen, 5 mg/l. En förhöjning av föroreningshalter kan uppmärksammas ungefär två timmar efter att det börjar regna vilket kan förklaras med att föroreningarna från område B, då har runnit igenom området och dammen. Nästa koncentrationshöjning inträffade efter cirka 8 timmar vilket kan vara dagvattnet från område A, som då tillrunnit genom dammarna, se figur 19.



Figur 19. Föroreningskoncentrationer under regn och torrväder

#### 4.5 RENINGSEFFEKTIVITET

Resultaten tyder på att koncentrationen av föroreningar i det utgående vattnet är lägre än koncentrationen av det inkommande vattnet, se figur 20 samt bilaga 3.



Figur 20. Föroreningskoncentrationer i inkommande och utgående vatten i Gärdås våtmarkspark

Gärdås mosse renar metaller effektivt, se tabell 22, medan reningen av närsalter är svårare att utröna då det troligen inkommer högre halter än de simulerade då stadslantgårdens djur uppehåller sig nära damm och vattendrag. Reduktionen av metaller är mellan 78 % och 98 %, där reningen av kadmium sannolikt är mer effektiv men inte kan beräknas exakt då kadmium koncentrationen i det utgående vattnet låg under detektionsgränsen. Reningen av näringsämnen är från – 5 % till 56 %, vilket i

verkligheten säkerligen är högre på grund av den förmodade högre införseln av näringsämnen. Dessvärre kunde inte suspenderat material simuleras i modellen men då sedimenten innehöll mycket suspenderat material och halten av suspenderat material i det utgående vatten var låg, kan det antagas att en god sedimentering äger rum i dammsystemet.

Tabell 22. Reningsgrad av metaller och näringsämnen i Gärdsås mosse.

<b>Förorening</b>	<b>Tot. N</b>	<b>Tot. P</b>	<b>Cu</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Reningsgrad</b>	<b>µg/l</b>	<b>µg/l</b>	<b>µg/l</b>	<b>µg/l</b>	<b>µg/l</b>	<b>µg/l</b>
<b>Regn 1</b>	-2,7	-5,4	86	>78	90	88
<b>Regn7</b>	11	56	97	>92	98	97

Jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har det inkommande vattnet som innehöll tungmetaller i lägst klass 4 (Regn A1 + B1) renats till koncentrationer tillhörande klass 2, med undantag för bly som når upp till klass 3. Detta innebär att vattnet som innehöll höga och extremt höga halter av metaller lämnar systemet innehållande måttliga halter av föroreningar, vilket förstås är av bra... när det gäller att förskona Kvibergsbäcken på föroreningar. Då det gäller näringsämnena är resultaten inte av lika god art. Det utgående vattnet innehåller fortfarande mycket höga halter och extremt höga halter av näringsämnena, trots att mycket säkerligen avskilts. Reningseffektiviteten kan därför sägas vara mycket bra då det gäller metaller men mindre bra när det gäller näringsämnena.

## 5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Föroreningsavskiljningen i Gärdsås mosse har beräknats genom provtagningar i det utgående vattnet och simuleringar av föroreningshalter i det inkommande vattnet. Arbetet har visat att reningen av dagvattenföroreningar i Gärdsås mosse är effektiv, reningsgraden av tungmetaller beräknades vara mellan 86 till 98 % och reningen av fosfor och kväve mellan -5% och 56%.

Att dammen ger upphov till föroreningsavskiljning bekräftas även av tagna sediment- och bakterieprov. Metallhalterna i sedimenten i dammarna varierade längs med dammarna med högre koncentrationerna i början av systemet vilket visar på sedimentering i systemet. Även bakteriehalten sjönk längs med systemet och halterna var så pass låga att dammarna var badbara förutom på en plats.

Det utgående vattnet är förhållandevis rent på tungmetaller och orsakar inte stor skada på den nedströms liggande recipienten, Kvibergsbäcken. Tungmetallhalterna ligger i klass 2 förutom bly som befinner sig i klass 3. Halterna av näringsämnen är dock höga, kväve ligger i klass 4 medan fosfor och COD i klass 5, vilket är extremt höga halter. Då fosfor är det begränsande ämnet för sjöar och vattendrag och kan orsaka igenväxning och syrebrist, är detta ämne det mest allvarliga. Även kvävehalten är hög vilket kan vara negativt i marina miljöer då utgör en risk för eutrofieringen av kustvattnen, dit vattnet når ut längre fram. N/P kvoten visar att det är överskott på kväve.

För att minska införseln av näringsämnen till Kvibergsbäcken kan mossen utökas med bredare partier med lågt vattenstånd och mycket växtlighet samt att begränsa möjligheterna för djuren att vistas i vattnet. framkomligheten till vattnet för djuren.

Det är svårt att med säkerhet fastställa dammens reningseffektivitet, vilket beror på bland annat:

- SEWSYS bygger på schablonvärden och nyckeltal som i sig är osäkra (Ahlman 2000) och modellen kan därmed inte simulera verkligheten helt exakt. Därutöver befinner sig många djur i området vilka inte kunnats ta med i simuleringarna.
- Dagvattnets innehåll och föroreningsavskiljningen varierar från regn till regn, från negativ avskiljning till upp till 100- procentig rening. (German)
- Dagvatten är mer förorenat i början av en avrinning än i slutet. Provtagningen borde vara flödesstyrd för att ett riktigt genomsnittsvärde för en enskild avrinning skall kunna erhållas
- I dagvattenledningen rinner alltid mer eller mindre grundvatten och dränvatten vilket späder alltså ut dagvattnet. Detta har nog stor betydelse i Gärdsås mosse då det varit en mosse och grundvatten tagit sig in. Vid beräkningar borde hänsyn tas till detta (Malmqvist, Svensson & Fjellström 1994)



## 6. REFERENSER

Adrian, Johansson, Ljunggren, Malm. Dagvatten inom Planlagda områden. Göteborgs va-  
verk. 2001

Ahlman, S.. SEWSYS – a Model for Simulation of Material Flow in Sewer Systems.  
Institutionen för Vatten Miljö Transport. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg. 2004

Andgren, N. 2003. Provtagning i Gärdsås mosse, Underlag – Utkast, Göteborgs Vatten-  
och Avloppsverk, 2003.

Butler, D and Davies, JW. Urban Drainage, E & FN Spon, London, 2000

Bydén, Larsson och Olsson. 2003. Mäta vatten, undersökningar av sött och salt vatten  
tredje upplagan utgiven av Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs  
universitet.

Bäckström Magnus 2002- Grassed Swales for Urban Storm Drainage

Ellis JB Measures for the control and treatment of urban runoff quality. Middlesex  
Polytechnic, London, Report DT/PL/FV/JB. 1991

Ferguson B.1998. Introduction to Storm water: concept, purpose and design. New York  
John Wiley & Sons, ISBN 0-471-16528-X

German, J. 2003. Reducing Stormwater Pollution – Performance of Retention Ponds and  
Street Sweeping. Institutionen för Vatten Miljö Transport. Chalmers Tekniska Högskola,  
Göteborg

German, J och Kant H: Strömningssimulering i en dagvattendamm – verifierad FE-analys  
i FIDAP. Examensarbete 1997:8, Institutionen för Vattenförsörjnings- och  
Avloppsteknik, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg 1997.

Gustavsson,Kjell. Dagvatten i den Komunala Planeringen. Avlopp och kretsopp. 2003

Heyman Eva, Utsläpp hindrar bad i älven Göteborgs Posten 20040404 sidan 6.

Larm T 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VA-  
FORSK rapport nr 1994-11

Larm T.1996, Towards integrated watershed management.system identification, material  
transport and storm water handling, licentiatuppsats Department of civil and  
environmental engineering, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm

Larm T. 2000 *Watershed-based design of stormwater treatment facilities:  
model development and applications*. Doktorsavhandling, Vattenvårdsteknik,  
KTH

Larm, Holmgren och Björnsson. Platsbesparande befintliga reningssystem för dagvatten. Förstudie i projekt tekniktävling för rening av dagvatten. VBB VIAK, Region Stockholm, Stockholm 1999-11-23

Larsson, Catherine. Typ-miljökonsekvensbeskrivning för omhändertagande av vägdagvatten. Göteborgs Universitet, avdelningen för miljövetenskaplig programutbildning, examensarbete, Göteborg 2001.

Leonardsson, L., 1994, Våtmarker som kvävefälla: svenska och internationella erfarenheter, Naturvårdsverkets Rapport 4176, Stockholm

Lönngrén Gabriella, Vatten i Dagen, exempel på ekologisk dagvattenhantering, svensk byggtjänst, 2001.

Malm, A och Malm T, 2003. Miljöeffekter av dagvatten, Dagvattenhantering i staden, Linnegatan i Växjö september 2000.  
[www.infra.kth.se/BBA/bbasvenska/forsning/miljoweb/miljovardering/dagvatten.pdf](http://www.infra.kth.se/BBA/bbasvenska/forsning/miljoweb/miljovardering/dagvatten.pdf)

Malmqvist, P.-A.1983. Urban Stormwater Pollutant Sources. Ph.D. thesis, dept. of sanitary engineering, Chalmers University of Technology Göteborg

Malmqvist, Svensson och Fjellström C 1994. Dagvattnets sammansättning. VA-FORSK Rapport nr 1994-11

Persson, Jesper. Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten- polerings- och miljödamm, Institutionen för Vattenbyggnad, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg, 1998

Pettersson, Thomas. Stormwater Ponds for Pollution Reduction. Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, 1999

Svensson, Gilbert, val av strategi för dagvatten – uthållighet och miljötänkande, Svenskt Miljöforum 2003, Norrköping, [http://www.smhi.se/miljoforum/E\\_3.pdf](http://www.smhi.se/miljoforum/E_3.pdf)

Svensson, Gilbert. Modelling of Solids and Metal Transport from Small Urban Watersheds. PhD-thesis, Dept of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, 1987

Svensson mfl. Ekologisk Dagvatten i Halmstad, Va-FORSK, Rapport2002

SGI Statens Geotekniska Institut 1997:15

Tonderski m. fl. Våtmarksboken Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA  
AB C O Ekblad & Co, Västervik 2002

Walker m.fl principles of ekotoxicology , andra utgåvan 2002

**Internetreferenser:**

Göteborgs stad, park – och naturförvaltningen, 2004-04-03  
[www.parkochnatur.goteborg.se](http://www.parkochnatur.goteborg.se)

Håll Sverige rent, 2004-02-13  
[www.hsr.se](http://www.hsr.se),

Labko, 2004-03-19  
[www.labko.se](http://www.labko.se)

Länsstyrelsen Blekinge Län, 2004-03-27  
[www.k.lst.se/version1/miljo/miljoovo/pdf/Braknean1999.pdf](http://www.k.lst.se/version1/miljo/miljoovo/pdf/Braknean1999.pdf)

Miljöförvaltningen i Göteborg, 2004-05-10  
[www.miljo.goteborg.se](http://www.miljo.goteborg.se)

Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004-05-10  
[www.miljoporten.stockholm.se/dagvatten](http://www.miljoporten.stockholm.se/dagvatten)

Producentföreningen för reningsverk, 2004-02-18  
[www.pfr.nu](http://www.pfr.nu),

StormTac – a stormwater watershed-based excel model  
[www.stormtac.com/schablonhalter.xls](http://www.stormtac.com/schablonhalter.xls)





## **7. BILAGEFÖRTECKNING**

1. Föroreningskoncentrationer i sediment
2. Föroreningskoncentrationer i utgående vatten
3. Föroreningskoncentrationer i inkommande och utgående vatten samt reningsgrad

**Bilaga 1. Föroreningskoncentrationer i sediment (mg/kg ts)**

<b>Plats</b>	<b>Al (mg/kg)</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mg</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Glödgnings Rest</b>
<b>1</b>	4 600	0,25	13	31	12 000	2 900	220	43	10	77	11
<b>2a</b>	25 000	1,40	34	218	28 000	8 000	530	48	90	496	260
<b>2b</b>	12 000	0,76	18	117	14 000	4 100	290	36	53	264	260
<b>3a</b>	6 300	0,42	10	29	28 000	2 600	180	28	61	61	740
<b>3b</b>	8 300	0,57	14	36	24 000	3 600	240	38	69	75	710
<b>4</b>	8 000	1,10	10	52	16 000	4 300	360	42	83	488	730
<b>5a</b>	6 700	0,26	7	17	10 000	3 400	240	25	26	89	150
<b>5b</b>	7 200	0,12	8	12	9 000	3 100	210	23	11	47	230

## Bilaga 2. Föroreningskoncentrationer i utgående vatten 15 december 2004

Tid	COD (mg/l)	Susp (mg/l)	Nitrat Kväve (µg/l)	Total Kväve (µg/l)	Fosfat Fosfor (µg/l)	Total Fosfor (µg/l)	Cu (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	N/P
00.00	86	<5	90	2000	110	160	2,3	<0,10	1,2	6	12,5
00.30	85	<5	90	2000	110	160	1,8	<0,10	1,2	6	12,5
01.00	86	<5	110	1900	110	160	2,3	<0,10	1,3	6	11,9
02.00	95	11	60	2200	120	180	2,4	<0,10	1,0	9	12,2
02.30	97	10	60	2200	120	190	2,4	<0,10	1,1	11	11,6
03.00	95	6	60	2200	110	180	1,4	<0,10	1,1	11	12,2
03.30	92	<5	60	2200	120	160	2,2	<0,10	1,2	7	13,8
04.00	92	<5	60	2200	110	160	2,3	<0,10	1,2	8	13,8
04.30	89	6	60	2200	110	160	2,5	<0,10	1,2	10	13,8
05.00	88	6	60	2100	110	160	2,2	<0,10	1,2	9	13,1
05.30	87	<5	70	2100	110	160	1,9	<0,10	1,2	10	13,1
06.00	84	<5	70	2100	120	170	2,0	<0,10	1,6	9	12,4
06.30	83	<5	70	2000	110	160	1,8	<0,10	1,1	7	12,5
07.00	87	<5	70	2000	110	160	2,2	<0,10	1,2	9	12,5
07.30	81	<5	70	2000	110	160	1,7	<0,10	1,1	7	12,5
08.00	89	11	80	2100	140	200	2,5	<0,10	1,3	10	10,5
08.30	88	6	70	1900	120	170	2,0	<0,10	1,3	8	11,2
09.00	84	<5	80	2000	110	170	3,1	<0,10	1,3	12	11,8
09.30	85	<5	80	1900	110	160	2,1	<0,10	1,3	9	11,9
10.00	83	<5	80	1900	110	170	2,0	<0,10	1,2	7	11,2
10.30	83	<5	80	2000	110	160	2,3	<0,10	1,3	10	12,5
11.00	83	<5	80	1900	110	160	1,8	<0,10	1,3	9	11,9
11.30	82	<5	80	1900	110	160	1,9	<0,10	1,2	7	11,9
Torrväder	120	14	30	100	130	180	7,6	<0,10	1,8	13	0,56

**Bilaga 3. Föroreningskoncentrationer i inkommande och utgående vatten samt reningsgrad**

Ämne	COD mg/l	Susp mg/l	Nitrat N µg/l	Tot. N µg/l	Fosfat F µg/l	Tot. P µg/l	Cu µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	N/P
<b>Inflöde*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>A1+B1</b>				1990		81	15	0,45	12	69	24,5
<b>A7+B7</b>				2296		377	70	1,2	53	311	6,1
<b>Utflöde</b>											
<b>Medel</b>	87	2,4	73,5	2043	113	166	2,1	<0,1	1,2	8,6	12,3
<b>Min</b>	81	<5	60	1900	110	140	1,4	<0,1	1,0	6	10,5
<b>Max</b>	97	11	110	2200	140	200	3,1	<0,1	1,6	12	13,8
<b>Torr- väder</b>	120	14	30	100	130	180	7,6	<0,1	1,8	13	0,6
<b>Renings- grad (%)</b>											
<b>Min (1)</b>				-2,7		-5,4	86	>78	90	88	
<b>Max (7)</b>				11		56	97	>92	98	97	