

Examensarbete
TVVR 07/5015

Föroreningsreduktioner i dagvattendammar i Lunds kommun



Charlotta Tønning

Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet

Föroreningsreduktioner i dagvattendammar i Lunds kommun

Reduction of contaminants in ponds in the municipality of Lund

Charlotta Tønning

Division of Water Resources Engineering
Lund Institute of Technology
Lund University

Handledare/Supervisors:

Annette Semadeni Davies, Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära

Författare:

Charlotta Tønning, 1978-

Titel:

Föroreningsreduktioner i dagvattendammar i Lunds kommun

Title:

Reduction of contaminants in ponds in the municipality of Lund

38 figurer

35 tabeller

Nyckelord:

Dagvatten, dagvattendammar, föroreningar, näringsämnen, metaller, upptag, Lund, reduktion

Keywords:

Storm water, ponds, contaminants, nutrients, metals, Lund, reduction, trap

Publicerad av:

Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära

Lunds Tekniska Högskola

Lunds Universitet

Lund 2007

Tryckt av:

KFS AB, Lund 2007

Alla rättigheter reserverade, © 2007 av författaren

ISBN: LUTVDG/TVVR- 07/5015

Sammanfattning

Titel: Föroreningsreduktioner i dagvattendammar i Lunds kommun

Författare: Charlotta Tonning

Handledare: Annette Semadeni Davies
Avdelningen för Teknisk Vattenresurslära

Problemställning: När det regnar eller snöar tar nederbörden med sig föroreningar från luften. När vattnet sedan rinner längs vägar och tak och andra hårda ytor, ökar innehållet av föroreningar. Detta vatten kallas dagvatten. Dagvattnet leds ofta utan rening till sjöar och vattendrag. Föroreningarna i dagvattnet riskerar då att orsaka akuta eller långsiktiga problem.

Syfte: Lunds kommun har insett att det är viktigt att jobba för en bättre dagvattenkvalitet. Kommunen satsar på byggnation av dagvattendammar för att få ner de höga flödestopparna som uppstår på reningsverket vid intensiva regn samt på reducering av föroreningar i detta vatten. Syftet med detta arbete är att undersöka om fyra utvalda dagvattendammar i Lund har förmågan att uppta föroreningar som kommer med dagvattnet.

Metod: Fyra olika dagvattendammar belägna i Lunds kommun väljs ut, tillsammans med Lunds kommun, med hänsyn tagen till ålder och storlek på dammarna samt i vilken typ av avrinningsområde dammen befinner sig. Vattenprover tas på inkommande och utgående dagvatten i de fyra olika dagvattendammarna. Vattenprover tas vid fem olika regntillfällen, med olika intensitet och föregående torrperioder, för att sedan analyseras med avseende på metaller, näringsämnen och suspenderat material. I de tre dammarna belägna i Lund kommer ett stickprov att tas i varje in- och utlopp i samband med regntillfällena. I dammen belägen i Dalby kommer en automatisk provtagare (ISCO flyttbara provtagare inställd på tidsbaserad provtagning) att placeras vid in- och utloppet. Dessa provtagare kommer att samla upp vatten under hela regntillfället.

Slutsatser: Eftersom ekonomin var begränsad är det tyvärr inte möjligt att få helt tillförlitliga resultat. Försiktighet måste vidtagas vid analys av resultaten eftersom stickprov kan ge missvisande resultat. Resultaten visade dock tydligt på att dammen i Dalby och dammen vid Ericsson fungerade bäst som föroreningsfälla utav de fyra dammarna. I stort sett alla halter hade minskat från in- till utlopp. Dammen vid Östervångskolan hade sämst resultat. Detta beror sannolikt på att dammen är mycket gammal och är i stort behov av bortförsel av sediment. Dessutom har denna damm två stycken fontäner, som är utplacerade för att syresätta vattnet, vilka möjligtvis hjälper till att resuspendera sedimentet. Dammen vid Nova Lund köpcenter är mycket liten vilket säkerligen är anledningen till att resultaten visar på att denna damm ej fungerar optimalt.

Nyckelord: Dagvatten, dagvattendammar, föroreningar, näringsämnen, metaller, upptag, Lund, reduktion, suspenderat material, susphalter, avrinningsytor.

Summary

- Title:** Reduction of contaminants in storm water ponds in the municipality of Lund.
- Author:** Charlotta Tønning
- Supervisor:** Annette Semadeni Davies
Division of Water Resources Engineering
- Problem:** When it is raining or snow is falling the precipitation will bring contaminants from the air. Then the water will flow over roads, roofs and other hard surfaces and the concentration of contaminants will increase. This water is called storm water. The storm water often flows without being purified in to lakes and water courses. The contaminants in the storm water run the risk of causing acute or long-term problems.
- Aim:** The municipality of Lund has begun to realise the problems and that it is important to work for a better storm water quality. They are investing in constructing new storm water ponds in the purpose of reducing the flow and contaminants in the water. The aim of this thesis is to investigate if four storm water ponds in Lund have the ability to trap contaminants in the storm water.
- Method:** Four different storm water ponds situated in the municipality of Lund is chosen, together with the municipality of Lund, with regard to age and size of the ponds together with which type of runoff area the pond is situated in. Water samples are taken on the incoming and the outgoing water in the four different ponds. Water samples are taken in five different rain periods, with different intensity and previous dry periods. The samples will be analysed with respect to metals, nutrients and suspended solids. In the three ponds situated in Lund grab tests will be taken in each in- and outlet in connection with the five different rain periods. Two automatic samplers will be placed by the pond in Dalby. One by the inlet and one by the outlet. These samplers will collect water through the whole rain event.
- Conclusions:** Because of the tight economy it wasn't possible to get totally trustable results. Care has to be taken when the results are analysed because grab tests can give misleading results. Although the results showed that the pond in Dalby and the one by Ericsson was best in reducing contaminants. Almost all concentrations had reduced from in- to the outlet. The pond by the school had the

worst results. This is probably because the pond is very old and is in a need of sediment removal. In addition this pond has got two fountains with the purpose of oxygenise the water which probably helps the sediment to resuspendate. The pond next to Nova Lund shopping centre is very small which probably is the reason for the results showing that the pond is not working optimal.

Keywords: Storm water, ponds, contaminants, nutrients, metals, Lund, reduction, trap

Förord

Detta examensarbete har utförts vid institutionen för teknisk vattenresurslära, LTH, under perioden februari 2005 – juli 2006 på uppdrag av Lunds kommun. I rapporten undersöks fyra dagvattendammars förmåga att uppta föroreningar i dagvattnet i Lunds kommun. Dessutom utförs en litteraturstudie över hur dagvattendammar bör utformas på bästa sätt.

Jag vill framföra ett stort tack till min handledare, Annette Semadeni–Davies, Teknisk Vattenresurslära, LTH, för all hjälp. Jag tror inte att detta examensarbete någonsin skulle bli färdigt utan din gästfrihet i ditt hem. Tack även till Tekniska Förvaltningen som gjorde detta möjligt genom att bistå med ekonomiska resurser men framförallt tack till Maria Nitare, Magnus Ek och Camilla Johansson för hjälp med bl a kartmaterial. På laboratoriet på reningsverket i Lund vill jag tacka Ann-Marie Henriksson och Laila Gunnarsson för all hjälp med analyser av provvatten.

Sist men inte minst vill jag tacka min pappa för all hjälp med insamling av provvatten, vaktning av provtagaren i Dalby och teknisk support när jag inte hade möjligheten själv på grund av arbete.

Malmö, juni 2006

Charlotta Tønning

Innehållsförteckning

Förord.....	X
1. Inledning.....	- 1 -
1.1. Bakgrund	- 1 -
1.2. Syfte	- 1 -
1.3. Metod.....	- 2 -
1.4. Begränsningar	- 2 -
2. Dagvatten.....	- 3 -
2.1. Urbaniseringen	- 3 -
2.2. Dagvattnets föroreningar	- 6 -
2.3. Föroreningskällor	- 6 -
2.4. Dagvattnets sammansättning	- 9 -
2.4.1. Beskrivning av föroreningar	- 9 -
2.4.2. Dagvattnets sammansättning från olika områden	- 12 -
2.4.3. Dagvatten från bostäder (generellt), takytor, trafikytor och parkeringsytor.....	- 12 -
2.4.4. Jämförelse av dagvatten med renat avloppsvatten och dricksvatten.....	- 13 -
2.5. Dagvattenföroreningarnas påverkan på ekosystemet.....	- 16 -
2.5.1. Dagvattnets påverkan på mark	- 17 -
2.5.2. Dagvattnets påverkan på grundvattnet.....	- 18 -
2.5.3. Dagvattnets påverkan på sjöar och vattendrag.....	- 18 -
2.6. Omhändertagande och rening av dagvatten.....	- 20 -
2.6.1. Konventionella metoder.....	- 20 -
2.6.2. Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD).....	- 21 -
3. Dagvattendammar	- 23 -
3.1. Ekonomiska faktorer	- 23 -
3.2. Läge och placering	- 23 -
3.3. Utformning o funktion.....	- 24 -

3.4.	In- och utlopp.....	- 25 -
3.5.	Strandlinje, släntlutning och vegetation	- 25 -
3.6.	Underhåll	- 25 -
3.7.	Fördelar och nackdelar	- 26 -
3.8.	Reningseffektivitet	- 27 -
3.9.	Livslängd	- 27 -
3.10.	Sociala faktorer	- 27 -
4.	Områdesbeskrivning	- 29 -
4.1.	Dagvatten i Lund.....	- 29 -
4.1.1.	Höje å.....	- 29 -
4.2.	Beskrivning av dagvattendammarna	- 30 -
4.2.1.	Nova Lund.....	- 30 -
4.2.2.	Östervångskolan	- 31 -
4.2.3.	Ericsson.....	- 33 -
4.2.4.	Dalby.....	- 35 -
5.	Utförande.....	- 39 -
5.1.	Tidsperiod	- 39 -
5.2.	”Event mean concentration”, medelkoncentration av en regnhändelse.....	- 39 -
5.2.1.	Stickprov	- 40 -
5.2.2.	Sammansatta prover	- 40 -
5.3.	Provtagningstillfällen	- 42 -
5.4.	Provtagning och analys.....	- 42 -
6.	Resultat.....	- 45 -
7.	Diskussion	- 83 -
8.	Slutsats	- 87 -
	Källförteckning.....	- 89 -

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Med dagvatten menas det vatten som efter nederbörd i form av regn eller snö rinner av hårdgjorda ytor, såsom gator, tak eller andra hårda ytor, i urbana områden. En viss del av detta vatten avdunstar eller infiltreras i marken.

Dagvattnets reningsbehov skiljer sig från det för avloppsvatten och behöver inte genomgå lika många processer samtidigt som det ur dimensioneringssynpunkt för reningsverken är önskvärt att undvika de höga flödestoppar som uppstår till följd av kraftiga regn.

Vatten från nederbörd samlas i bebyggda områden normalt upp i slutna ledningar. På så sätt kan vattnet forslas bort så snabbt som möjligt från bebyggelsen. Idag är duplikatsystemet dominerande och är uppbyggt så att spillvatten avleds i en ledning och dagvatten i en annan. Oftast leds dagvattnet från dessa ledningar direkt till recipienten som då belastas med höga föroreningshalter. Leds dagvattnet istället via det kombinerade systemet, där dagvatten och spillvatten avleds i en gemensam ledning, till avloppsreningsverk kommer vid för höga flöden orenat avloppsvatten att bräddas till recipienten. Sammansättningen och därmed reningsbehovet på dagvatten varierar med avrinningsområdets karaktär och användning. Hur mycket vatten som behöver avledas är beroende av nederbördens intensitet och varaktighet, markegenskaper och topografi samt avrinningsområdets storlek.

Det är viktigt att mängden föroreningar som slutligen når recipienten minskas och att flödet utjämnas för att motverka dämning och översvämning uppströms recipienten.

Det finns idag ett antal metoder för att ta hand om dagvatten. Ett sätt att reducera föroreningarna och fördröja flödet är att anlägga dagvattendammar. Andra exempel på reningsmetoder är infiltrationsanläggningar där vattnet magasineras under en kort period för att sedan filtreras genom marken, eller våtmarker där föroreningar kan upptas av växter, sedimenteras eller genomgå mikrobiell nedbrytning. I detta arbete kommer endast dagvattendammar och fördröjningsmagasin att tas upp.

Utjämningsmagasin i form av öppna dammar är något som har fått större utbredning under de senaste åren och som sannolikt kommer att användas betydligt mer i framtiden. En damm fungerar inte bara som flödesutjämnare och vattenrenare utan ger samtidigt ett estetiskt bidrag till närmiljön. Förbättrad vattenkvalitet är främst ett resultat av sedimentering av partikulärt material samt biologisk reduktion eller denitrifiering av närsalter.

1.2. Syfte

Lunds kommun har insett att det är viktigt att jobba för en bättre dagvattenkvalitet. Kommunen satsar på byggnation av dagvattendammar för att få ner de höga flödestopparna som uppstår på reningsverket vid intensiva regn samt på reduktion av

föroreningar i detta vatten. För att få en uppfattning om hur dammarna i Lund fungerar med avseende på att ta upp föroreningar blev jag tillfrågad av Tekniska Förvaltningen på Lunds kommun att studera några av dagvattendammarna inom Lunds kommun.

Syftet med detta arbete är att undersöka om fyra utvalda dagvattendammar i Lund har förmågan att uppta föroreningar som kommer med dagvattnet. Utifrån resultat av provtagningen kommer avskiljningsförmågan i de olika dammarna att studeras. Intressant är att undersöka om ålder, storlek eller utformning på dammen verkar vara avgörande för upptaget. Samt i vilken grad föregående torrperioder, regnintensitet och avrinningsområde påverkar. En litteraturstudie kommer att utföras för att ta reda på hur en damm bör utformas på bästa sätt.

1.3. Metod

Fyra olika dagvattendammar belägna i Lunds kommun väljs ut, tillsammans med Lunds kommun, med hänsyn tagen till ålder och storlek på dammarna samt i vilken typ av avrinningsområde dammen befinner sig. Vattenprover tas på inkommande och utgående dagvatten i de fyra olika dagvattendammarna. Vattenprover tas vid fem olika regntillfällen, med olika intensitet och föregående torrperioder, för att sedan analyseras på laboratoriet vid Källby avloppsreningsverk i Lund. En del prover kommer att skickas iväg för analys av metaller. I de tre dammarna belägna i Lund kommer ett stickprov att tas i varje in- och utlopp i samband med regntillfällena. I dammen belägen i Dalby kommer två automatiska provtagare (ISCO flyttbara provtagare inställd på tidsbaserad provtagning) att placeras vid in- respektive utloppet. Dessa provtagare kommer att samla upp vatten under hela regntillfället.

1.4. Begränsningar

För att en undersökning av dagvattnets sammansättning skall ge trovärdiga resultat bör undersökningen ske under lång tid, dagvattnet och nederbörden mäts kontinuerligt och proven tas flödesstyrda (eller tidsstyrda utan att slås ihop till ett samlingsprov).

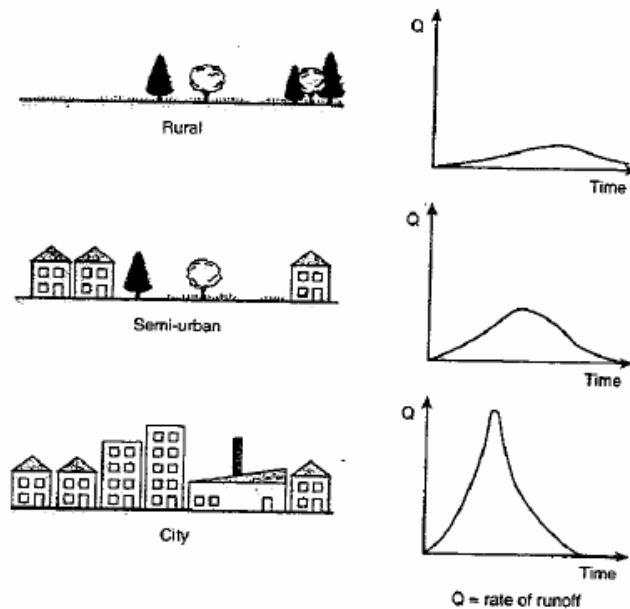
Då resurserna är begränsade måste antal prov hållas nere. Detta på grund av de höga kostnaderna för metallanalyser. Eftersom examensarbetet är tidsbegränsat kommer provtagningen att utföras under sommarmånaderna. Stickprov kommer att tas i tre utav de fyra dammarna då det endast finns tillgång till två stycken automatiska provtagare. Då dammen i Dalby ligger relativt ostört samt att det endast finns ett ut- och inlopp kommer de automatiska provtagarna att placeras vid denna damm.

Då ingen flödesmätare finns tillgänglig kommer flödesstyrda prover ej att kunna tas. Detta betyder att medelvärdeskoncentrationer av föroreningarna över hela regnhändelsen inte kommer att kunna beräknas på ett riktigt sätt samt att man kan gå miste om de föroreningar som kommer med den första avvattnade volymen vatten.

2. Dagvatten

2.1. Urbaniseringen

Utbyggnad av nya bostads och industriområden och förtätning av befintliga områden gör att mängden hårdgjorda ytor i samhället ständigt ökar. Detta för med sig att dagvattnet inte filtreras ner i marken i samma utsträckning som förr. Nederbördsvattnet rinner istället av från området ner i ledningarna under mark. Avrinningen sker även snabbare än tidigare och flödestopparna blir betydligt större. Situationen illustreras schematiskt i följande figur:



Figur 2.1: Illustration av hur urbaniseringen minskar uppehållstiden och ökar flödestopparna (från Butler & Davies, 2000).

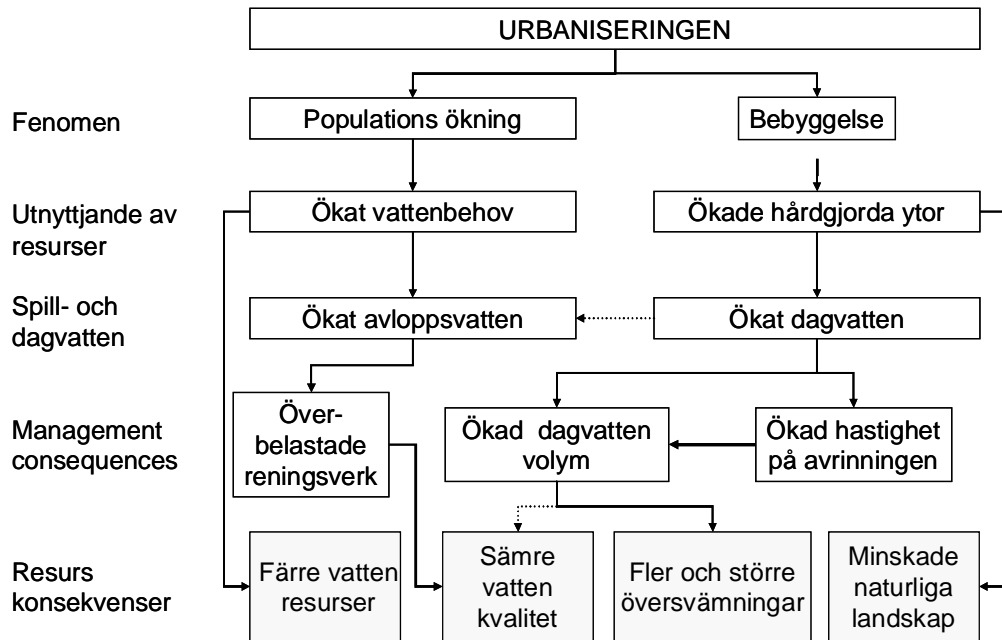
Urbaniseringen påverkar hela den hydrologiska cykeln genom att skada de lokala vattenresurserna (se figur 2.2). Populationstillväxten går hand i hand med nybyggnationen och förändrar vattnets väg genom avrinningsområdet. Borttagning av vegetation, ökning av hårdgjorda ytor samt dränering genom nedgrävda rör leder till hydrografer karakteriserade av höga flödestoppar och snabb respons även för mindre regnhändelser.

Av tradition har man alltid strävat efter att leda bort dagvattnet från bebyggda områden så snabbt som möjligt. Detta sker genom att avrinningen från takytor och andra hårdgjorda ytor samlas upp i rörledningar som ansluts direkt till kommunens avloppsnet. Sammansättningen och därmed reningsbehovet på dagvatten varierar med

avrinningsområdets karaktär och användning. Före 1950 byggdes avloppssystemen med gemensamma ledningar för spill- och dagvatten, sk kombinerat system. Efter 1960 har i stort sett endast skilda ledningar byggts, sk duplikatsystem. Idag har därför ofta de större städerna kombinerat system i de äldre centrala delarna och duplikatsystem i ytterområdena.

När våra tätorter växer tillförs ledningssystemen allt mer dagvatten. Risken är då att ledningarnas kapacitet överskrids vilket redan idag är ett problem i våra större städer. Vid kraftiga regn kan man få tillfälliga överbelastningar av avloppssystemet. I de områden där man har kombinerat system kan dessa överbelastningar i värsta fall resultera i upptryckning av avloppsvatten i lågt liggande källare. Andra negativa påföljder av de ökade belastningarna är att utsläpp av obehandlat avloppsvatten sker från kombinerade avloppsledningar, samt att reningen vid våra avloppsverk försämras (Stahre, 2004).

För att komma tillrätta med problemen med överbelastade avloppssystem måste åtgärder sättas in för att förbättra avrinningsförhållandena. Den traditionella lösningen på problemen har varit att öka ledningsnätets transportförmåga till exempel genom att bygga om de kombinerade avloppssystemen till duplikatsystem eller att bygga in magasinolymer i ledningsnätet för tillfällig fördröjning av flödestoppar i avrinningen. Dessa lösningar är dock ofta mycket kostsamma samt tar ganska lång tid innan de ger full effekt. Som ett alternativ till att bygga om ledningsnätet för ökad kapacitet, har många kommuner under det senaste decenniet börjat utnyttja olika former av lokal fördröjning av dagvattnet innan det når ledningsnätet. Denna typ av lösningar är i allmänhet mindre kostnadskrävande än åtgärder som går ut på att öka ledningssystemets kapacitet (Stahre 2004).



Figur 2.2: Urbaniseringens påverkan på lokala vattenresurser (av W Shilling, modifierad av Semadeni Davies)

2.2. Dagvattnets föroreningar

Dagvatten uppvisar en mängd olika föroreningar av varierande koncentrationer. De föroreningar som är vanligast när det gäller dagvatten är suspenderat material, syreförbrukande ämnen, näringsämnen och tungmetaller. Dagvattnets föroreningsinnehåll varierar kraftigt och beror bland annat av avrinningsområdets storlek och markanvändning, regnintensiteten och hur lång tid som förflutit sedan det senaste nederbördstillfället. Kunskap om dagvattnets sammansättning är viktigt för att kunna bedöma dess inverkan på recipienter och för att kunna vidta lämpliga reningsåtgärder (Almgren & Johansson, 1996).

Föroreningsmängderna per månad kan vara störst under hösten och vintern (Viklander, 1997), men de högsta halterna uppmäts under häftiga sommarregn då det ofta är torrt långa perioder innan nederbörden kommer och föroreningarna har hunnit ackumulera sig i marken. Under ett år med normala nederbördsförhållanden kan man under sommarhalvåret räkna med att den mest förorenade avrinningen har ca tre gånger så höga föroreningshalter än en genomsnittlig avrinning. Föroreningshalterna varierar även med regnintensiteten. Generellt gäller att ett regn med hög intensitet ger högre föroreningshalter än ett regn med låg intensitet. På engelska talar man om ordet "first flush" – effekt som innebär att halterna i den initiella avrinningen är flera gånger högre än i slutet av avrinningen. Det är självklart av stor betydelse vilket område som avvattnas. Ett vältrafikerat område ger självklart högre föroreningshalter i dagvattnet än ett villakvarter. Den värsta vattenkvaliteten uppnås oftast nära vältrafikerade vägar i samband med ett intensivt regn efter en lång torrperiod. I snö ackumuleras föroreningar och därför kan vid snösmältning kraftigt förhöjda halter uppmäts i dagvatten (Malmqvist et al, 1994).

2.3. Föroreningskällor

Föroreningsinnehållet kan variera mycket inom samma avrinningsområde. De största föroreningskällorna är (Johansson, 1997):

- atmosfäriskt nedfall
- trafik (största källan i Sverige)
- korrosion av galvaniserat stål och tak.
- spillning från fåglar och husdjur

Trafikerade områden ger ofta upphov till höga halter av suspenderade ämnen och bly medan industriområden kan uppvisa höga halter av zink och fosfor. Starkt trafikerade områden innehåller i allmänhet de högsta föroreningskoncentrationerna. Från atmosfären kommer till stor del kväve och zink. Fosfor kommer även till stora delar från atmosfären men även från djurspillning. Tabellen nedan visar exempel på i vilken grad olika föroreningar härstammar från olika källor.

Tabell 2-1: Föroreningskällornas relativa betydelse för föroreningshalterna i dagvatten (enligt skalan dominerande - stor- någon - liten). Avser dagvatten från större, sammansatta områden (Malmqvist et al, 1994).

Källa	Kväve	Fosfor	Bly	Zink	Koppar
Trafik	någon	liten	dominant	någon	någon
Korrosion, erosion	liten	någon	liten	stor	dominant
Regn, stoftnedfall	stor	någon	någon	stor	någon
Lokala aktiviteter T ex industrier	någon	stor	liten	liten	liten



Figur 2.3: Exempel på källor och dess föroreningar.

2.4. Dagvattnets sammansättning

Dagvatten innehåller näringsämnen och även en mångfald giftiga substanser och tungmetaller. Dagvatten från de bebyggda delarna av samhället och från vägnätet utgör därmed en av de största källorna till miljöbelastning på sjöar och vattendrag. Dagvattnets kända miljöeffekter utgör en påtaglig risk för levande organismer i vattenmiljön och äventyrar vattenkvaliteten.

2.4.1. Beskrivning av föroreningar

Nedan följer beskrivning av de föroreningar som analyserats i detta arbete:

Suspenderat fast material (SS)

Suspenderat material är de fasta partiklar som ej tränger igenom ett filter med porvidden 1 µm. Det suspenderade materialet fungerar som bärare av många olika föroreningar. SS utgörs både av oorganiska och organiska partiklar (Lindmark & Lundberg, 1994). Dessa partiklar sedimenterar relativt snabbt i stillastående vatten men kan förekomma i varierande mängd i rinnande vatten. Halterna varierar kraftigt beroende på sammansättningen av avrinningsområdet och på regnets intensitet. Områden med nyexploatering bidrar med höga halter av suspenderat material på grund av schaktarbeten och tunga maskiner (Malmqvist et al, 1994). SS kan avskiljas från dagvattnet genom sedimentation, filtrering och adsorption i porösa material (Johansson 1997). Vinterdäck med dubbar kan förstöra vägarna vilket för med sig ökade mängder sediment i dagvattnet. I Sverige används idag ofta grus istället för salt för halkbekämpning vilket även medverkar till att öka sedimenthalterna.

Tungmetaller

Många av de föroreningar som hotar miljön kan på olika sätt oskadliggöras. Miljöpåverkande metaller däremot kan inte brytas ned till oskadliga ämnen. Tungmetallerna innefattar de metalliska grundämnena med atomnummer 21 till 84. Den grupp tungmetaller som man hyser mest oro för är kvicksilver (Hg), kadmium (Cd) samt bly (Pb). I andra hand kommer en grupp som innehåller krom (Cr), zink (Zn), koppar (Cu), arsenik (As) och nickel (Ni). Alla dessa ämnen har och har haft stor betydelse i industriella sammanhang. Utsläppen har dock minskats väsentligt och medvetenheten om metallernas skadliga effekter i biosfären ökar. Kunskapen om hur metallerna sprider sig i miljön förbättras. Många spridningskällor har avvecklats (farliga batterier, bly i bensin mm) och halterna av kvicksilver i fisk minskar långsamt (Warfvinge, 1997).

Tungmetaller är främst bundna till partiklar vilket gör att sedimentation är en effektiv metallfälla (Lindmark & Lundberg, 1994). Det finns dock även vattenlösliga metaller som förekommer som fria joner och är då skadliga för växter och djur. Metallernas negativa effekter på människan beror främst på att metallerna binds till svavelgrupper på proteiner som verkar som katalysatorer i biokemiska reaktionssystem, så kallade enzymer. Bindningen till tungmetaller förändrar enzymernas rymdstruktur,

vilket kan leda till att deras förmåga att katalysera specifika biokemiska reaktioner minskar eller upphör helt. Alternativt kan enzymen börja katalysera felaktiga kemiska reaktioner (Warfvinge, 1997). Nedan följer några av de vanligaste tungmetallerna i dagvatten och deras föroreningskälla (Malmqvist et al, 1994 & Warfvinge, 1997).

Bly (Pb)	Trafikytor (bensin), atmosfäriskt nedfall. Bly ger allvarliga toxiska effekter på människor och djur. Kan ge utvecklingsstörningar hos barn.
Koppar (Cu)	Takytor, korrosion av byggnadsmaterial, atmosfäriskt nedfall och trafikytor.
Zink (Zn)	Atmosfäriskt nedfall, trafikytor, korrosion av byggnadsmaterial, stuprör, lyktstolpar, vägsalt, galvaniserade ytor som bilkarosser, takplåt, hängrännor.
Kadmium (Cd)	Nickel-kadmiumbatterier, plaster, färgämne, ytbehandling, nedfall ur luften, används som skyddande överdrag på stål och legeringar med låg smältpunkt, korrosionsprodukt. Kadmium tas lätt upp utav växter och ackumuleras i människor. Kan skada njurarna hos människor med allvarliga skadeverkningar som följd. T ex kan kroppens förmåga att hålla kvar kalcium minska vilket leder till allvarlig, plågsam försvagning av skelettet.
Kvicksilver (Hg)	Kasserade termometrar, batterier, industriutsläpp. Kvicksilver har en förmåga att klättra i näringskedjan och till slut ackumuleras i människors hjärnor och störa livsviktiga funktioner såsom: syn, hörsel och motorik. Kan även orsaka grava utvecklingsstörningar hos barn.
Krom (Cr)	Däckslitage-dubbar, korrosion av bildelar, ytbehandlande industrier.
Nickel (Ni)	Ytbehandlande industrier, produkt av förbränning av fossila bränslen.

Järn (Fe)

Näringsämnen

Kväve och fosfor är viktiga växtnäringsämnen, som kan orsaka övergödning i vatten om koncentrationerna blir för höga. Den ökade tillförseln av näringsämnen kommer framförallt från jordbruket där man använder gödningsmedel (Larm, 1994). I städerna kommer näringsämnena från rester från trädgårdar och parker, från ren nedskräpning och från de djur som trots allt lever i tätortsmiljöerna.

Fosfor	Fosfor förekommer i naturvatten som löst oorganiskt fosfor, löst organiskt bundet fosfor samt partikulärt bundet, oorganiskt eller organiskt fosfor. Summan av dessa olika fosforföreningar kallas totalfosfor (Johansson, 1997). I dammar finns två förlopp som minskar fosformängden i vattnet, det ena är assimilation där växter och alger kan ta upp fosfor och använda det som näringsämne. Ju fler växter som finns i dammen desto större upptag vilket medför att fosfor assimileras mest under vår och sommar medan den står i stort sett stilla under vintertid. Det andra förloppet för fosfor är sedimentation av fosfor som är bunden till små partiklar. Vid syrebrist kan fosfor lösas ut i vattnet igen. Denna process fungerar väl året runt (Broberg et al, 2002).
Kväve	Kväve förekommer naturligt i vatten i många former, löst kvävgas (N_2), nitrat (NO_3), nitrit (NO_2), ammonium (NH_4) och organiskt bundet kväve. Då organiskt material bryts ned frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium. Vid aeroba förhållande nitrifierar bakterier ammonium till nitrat. Då tillgången på syre är dålig bildas istället nitrit vilket är giftigt för flertalet organismer. Vid anaeroba (fritt från syre) förhållanden utnyttjar några bakterier syret i nitrat, och ibland även i nitrit, och dessa ämnen omvandlas då till kvävgas som avgår till luften. Ett växtupptag av ammonium och nitrat sker också i dammen om växter etablerat sig. Upptaget regleras av årstiden och reduktionen av kväve sker mest på sommaren och är som lägst på vintern. Sedimenteringen av kväve beror på vattnets hastighet. Om flödet är för högt åker kvävet rakt igenom dammen. Turbulens som uppstår på grund av vind kan göra att sedimenteringen inte sker på ett tillfredsställande sätt. Sedimenteringen är däremot oberoende av årstiderna.

Dagvattnets pH-värde

Dagvatten är i allmänhet neutralt, typiska pH-värden ligger i intervallet 6.0-7.2. Regnvatten däremot har en dokumenterad surhet. Skillnaden i surhetsgrad torde bero på att regnvatten har en låg buffertkapacitet, vilket medför att pH lätt förändras genom transporter över mark och genom ledningar (Almgren & Johansson, 1996).

2.4.2. Dagvattnets sammansättning från olika områden

Föroreningsinnehållet kan variera avsevärt inom samma avrinningsområde. Sammansättningen av föroreningar från det vatten som runnit över trafikerade vägar skiljer sig från det vatten som runnit över grönytor. Trafikområden har ofta höga halter av SS och bly, medan industriområden kan uppvisa höga halter av t ex zink och totalfosfor. Dagvattnet från hårt trafikerade ytor innehåller i allmänhet de högsta föroreningskoncentrationerna (Larm, 1994). Nedan följer en beskrivning av det dagvatten och dess ämnen som kommer från liknande ytor som de som studeras i detta arbete.

2.4.3. Dagvatten från bostäder (generellt), takytor, trafikytor och parkeringsytor

Dagvatten från bostadsområden innehåller generellt sett relativt låga halter COD, SS och zink jämfört med andra urbana områden (Larm, 1994).

Dagvatten från takytor är oftast klart, utan färg och har generellt relativt låga föroreningshalter. Dagvattnets pH ligger på den sura sidan. Beroende på takmaterial kan innehållet av zink och koppar vara stort till mycket stort. Takvattnets metallinnehåll beror, förutom av byggnadsmaterialen, på luftens och regnets korrosiva egenskaper, dvs. närheten till havet, stora städer eller luftförorenade industrier. Halten av syreförbrukande ämnen samt bly är beroende av takets höjd över markytan samt trafikintensiteten. Takvattnets bakterieinnehåll kan vara högt på grund av fågelspillning (Malmqvist et al, 1994).

Dagvatten från asfalterade ytor är ofta grumligt med grå-svart färg. Partikelinnehållet är högt och pH-värdet ligger nära neutralpunkten. Föroreningsgraden är mycket beroende av trafikintensiteten men även icke-trafikerade asfaltytor som gångvägar ger sitt bidrag i form av nedbrytning av asfalt, stoftnedfall och förorenat regn. Föroreningskällorna är exempelvis avgaser, erosion av vägbana och däck, oljeläckage och korrosion. Från avgaser kommer bly (minskat betydligt sedan införandet av blyfri bensin i Sverige år 1995), kolväten och kväveoxider; från asfalt och däck kommer kolväten och tungmetaller. Innehållet av närsalter, koppar och zink är ungefär lika stort som för bostadsområden. Parkeringsytor innehåller höga halter oljor.

I Tabell 2-2 visas variationsområden för några av de ämnen som analyserats i detta arbete. För vissa områdestyper finns ej värden på några av föroreningarna (Malmqvist et al, 1994).

Tabell 2-2: Föroreningskoncentrationer från olika områdestyper (Malmqvist et al, 1994).

Dagvatteninnehåll	Bostäder (villaområden) [mg/l]	Taktytor [mg/l]	Trafiktytor (vägar/gator) [mg/l]	Parkeringsytor [mg/l]
Tot-N	1,0-2,0	Inget värde	1,5-2,5	Inget värde
Tot-P	0,2-0,6	Inget värde	0,2-2,5	Inget värde
Bly	0,03-0,17	0,01-0,1	0,05-0,52	0,03-0,3
Koppar	0,014-0,1	0,01-1	0,02-0,1	0,03-0,1
Zink	0,07-0,3	0,05-1	0,15-0,6	0,1-0,4
Järn	1,7	Inget värde	Inget värde	Inget värde
Nickel	0,011	Inget värde	0,057	Inget värde
SS	50-150	5,0-50	300-600	20-150

Snö har en förmåga att ackumulera föroreningar under vintern vilka sedan frigörs då snön smälter. Metallkoncentrationen under vintern kan dessutom vara högre än på sommaren på grund av att slitning av dubbdäck (Zn, Cd), ökade avgaser (Cr, Zn, Al, Fe) och minskad motoreffektivitet (Sedemani – Davies, 2006).

2.4.4. Jämförelse av dagvatten med renat avloppsvatten och dricksvatten

En jämförelse mellan föroreningshalter i dagvatten och i utgående vatten från avloppsreningsverk är intressant eftersom båda tillförs recipienter. Dagvatten har generellt mycket högre halter tungmetaller och suspenderade ämnen (SS) än utgående avloppsvatten medan halterna kväve och fosfor är lägre i dagvatten (Almgren & Johansson, 1996). Blyinnehållet i dagvatten är betydligt större än i avloppsvatten (Malmqvist et al, 1994). I Lunds kommuns miljörapport från år 2004 finns tabeller över föroreningsmängd i utgående avloppsvatten från reningsverket i Lund.

Eftersom föroreningsinnehållet i dagvatten varierar beroende på vilken typ av yta det kommer ifrån bör generella värden på dagvatteninnehåll användas med försiktighet.

Hur man bedömer vattnets kvalitet varierar från region till region. I detta arbete används Stockholm Vattens och US EPA:s kriterier för att kunna jämföra arbetets analyserade värden med scablonvärden. Stockholm Vattens kriterier för dagvattenkvalitet (tabell 2-4, Bennerstedt 1999; Aldheimer & Bennerstedt 2003) är baserade på Naturvårdsverkets riktlinjer för sött ytvatten (Naturvårdsverket 1999), (Semadeni-Davies, 2004).

Tabell 2-3: Föreningar i utgående avloppsvatten från VA-verket Lunds kommun. År 2004 (Lunds kommun, 2005).

Föreningar	Medel- värde mg/l	Max-värde mg/l
Tot-N	8,7	15
Tot-P	0,14	0,39
Cd	0*	0*
Cu	0,0051	0,026
Cr	0*	0*
Pb	0,000069	0,00083
Ni	0,0013	0,0023
Zn	0,033	0,27
Hg	0*	0*

*Halter under rapporteringsgränsen.

Kommentarer: Halter under rapporteringsgränsen är beräknade som värdet 0 i medelvärdet. Augusti månad har ett mycket starkt avvikande värde på zink.

Tabell 2-4: Dagvattenklassificering efter valda föroreningar (enligt Aldheimer & Bennerstedt 2003).

Föroreningar	Låg	Hög
TSS mg/l	<50	>175
Tot-N µg/l	<1250	>5000
Tot-P µg/l	<100	>200
Cd µg/l	<0,3	>1,5
Cu µg/l	<9	>45
Cr µg/l	<15	>75
Pb µg/l	<3	>15
Ni µg/l	<45	>225
Zn µg/l	<60	>300

Tabell 2-5: US EPA (2002a) klassificering efter koncentrationen av valda metaller i sötvatten. *Hårdheten antas vara 100 mg/l CaCO₃.

Föroreningar	Kroniska (4-dagar)	Akuta (1-timme)
Cd* µg/l	0,25	2
Cu* µg/l	9	13
Cr µg/l	11	16
Pb* µg/l	2,5	65
Hg µg/l	0,77	1,4
Ni* µg/l	52	470
Zn* µg/l	110	120

US EPA (1986, uppdaterad 2002) har en mer omfattande plan för klassificering av vattenkvalitet. Tabell 2-5 visar kriterierna för ett urval metaller och relaterar till den

genomsnittliga koncentrationen över en viss period. Kroniska förhållanden innebär att tröskelkoncentrationen överskrids kontinuerligt under en tid av vanligen fyra dagar. Akuta förhållanden avser högre koncentrationer men med skadetiden begränsad till en timme. För båda fallen gäller att om kriterierna överskrids mer än en gång på tre år kan det finnas risk för att vattensystemet skadas (US EPA, 1986, citerat i Semadeni-Davies, 2004).

Inom Lunds kommun har VA-verket bestämda varningsvärden för industrier och andra yrkesmässiga verksamheter då de kopplar sitt processvatten till spillvattnet. Metallhalterna i tabell 2-6 gäller som varningsvärden i Lunds kommun.

Tabell 2-6: VA-verkets varningsvärden för verksamheter i Lunds kommun.

Metaller	mg/L
Bly	0,01
Kadmium	0,0002
Koppar	0,2
Krom	0,01
Kvicksilver	0,0002
Nickel	0,02
Zink	0,1

2.5. Dagvattenföroreningarnas påverkan på ekosystemet

Det är inte bara närsalterna kväve och fosfor som är ett problem när det gäller urbant dagvatten. Ett större, mer komplext och därmed svåröverskådligt problem är att dagvatten även innehåller andra ämnen som tungmetaller, kemiska bekämpningsmedel, petroleumrester och andra giftiga organiska föreningar eller ämnen. En del av föroreningarna elimineras i kemiska processer eller genom påverkan av mikroorganismer medan andra förs vidare i vattensystemen och lagras in i sediment eller tas upp direkt eller indirekt av växter och djur i ekosystemet och till slut av människor. Förutom att miljögifter via dagvatten långsamt och smygande sprids i hela ekosystemet kan effekterna lokalt snabbt bli allvarliga och leda till syrebrist och fiskdöd samt försvåra möjligheterna att bibehålla bra kvalitet på dricksvattnet.

En stor del av det dagvatten som uppstår infiltreras genom jordlager ned till grundvattnet och bidrar därmed till grundvattenbildningen. Infiltrationen innebär att vissa föroreningar till viss del fastnar eller filtreras bort i de lösa jordlagren medan en

del följer med till grundvattnet. De föroreningar som följer med till grundvattnet är främst föroreningar och ämnen som förekommer i löst form i dagvattnet som t ex tungmetaller och kväve i nitratform. Ökande halter av föroreningar som tillförs grundvattnet kommer på sikt att äventyra våra grundvattenreservoarer (Uppland Väsby kommun et al, 2001).

2.5.1. Dagvattnets påverkan på mark

Då dagvatten infiltreras i marken fastläggs huvuddelen av de föroreningar som är knutna till suspenderat material i det övre markskiktet. Man kan säga att marken fungerar som ett reningsfilter. Hur väl detta filter fungerar beror till stor del på dagvattnets uppehållstid i marken. Reningseffekten i marken uppnås genom adsorption och jonbyte eller genom mikrobiologisk nedbrytning. Hur marken påverkas beror på det existerande ekosystemet, grundvattennivån, jordens karakteristik och vegetation (Larm, 1994).

De föroreningar som huvudsakligen orsakar problem är (Westlin, 2004):

- Svavel- och kväveföreningar
- Vägsalt
- Olja
- Tungmetaller

Svavel- och kväveföreningar kan orsaka försämrad växtlighet på grund av deras försurande egenskaper (Westlin, 2004).

Under vinterhalvåret tillförs stora mängder salt på våra vägar. I höga koncentrationer är natrium- och kloridjonerna giftiga för växterna. Natrium kan även frigöra humus och lerkolloider vilket i sin tur innebär att tungmetaller och PAH (polyaromatiska kolväten) kan frigöras och därmed ledas till grundvattnet (Westlin, 2004). Vid tillförsel av dagvatten som är rikt på anjoner (t ex klorider) kan jonbytesreaktioner på markkolloiderna medföra att väsentliga näringsämnen tvättas ur. Marsalek et al. (1999) har visat att vinter/vår dagvatten från trafikerade områden ofta har sämre kvalitet än dagvattnet på sommaren. Detta tror Marsalek et al. beror på att vägsalt har en förmåga att ändra egenskaperna hos metallerna så att de bli mer lösliga. Semadeni-Davies (2006) har visat att förekomsten av vägsalt i smältvatten har en genomgripande effekt på både kemin och hydrauliken i dagvattendammar.

Kloridhaltiga dagvatten kan även ändra markens kolloidstruktur och orsaka större rörlighet hos markpartiklarna vilket i sin tur kan medföra sättningar i marken (Larm, 1994).

Förutom vägsalt är troligen olja det största problemet. Oljan påverkar växtligheten och kan i värsta fall förstöra marken. Oljeprodukter med låg densitet är mer lättlösliga i marken och ger de allvarligaste skadorna. Oljan kan visserligen brytas ned av mikrober i marken men denna process är relativt långsam.

Beroende på vilket material marken består av binds tungmetaller olika lätt. I lerhaltiga och humusrika jordar binds tungmetallerna i relativt stor grad till marken. Bindningen sker dock ej lika effektivt i grövre material, t ex grus. Tungmetaller är giftigt för såväl mikroorganismer som andra djur i marken. Följden blir minskad nedbrytning av förnamaterial på grund av den minskade enzymaktiviteten. Lösta metaller kan följa med det perkolerade vattnet och förorena grundvattnet (Larm 1994).

2.5.2. Dagvattnets påverkan på grundvattnet

Grundvattnet är för människan en viktig resurs som på grund av sin otillgänglighet är svår att behandla. Därför bedöms eventuella risker för nedsmutsning som extra allvarliga. Ett förorenat grundvatten påverkar i sin tur ytvatten och därmed de akvatiska ekosystemen. Infiltration av starkt förorenat dagvatten kan medföra risk för kvalitetsförsämring hos grundvattnet, speciellt då grundvattenytan ligger nära markytan. De dagvattenföroreningar som främst kan tänkas påverka grundvattnet är:

- Klorider och nitrater
- Olja och fett
- Organiska miljögifter
- Tungmetaller

En stor del av dessa föroreningar är bundna till det suspenderade materialet i dagvattnet och kommer därför till stor del att avskiljas i marken redan innan de når grundvattnet. Det är de lösta föroreningarna som till största del kommer att ta sig till grundvattnet. Detta på grund av att de lösta föroreningarna lättare transporteras genom marken. Organiska föroreningar, speciellt aromatiska kolväten i oljor och bensen, ses ofta som ett större problem än de oorganiska, eftersom de är särskilt rörliga i marken (Larm, 1994). Vad gäller tungmetaller, som kadmium och zink, stiger lösligheten markant med ett sjunkande pH-värde, varför försurningar kan innebära en ökning av metallernas förekomst i grundvattnet (Westlin, 2004).

2.5.3. Dagvattnets påverkan på sjöar och vattendrag

Dagvattnets påverkan på sjöar och vattendrag är beroende av en stor mängd faktorer som gör att effekten på varje enskilt vattendrag är att betrakta som unik. Generellt är mindre sjöar känsliga för förändringar i hydrologin, t ex om dagvatten inom avrinningsområdet skulle ledas till en annan recipient. Sjöar med en stor vattenomsättning har större förmåga att omhänderta föroreningar än en sjö med en liten omsättning (Westlin, 2004). Dagvattnets recipientpåverkan varierar beroende av (Larm, 1994):

- Nederbördens karakteristik (föroreningsinnehåll, pH)
- Avrinningsområdets markanvändning
- Storlek, varaktighet och frekvens av belastningen

- Storlek och typ av recipient
- Ekologiska förändringar

2.5.3.1. De olika föroreningarnas påverkan på sjöar och vattendrag

Det är svårt att kvantifiera storleken av påverkan av en specifik förorening på vissa komponenter i ekosystemet eftersom effekterna av en viss mängd förorening av en viss typ kan vara allvarliga i en situation och mindre allvarliga i en annan. Faktorer som påverkar föroreningarnas toxicitet är t ex pH, syrehalt och temperatur. En förorening kan t ex vara ofarlig då den är ensam men tillsammans med något annat ämne eller i en annan situation kan den vara giftig.

Metaller

Dagvatten innehåller ofta betydligt högre koncentrationer av metaller än recipienten. Dessa metaller genomgår fysikaliska, kemiska och biologiska transformationer då de når ekosystemen. Många metaller är giftiga i små koncentrationer. Skadeverkningarna varierar dock mellan olika vattenmiljöer. Eftersom tungmetaller inte bryts ned lagras de i vävnader vilket leder till att koncentrationen ökar ju högre upp i näringskedjan man kommer. Främst drabbas då arter i näringskedjans topp, bland annat människan. Skadorna kan ta sig många uttryck t ex genetiska skador, förgiftningar och missbildningar. Metallerna bidrar på så vis till att minska den biologiska mångfalden och ändra den ekologiska strukturen (Larm, 1994).

Näringsämnen

Dagvatten för med sig betydande mängder näringsämnen till recipienterna. Allt växt- och djurliv kräver fosfor och kväve för sin tillväxt. Om stora mängder näringsämnen tillförs sjöar och vattendrag ökar den biologiska produktionen vilket på sikt leder till ökad igenväxning. Detta är delvis en naturlig process som pågått sedan sjöarna bildades efter istiden.

När den ökade produktionen av växter och djur faller till botten bryts de ned av syrekrävande organismer. Det kan då uppstå syrebrist. Detta problem är vanligast på vintern då det inte sker någon omblandning av vattnet. Vid syrerika förhållanden hålls fosfor bunden i sedimentet men då det blir brist på syre frigörs fosfor och övergödningen ökar ytterligare.

En vanlig följd av övergödning är återkommande algblomningar i sjöar. Växtplankton förökar sig då kraftigt under en begränsande tid på grund av god tillgång på växtnäring. Vattnet blir grumligt och kan även färgas eller i vissa fall täckas av ansamlingar av flytande växtplankton. De flesta algblomningarna är oftast ofarliga och nödvändiga inslag i den akvatiska miljöns funktion men det förekommer med jämna mellanrum algblomningar som är giftiga för djur och människor. Algbloomningarna hämmar dessutom solinstrålningen och därmed tillväxten längre ned i vattnet.

Övergödning leder till att enstaka arter gynnas på de övrigas bekostnad. När tillförseln av näringsämnen till en sjö ökar trivs till en början de flesta arter. Men tillslut tillväxer både djur- och växtplankton så kraftigt att vattnet blir grumligt. Då börjar planktonätande ”skräpfisk” som mört och braxen att dominera på bekostnad av rovfiskar som gädda och abborre. När mängder av döda plankton sjunker till botten och bryts ned förbrukas en stor del av syret i vattnet. Syrebristen kan slå ut bottendjuret och i en del fall även fisken. Om syret i bottenvattnet försvinner helt bildas istället svavelväte som är giftigt för allt högre liv. För vattenväxter innebär övergödningen en utarmning av mångfalden av arter i både sjöar och hav (Bergström et al, 2001).

Organiskt material

Då organiskt material tillförs recipienten förbrukas syre genom att mikroorganismer bryter ner det organiska materialet. Då syrebrist ger anaeroba förhållanden kan den anaeroba nedbrytningen leda till luktproblem. Det organiska materialet är främst knutet till partiklar vilket innebär att den ökade syreförbrukningen sker vid bottensedimentet. Detta kan, som beskrivet ovan, leda till att metaller och näringsämnen återförs i lösning (Johansson, 1997).

2.6. Omhändertagande och rening av dagvatten

Traditionellt har dagvattenhanteringen mest koncentrerats på kvantiteten av dagvatten. Under de senare åren har det även blivit aktuellt att betrakta kvaliteten. För att kunna minska föroreningarna i dagvattnet är det i första hand källorna till föroreningarna som måste ses över och åtgärdas om det är möjligt. Minskade trafikmängder i staden i kombination med modernare bränslen är steg i sådan riktning. Åtgärder för att förhindra jorderosion samt ett byte till icke skadliga konstruktionsmaterial är andra tillvägagångssätt.

2.6.1. Konventionella metoder

Fram till 1970-talet var det brukligt att antingen avleda dagvatten i ett dike eller att avleda spillvatten och dagvatten i gemensam kombinerad ledning. Avloppssystemen i de centrala delarna av de största svenska städerna fungerar idag ofta som ett kombinerat system medan det i städernas ytterområden och i mindre tätorter har byggts en ledning för avledning av spillvatten och en för dagvatten.

I dagens samhälle byggs det ständigt nya bostadsområden vilket gör att mängden hårdgjorda ytor ökar. I samma takt minskar den naturliga infiltrationen, vilket leder till att mer nederbördsvatten rinner av från området. Avrinningen sker också snabbare än tidigare och flödestopparna blir betydligt större. Nederbördsvattnet från dessa områden samlas normalt upp i slutna ledningar under mark. Då våra tätorter växer måste ledningssystemen ta emot mer och mer vatten. Det finns då risk för att ledningarnas kapacitet inte räcker till vid kraftiga regn. Följden av detta kan bli översvämningar samt att reningen vid avloppsverken försämras. Ett annat problem är

att behandling av dagvatten i ett konventionellt reningsverk ej fungerar optimalt. Detta beror bland annat på dagvattnets låga temperatur och relativt låga innehåll av näringsämnen i förhållande till avloppsvatten. De bakteriella processerna fungerar nämligen sämre vid låga temperaturer och dessutom kan näringsbrist uppstå. Dagvatten har en väsentligt högre koncentration av tungmetaller än avloppsvatten. Dagens reningsverk är ej anpassade för att separera dessa vilket leder till förhöjda halter i slammet från verken. Detta kan medföra att slammet ej går att använda som gödningsmedel och istället måste deponeras. Stora inflöden till reningsverket på grund av kraftiga regn kan medföra att reningsverkets magasineringsförmåga överskrids. Det kan innebära att reningsverken kan tvingas brädda obehandlat spill och dagvatten vilket belastar den mottagande recipienten mycket hårt.

För att komma tillrätta med problemen med våra överbelastade avloppssystem måste åtgärder sättas in för att förbättra avrinningsförhållandena. Den traditionella "ingenjörsmässiga" lösningen på problemen har varit att öka ledningsnätets transportförmåga t ex genom att bygga ut ledningsnätets kapacitet. Ett alternativ till detta traditionella tänkande är att försöka utnyttja de möjligheter som finns för att bromsa upp tillförseln av dagvatten till systemet. Detta sker genom olika former av lokal fördröjning av dagvattnet innan det tillförs ledningssystemet. Ofta är dessa typer av lösningar mer lågteknologiska och mindre kostnadskrävande än åtgärder som går ut på att öka ledningsnätets kapacitet (Stahre, 2004).

2.6.2. Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD)

De moderna metoderna för att omhänderta dagvatten går ut på att försöka efterlikna naturens egna processer. I naturen renas dagvattnet genom en kombination av sedimentering och biologisk reduktion. Genom att minska dagvattenvolymer minskar man också föroreningsmängderna. En minskning av dagvattenvolymer kan åstadkommas med t ex lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD, eng. Source control). LOD kan definieras som varje åtgärd syftande till att förhindra eller minska mängden dagvatten och däri lösta miljöförstörande ämnen till ledningsnät, reningsverk eller recipienter (Larm, 1994). Detta kan utföras genom utnyttjande av infiltration, perkolation eller lokal fördröjning av dagvattnet.

En grov indelning av olika anläggningar kan göras enligt Tabell 2-4:

Tabell 2-7: Anläggningstyper för LOD.

Infiltrationsanläggningar:	Infiltrationsmagasin Grönytor Öppna diken Genomsläppliga överytor: permeabel asfalt, armerat gräs
Perkolationsanläggningar:	Perkolationsmagasin Ledningsgravar
Dammar:	Våta dammar Torra dammar
Våtmarker:	Artificiella våtmarker Naturliga våtmarker Rotzonsanläggningar

De övergripande målen med LOD kan sammanfattas med att (Olsson & Thiberg, 1997):

- i så stor utsträckning som möjligt minimera de mängder dagvatten som måste ledas bort.
- ge dagvattnet en god rening innan det når recipienten.
- förhindra att dagvattnet förorenas.
- utjämna belastningsvariationer på recipienten och eventuella ledningar.
- minska kostnaden för anläggande av ledningsnät.
- öka möjligheten att bibehålla befintlig vegetation respektive etablera ny vegetation.
- om möjligt nyttja dagvattensystemet till att ge området tilltalande estetiska inslag.
- bibehålla grundvattennivån och på så sätt minska risken för sättningar.

3. Dagvattendammar

I detta arbete behandlas våta dammar, så kallade dagvattendammar. Fördröjningsdammar har som syfte att först och främst fördröja dagvatten men fungerar även som en föroreningsfälla. Våta dammar är en av de mest tillförlitliga och attraktiva dagvattenanläggningar som finns och har mycket bred tillämpning och goda driftserfarenheter. Det dagvatten som når dammen fördröjs och renas tills nästa regn ersätter dess plats i dammen. Det är de biologiska, kemiska och fysiska processerna som styr reningen av dagvattnet. Organiska ämnen, metaller och partiklar sedimenteras till botten. De lösta metallerna och näringsämnena tas upp genom biologiska processer.

3.1. Ekonomiska faktorer

Ofta kommer de ekonomiska faktorerna att styra val av utformning mer än man vill. Det är inte alltid man har råd att anlägga en damm som får den reningseffekt som man eftersträvar. Man gör t ex ofta dammar mindre än vad som egentligen krävs för optimal reningseffekt. En annan aspekt är att man oftast vill minimera schaktkostnaderna, vilket betyder att man då låter dammens form följa topografien.

3.2. Läge och placering

Vid placeringen av en dagvattendamm i landskapet är det viktigt att ta hänsyn till platspecifika förutsättningar som topografi, jordart och läge i förhållande till andra vatten för att dammen ska smälta in i landskapsbilden så väl som möjligt (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). En damm bör till exempel placeras där man utifrån topografien i området kommer att få största möjliga magasineringsutrymme till minsta möjliga konstruktionskostnad. Dammar anläggs med fördel i topografiskt låga partier eftersom man på så sätt kan undvika att behöva pumpa upp vattnet till dammen.

Tillgänglig mark i form av tomtgräns bestämmer också var dammen ska placeras och dess utsträckning. Markens egenskaper kan påverka utformningen på många sätt. Om marken är grovkornig (sandig) kommer det att ske ett utbyte mellan vattnet i dammen och grundvattnet, beroende på om dammen placeras i ett in- eller utströmningsområde. Då man vill undvika att vattnet läcker ut ur dammen kan ett tätt lager, vanligtvis lera, läggas ut över botten (Persson, 1998).

Andra viktiga aspekter att tänka på är att platsen måste ha ett tillräckligt basflöde från grundvattnet eller från avrinningsområdet för att kunna upprätthålla en permanent vattenspegel (EPA, 1999). Dammen bör även placeras strategiskt så att en så stor del som möjligt av vattnet som är på väg till recipienten passerar dammen (Fleischer et al, 2002).

Dammar placeras lämpligen med sin längdriktning vinkelrätt mot dominerande vindriktning. Detta på grund av att vinden inte bara blandar vattenflödet utan även för att vinden kan generera kortslutningar och resuspendera sediment. Däremot bör man även påpeka att vind i oskiktade dammar inducerar vattenrörelser vertikalt i dammen, vilket gör att nitrat från ytvattnet kan föras ner till bottenarna där denitrifikation sker, och denitrifikationsbakterierna drabbas då inte av nitratbrist. Vidare medför sådana strömmar att syre kan komma ner till sedimentytan, vilket i sin tur hindrar fosfor från att lösas upp ur sedimenten. I större dammar rekommenderar jordbruksverket lantbrukare att lägga ut erosionsskydd vid de kanter som ligger utsatta för den dominerande vindriktningen. Ett billigt skydd som kan användas är sten eller block (Persson, 1998).

3.3. Utformning o funktion

En damm kan utformas på många olika sätt beroende på ekonomiska och miljöspecifika förutsättningar. Ur reningssynpunkt är det uppehållstiden av dagvattnet i dammen som bör tas störst hänsyn till. En längre uppehållstid ger ett större upptag. Uppehållstiden bör vara minst 1 dygn (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). Dammens volym är avgörande för uppehållstiden. Eftersom många dagvattendammar har en begränsad area är djupet på dammen en viktig faktor för att få den önskade volymen. Då djupet på dammen påverkar upptaget av föroreningar är det viktigt att upprätthålla ett tillräckligt djup i dammen för att undvika resuspension av sedimenterade föroreningar. Däremot kan stratifiering och anoxiska tillstånd i bottenlagret uppkomma om djupet blir för stort. Stratifiering och anoxiska tillstånd kan minska den biologiska aktiviteten. De anoxiska tillstånden kan även medverka till att fosfor och tungmetaller släpper från sedimenten. Dessa faktorer gör att det permanenta djupet inte bör överskrida 6 meter. Det optimala djupet ligger mellan 1 till 3 meter (EPA, 1999).

Optimalt är om dammen har såväl djupa som grunda områden. Grunda områden på 0-0,5 meter bör anläggas för att gynna kväveavskiljningen och etableringen av växter. Djupa områden hindrar igenväxning och gynnar sedimentationen. Undervattenvallar som ger ett mindre vattendjup tvärs över flödesriktningen kan anläggas för att sprida flödet över en större effektiv yta (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004).

Förhållandet mellan längd och bredd på magasinet är också utav stor betydelse. Vanligt är att man utformar dammen enligt ett förhållande på 2:1 där längden är dubbelt så lång som bredden. Ur reningssynpunkt är det ännu effektivare med ett större förhållande mellan längd och bredd, detta för att undvika att vattnet rör sig den kortaste vägen genom dammen. Öar kan även placeras i dammen för att förhindra kortslutning. Dammen bör vara kilformig för att flödet gradvis ska kunna spridas ut och på så sätt undvika zoner med lite eller inget flöde (EPA, 1999).

För att undvika slamflykt och erosion vid kraftiga regn kan det vara lämpligt att anordna en "bypass" för dagvattnet så att endast normalflöden och det första flödet

leds in i dammen. Resterande vattenvolymer leds då direkt till recipienten. För anläggningar där utjämning av vattenflöden är huvudsyftet gäller dock motsatsen. Dimensioneringen sker då efter mindre frekventa och större regn med en återkomsttid på 2-10 år (Fleischer et al, 2002).

3.4. In- och utlopp

In- och utlopp bör placeras i motsatta delar av dammen. Områdena kring in- och utflöde ska helst erosionskyddas med natursten i kombination med växtlighet. Då fria utlopp används bör de bestå av en utloppstrappa med stenar mellan nedlagda spontar eller armerade med t ex lera (Fleischer et al, 2002).

Utloppet bör vara oljeavskiljande och ge möjlighet till tömning eller reglering av vattennivån. Utloppet bör konstrueras så att vattennivån kan variera så att dammen kan fungera som buffert och flödesutjämnare (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004).

3.5. Strandlinje, släntlutning och vegetation

Grunt sluttande kanter runt dammen är viktigt, dels som en säkerhet för att hindra människor och djur från att trilla i och inte kunna ta sig upp igen men även för att växter ska ha en möjlighet att etablera sig längs kanterna. Släntlutningen bör inte vara brantare än 1:4 och kan gärna variera. Strandarealen mångdubblas om strandlinjen är lång med flera små uddar och vikar vilket gynnar växt- och djurliv.

Vegetationen ökar upptaget av föroreningar i dagvattnet samt gynnar sedimentationen genom att bromsa upp flödet. Vegetationen minskar även erosionen vilket gör att kanterna blir mer hållbara. Krossten bör undvikas som erosionskydd då etableringen av växter hindras. Som alternativ till krossten kan kokosmattor användas. Det finns kokosmattor med frö eller färdigetablerad vegetation om man vill ha en snabb etablering av växterna på slänterna (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). Dock behöver normalt ingen plantering av vattenväxter i dammen ske eftersom växterna sprids från närliggande vattendrag och den spontana etableringen sätter igång ganska snabbt. Om man vill ha en viss planerad växtlighet eller om dammen är belägen långt från etablerade vattendrag kan inplantering av vattenväxter göras. Växter har svårt för att etablera sig på kanter med större lutningar än 1:10 (EPA, 1999). Det är dock heller ej gynnsamt med för flacka stränder då problem med igenväxning kan uppstå. Bränning eller skörd av vass på sommaren kan dock motverka igenväxning (Fleischer et al, 2002).

3.6. Underhåll

För att bibehålla dammens fördröjande och renande egenskaper är det mycket viktigt att kontinuerligt underhålla dammen. Sedimenten närmst inloppet bör regelbundet rensas. Detta på grund av att de största partiklarna sedimenterar i detta område.

Akkumuleringen av sediment på dammens botten kommer att minska dammens funktion. Det är därför viktigt att ta bort bottensedimentet ungefär vart annat till femte år. Med tanke på detta bör dammar redan från början utformas så att man kan tömma dem på vatten och botten göras tillgänglig för lämpligt utlastningsfordon. Där det finns utrymme är det sannolikt kostnadseffektivt att överdimensionera dammen med 20-30 % för att slippa gå in och störa systemet allt för ofta (Fleischer et al, 2002).

Magasinets kanter bör ha en lutning mellan 5:1 och 10:1 för att de ska vara tillgängliga för underhåll som sedimentborttagning och gräsklippning (EPA, 1999).

3.7. Fördelar och nackdelar

Fördelar (Larm, 1994):

- Mycket goda driftserfarenheter.
- Effektiv borttagning av föroreningar (om dammen är rätt dimensionerad/konstruerad).
- Ledningssystemen kan minskas (flödesutjämning och reducerad ytavrinning).
- Flödesutjämning.
- Bättre förutsättningar för bibehållen grundvattennivå.
- Kan ge temporär hemvist för fåglar.
- Låg kapitalkostnad (kostnadseffektiv).
- Kan ta emot dagvatten från stora områden.
- Ett vackert inslag i naturen.

Nackdelar (Larm, 1994):

- Kan utgöra säkerhetsrisker för omgivningen.
- Kräver underhåll.
- Fastläggning av tungmetaller sker i bottensedimenten.
- Okontrollerad spridning av växtligheten kan ge skötsel- och underhållsproblem och en alltför stor närsaltsgödning kan leda till att vassröjning blir nödvändig.
- Dammen måste tömmas från sediment emellanåt. Sedimentet kan nämligen minska magasineringens volymen och dessutom fungera som en föroreningskälla då sedimentet blir mättat. Problem uppstår då med var man ska göra sig av med sedimentet.

3.8. Reningseffektivitet

Avskiljningen av föroreningar sker genom sedimentering, växtupptag och bakteriell nedbrytning. Avskiljningsgraden är en funktion av dammens storlek i förhållande till avrinningsområdet. Avskiljningen genom sedimentering ligger generellt inom intervallet 50-90 %. Totalfosfor reduceras från 30-90 % och de lösta näringsämnena från 40-80 %. En relativt hög avskiljning av metaller och lösta näringsämnen kan uppnås. Då man kombinerar dammen med en våtmark förhöjs reningseffekten. Det är viktigt att dammen är dimensionerad med rätt storlek och djup för att reningseffekten ska vara så optimal som möjligt. Avskiljningsgraden avtar med tiden om sedimentet ej borttages från botten. Våta dammar har ej möjlighet att ta bort löst fosfor och kväve om det ej finns vattenvegetation (Larm, 1994).

3.9. Livslängd

Dammar som är väl utformade har en livslängd på minst 20 år. Livslängden beror till stor del på hur väl avskiljningen av sedimenten sköts. Om en sedimenteringsbassäng anläggs vid dammens inlopp kommer livslängden att förlängas (Larm,1994).

3.10. Sociala faktorer

Dammar har i de flesta fall ett rekreativvärde, vare sig de finns i staden eller på landet. Vid en damm kan människor ha picknick, fiska eller t ex åka skridskor på vintern. En damm vid en hårt trafikerad motorväg kanske inte används som utflyktsmål men kan ändå ge ett vackert inslag i landskapet längs vägen. En damm kan även ha pedagogiska syften. Att anlägga en damm i närheten av en skola kan ge barnen en förståelse för vattnets kretslopp och en medvetenhet om att vara rädd om vår miljö. Dessa sociala effekter medför krav på tillgänglighet. Denna kan göras bättre genom att minska lutningen på kanterna och undvika staket. Vid större dammar kan man satsa på parkeringsplatser, skyddade utsiktsplatser, markerade stigar och informationsskyltar.

4. Områdesbeskrivning

4.1. Dagvatten i Lund

Lunds första kloaksystem kom i bruk 1890. Detta omfattade då endast de centrala delarna av Lund. Efterhand byggdes det underjordiska nätet ut samtidigt som det utvecklades till att omhänderta både spill- och dagvatten. I slutet av 1950 talet började det äldre ledningsnätet successivt att bytas ut mot ett duplikat ledningsnät. Än idag är inte hela ledningsnätet utbytt. Det är framförallt i vissa delar av Lunds äldre stadskärna, den så kallade "kulturkvadranten" och "professorstaden", som det kombinerade ledningsnätet inte är ersatt.

Det är Lunds kommuns gatukontor som sörjer för den övergripande dagvattenhanteringen i staden. Gatukontoret tar hand om dagvattnet från varje enskild fastighet. Dock ansvarar fastighetsägarna själva för servisledningarna inne på tomtmark. Kommunens ledningsnät fungerar väl med få översvämningar. Detta beror troligtvis på att ledningsnätet till vissa delar är överdimensionerat då man utgått efter allt för optimistiska prognoser över Lunds tillväxt. De goda lutningsförhållandena i staden bidrar även till att dagvattnet avleds snabbt och säkert. I Lund förekommer det försök till alternativ behandling av dagvatten i viss omfattning (Almgren & Johansson, 1996). Den allra största delen av dagvattnet passerar dock orenat ut i Höje å. Utsläppen sker idag på 15 platser längs Höje å (Nitare, 2002).

4.1.1. Höje å

Höje å är ett litet vattendrag med en genomsnittlig årsvolym vid mynningen på 55 miljoner m³. Detta kan jämföras med Skånes största vattendrag, Helge å, som transporterar cirka 1450 miljoner m³ per år (Almgren & Johansson, 1996). Höje ås avrinningsområde uppgår till 316 km² och består till största delen av jordbruksmark. Höje å och dess tillflöden har under de senaste 150 åren utsatts för ökade utsläpp av kväve och fosfor från samhället och jordbruket. Under dessa år har även en radikal förändring av landskapet gjort att vattendraget förlorat mycket av sin självrenande förmåga. Vattendrag har kulverterats och rätats och våtmarker har dikats ut. Sedan början av 1800-talet har arealen våtmark i avrinningsområdet minskat med ca 90 % och sträckan öppet vattendrag minskat med ca 50 % (www.ekologgruppen.com). Medelvattenföringen strax nedströms Lund uppges vara 2,5 m³/s. Vid mynningen i Öresund beräknas utsläppet av näringsämnen vara 850 ton N/år och 15 ton P/år (Olsson & Thiberg, 1997).

4.2. Beskrivning av dagvattendammarna

4.2.1. Nova Lund

Läge: Belägen vid infarten till parkeringsplatsen för Nova Lund i den västra delen av Lund.

Vattenyta: ca 320 m²

Vattenvolym: ca 320 m³

Flödesregulator: utlopp 15 l/s

Avrinningsområde: ca 3,5 ha, varav tak 70 %, asfalt 29,5 %, gräs 0,5 %

Ytvattenrecipient: Höje å.

Ålder: ca 4 år

Utformning

Dammen vid Nova Lund ligger precis vid infarten till parkeringsytorna till köpcentret Nova Lund. Dammen är liten med tre stycken inlopp och ett utlopp (se fig. 4.1). Det största inloppet är erosionskyddat med sten (se fig. 4.2). Detta inlopp bidrar med mest dagvatten till dammen vilket till största del (96 %) består utav takvatten. Vattnet som kommer från inlopp 2 kommer från parkeringsytorna. Inlopp tre motsvarar endast vatten från 0,6 % av den totala reducerade avrinningsytan. Slänterna är ganska branta och dammen kan bli ganska djup. En del vass har etablerat sig i dammen.



Figur 4.1: Dammen vid Nova Lund



Figur 4.2: Inlopp 1

Figur 4.3: Inlopp 2

4.2.2. Östervångskolan

Läge: Belägen på Östervångskolans parkområde. Centrum.

Vattenyta: ca 2500 m²

Vattenvolym: 1750 m³

Avrinningsområde: ca 1,1 ha, varav tak 15 %, asfalt 85 %.

Ytvattenrecipient: Höje å.

Ålder: ?

Utformning

Dammen är placerad på Östervångskolans parkområde och är utformad som två dammar som sitter ihop genom en smalare passage. Den har ett inlopp och ett utlopp placerade på långt avstånd från varandra. Det finns inga direkta slänter men marken som omgärdar dammen består av gräs. Uppgifter om dammens ålder verkar ej finnas. Dammen finns med på ritningar som är från 1950 talet och i någon bok kunde man läsa att ytan använts som lertäkt redan år 1799. Det finns en liten fontän i vardera dammdel. Dessa är utplacerade för att syresätta vattnet och på så sätt slippa problemen med igenväxning. Dock finns det då risk för resuspention av sedimentet vilket gör att dammen kan bli en föroreningskälla istället för en fälla. Utloppet är strypt för ca 10 år sedan på grund av problem med torrlagd damm. Dock har ej uppgifter på utflödet gått att få tag på.

Enligt ritningar och samtal med vaktmästare Olle Gustavsson på Östervångskolan avvattnar dammen takytorna (1620 m²) på skolan och den asfalterade skolgården. Parkeringsplatserna avvattnas till spillvattensystemet.



Figur 4.4: Dammen vid Östervångskolan.



Figur 4.5: Dammen vid Östervångskolan.



Figur 4.6. Inlopp.

Figur 4.7. Utlopp.

4.2.3. Ericsson

Läge: Belägen vid Ericsson huset i norra Lund.

Vattenyta: ca 1550 m²

Vattenvolym: ca 1550 m³

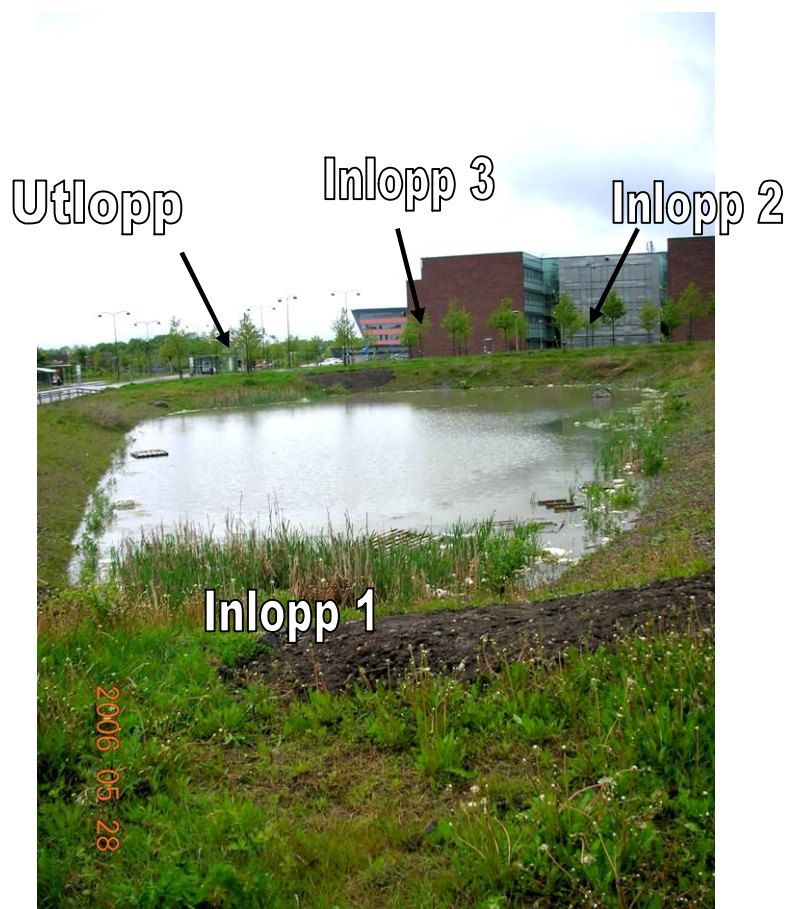
Avrinningsområde: ca 4 ha varav tak 8 %, asfalt 32 %, gräs 60 %

Ytvattenrecipient: Höje å

Ålder: ca 3 år

Utformning

Dammen vid Ericsson ligger utmed Lundalänken uppe vid Ericsson i norra Lund (se fig. 4.6). Dammen är utformad som en rektangel med ett av inloppen placerat i den ena kortsidan (inlopp 1). Detta inlopp kommer från ett dike som är stenklätt precis vid inloppet (se fig.). De två andra inloppen är placerade ganska nära utloppet på den andra kortsidan. Slänterna är branta med lite växtlighet. En del vass vid inlopp 1 och utloppet har etablerat sig. Det finns vid provtagningstillfällena mycket bråte och annat skräp nedslängt i dammen vilket ger ett oattraktivt intryck.



Figur 4.8: Dammen vid Ericsson.



Figur 4.9: Inlopp 2.

Figur 4.10: Inlopp 3.



Figur 4.11: Inlopp 1.

4.2.4. Dalby

Läge: Belägen i södra delen av Dalby vid reningsverket ute på en åker.

Vattenyta: ca 15 000 m²

Vattenvolym högvatten: 24 900 m³

Vattenvolym lågvatten: 12 700 m³

Effektiv magasinvolym: ca 12 500 m³

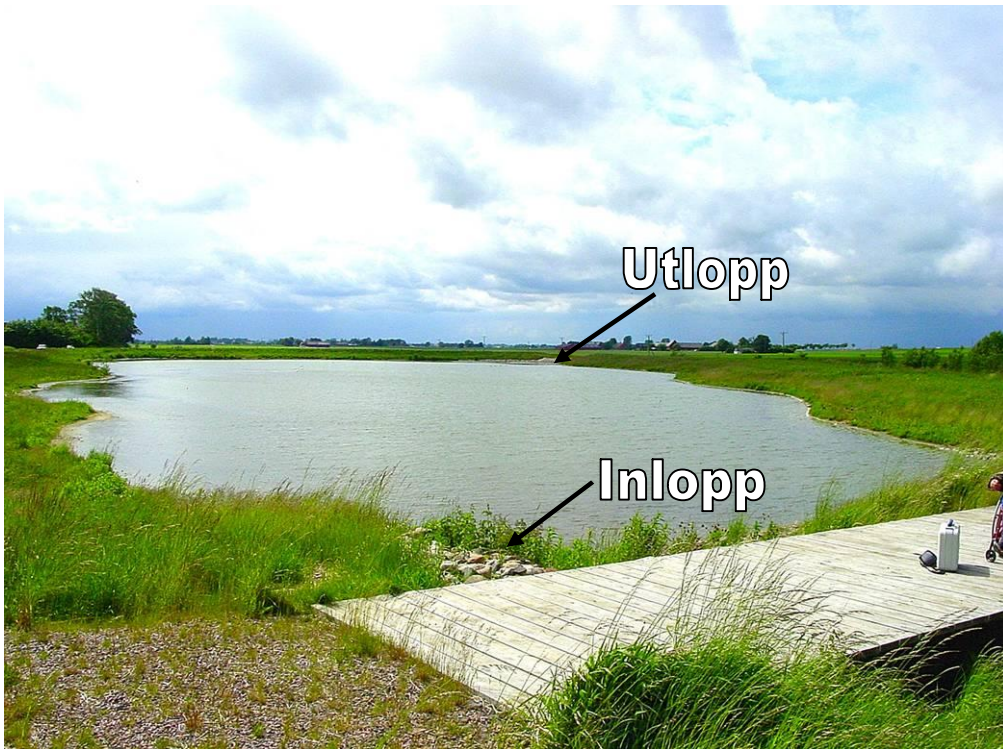
Avrinningsområde: ca 239 ha, villasamhälle varav hårdgjord yta 84,4 ha.

Ytvattenrecipient: Höje å.

Ålder: ca 3 år

Utförning

Dammen ligger precis vid reningsverket i Dalby och är omgärdad av åkermark. Dammen är ganska stor med ett inlopp som kommer från ett dike. Vattnet består dels av renat spillvatten från reningsverket dels från dagvatten som avvattnats i Dalby samhälle. Inlopp och utlopp är placerade långt ifrån varandra. Bredvid dammen går ett litet biflöde i en bäck eftersom dammen inte kan ta upp allt vatten som kommer från bäcken. Vid ett tillfälle har fisk påträffats i dammen, en regnbågslax. Släntlutningen på stränderna ligger mellan 1:5-1:10. Några vattenväxter har ej hunnit etablera sig i dammen.



Figur 4.12: Dammen i Dalby.



Figur 4.13: Inlopp.



Figur 4.14: Utlopp.

5. Utförande

5.1. Tidsperiod

Det är viktigt att tänka på vid vilken tid på året provtagningen sker. Olika årstider ger olika resultat. Föroreningsmängderna per månad är t ex störst under hösten och vintern, men de högsta halterna kan uppmätas under häftiga sommarregn efter långa torrperioder. De största dagvattenflödena uppkommer under snösmältning och under ihållande regn under hösten och vintern. Föroreningshalten i smältvatten kan vara flera gånger högre än normalvärdet i dagvatten på grund av att föroreningarna ackumuleras i snön.

Man måste även känna till att föroreningshalten i dagvattnet dessutom förändras under en och samma regnhändelse. Föroreningshalterna är störst i början av avrinningen då ytorna sköljs av och minskar sedan förutsatt att intensiteten hålls konstant. Ett regn med hög intensitet har ofta ett större innehåll av föroreningar än ett regn med låg intensitet. Ett regn som kommer efter en längre torrväderperiod för även med sig högre halter än ett regn med kortare föregående torrperiod på grund av att det sker en ackumulering av föroreningsmängderna på marken, i gatubrunnar och i ledningar.

Eftersom detta arbete är ett examensarbete som bör vara klart inom begränsad tid kommer provtagning ej att kunna väljas ut efter lämplig period. Det kommer ej heller att kunna visa på några säsongsvariationer även om detta hade varit det mest optimala. Provtagningarna kommer att ske under några månader med början på sommaren. Eftersom analyskostnader är dyra och resurserna låga kommer endast ett prov från inlopp och ett från utlopp att analyseras per regnhändelse och damm. Konsekvensen av detta blir att man ej kommer att kunna se de variationer som sker under regnhändelsen. Man kan därför inte riktigt veta om man fått ett värde då föroreningskoncentrationen är som högst eller om det kanske är ett tillfälle då koncentrationen redan nått sin topp och är på väg att minska.

5.2. "Event mean concentration", medelkoncentration av en regnhändelse

Termen "Event mean concentration" (EMC) är en statistisk parameter vilken används för att ge en bild av den flödesproportionella medelkoncentrationen av en given parameter under en regnhändelse. Denna bestäms genom att man tar den totala massan av en viss parameter genom den totala avrinningsvolymen. Då man kombinerar denna med flödesmätningar kan EMC användas för att uppskatta föroreningsinnehållet från en viss regnhändelse (EPA & ASCE,2002).

När man har fått fram ett värde på EMC vid inlopp och utlopp kan man beräkna hur effektiv t ex en damm är på att ta upp föroreningar. Detta ger effektivitetsförhållandet på dammen, EF (EPA & ASCE,2002):

$$EF = 1 - \frac{EMC_{utlopp}}{EMC_{inlopp}}$$

EMC kan antingen räknas fram genom att man tar flödesbaserade sammansatta vattenprov i fält eller beräknas genom separata mätningar (EPA & ASCE,2002).

Detta sätt att beräkna skulle ge den bästa bilden av hur effektiva de fyra utvalda dammarna hade varit på att ta upp föroreningar. Dock hade detta krävt antingen fler automatiska provtagare eller en helt annan budget på grund av att analyskostnaderna är höga. Eftersom tiden var knapp, då det regnade, att hinna med att ta sig runt till de tre olika dagvattendammarna i Lund togs endast ett prov på in- respektive utlopp. I Dalby placerades en automatisk provtagare som tog tidsstyrda prover. Därför kommer resultaten för Dalbydammen att ge ett bättre resultat än de tre andra dammarna. Det bästa hade dock varit om provtagaren varit inställd på att ta flödesstyrda prover. Detta var dock ej möjligt eftersom det ej fanns någon flödesmätare tillgänglig.

5.2.1. Stickprov

Ett stickprov tas individuellt inom en kort period vid en speciell plats. Analys av stickprov ger en överblick av dagvattenkvaliteten vid en specifik plats och tid. Resultaten från ett enda stickprov är generellt inte tillräckligt för att få en uppfattning om EMC eller föroreningsbelastningen. Dock kan ett stickprov ge en indikation på t ex föroreningsinnehållet i dagvattnet vid så kallat "first flush" då stickprov tas precis i början av en regnhändelse. Man kan då få en god uppfattning om vilka föroreningar som förs med dagvattnet ifrån avrinningsområdet. För att få en uppfattning om EMC kan dock en serie av stickprov tas för att sedan analyseras separat. Detta lämpar sig dock bäst om man endast har en damm att ta prover ifrån (EPA & ASCE, 2002).

Eftersom endast stickprov kommer att tas i de tre dammarna belägna i Lund, kommer det beräknade resultatet ej att bli helt tillförlitligt. Dock kommer effektivitetsförhållandet på dessa dammar ändå att beräknas för att ge en uppskattning om föroreningsinnehåll i in- och utlopp. Proven från dammarna tas så fort som möjligt efter regnets början.

5.2.2. Sammansatta prover

Ett annat, och bättre alternativ, till enstaka stickprov eller en serie stickprov som analyseras separat är att ta många stickprov för att sedan föra samman dem till ett enda prov. Precis som ovan så är detta ganska opraktiskt om prov ska tas på mer än ett ställe och vid mer än ett par regntillfällen. Det är då betydligt bättre och ibland även billigare att använda en automatisk provtagare. Då det ej är viktigt att titta på

max-koncentrationer eller belastningsförhållanden, är det en ekonomisk fördel att ta sammansatta prover för att få en uppfattning om föroreningsbelastningen och EMC (EPA & ASCE, 2002).

Ett sammansatt prov är en blandning av flera olika individuella prov. Dessa prov har samlats upp med hänsyn tagen till antingen tid eller flöde under en och samma regnhändelse för att sättas samman till ett enda prov som sedan analyseras (EPA & ASCE, 2002).

Ett tidsbaserat sammansatt prov förbereds genom att man tar individuella prover med samma volym och med samma tidsintervall, exempelvis var 20:e minut, för att sedan ta lika stor volym från vart och ett av proverna och sätta ihop till ett enda. Tidsbaserade prover tar dock ej hänsyn till flödesvariationer vilket gör att koncentrationen av föroreningar i ett delprov som tas under ett lägre flöde ges samma "vikt" som koncentrationen av föroreningar i ett delprov som tas då flödet är högre. Konsekvensen av detta gör att tidsbaserade sammansatta prov generellt inte ger sanningsenliga uppskattningar av EMC eller föroreningsbelastningen såvida inte tidsintervallet mellan delproven sätts väldigt kort och flödesvariationerna är små (EPA & ASCE, 2002).

Flödesbaserade sammansatta prover är mer lämpliga för att uppskatta EMC och föroreningsbelastningar. Ett flödesbaserat sammansatt prov kan samlas upp på olika sätt (EPA & ASCE, 2002):

1. Konstant tid – Volym proportionellt med flödeshastigheten:

De olika delproven samlas upp med samma tidsintervall. Olika stora volymer tas från varje delprov beroende på hur stort flödet var vid den tidpunkten.

2. Konstant tid – Volym proportionellt med flödesvolymökningen:

De olika delproven samlas upp med samma tidsintervall. Olika stora volymer tas från varje delprov beroende på hur stor flödesvolymen varit sedan föregående delprov togs.

3. Konstant volym – Tid proportionellt med flödesvolymökningen:

De olika delproven samlas upp i lika volymer vid lika volymintervall oberoende av tiden.

Metod 2 och 3 är mer noggranna än metod 1 eftersom metod 2 och 3 utgår från den totala flödesvolymen baserat på den kontinuerliga flödesmätningen för att räkna ut när nästa prov ska tas. Metod 1 använder sig av en momentan flödesmätare för att beräkna hur mycket av varje delprov som skall tas. Vid manuella provtagningar lämpar sig dock praktiskt sett metod 1 bäst. Då det finns tillgång till en automatisk provtagare är metod 3 generellt att föredra eftersom man här tar ut lika volymer till det sammansatta provet. Metod 2 kräver att man mäter upp olika delvolymer vilket ökar risken för kontaminering (EPA & ASCE, 2002).

I detta arbete kommer, som beskrivits ovan, endast tidsbaserade prov och stickprov att tas.

5.3. Provtagningstillfällen

Generellt är det mest optimalt att utföra provserier på många olika regn med olika regntintensiteter och olika långa torrperioder än att använda sig av likartade regntillfällen. Ofta är det intressant att titta på de regn som ger de högsta föreningsskoncentrationerna. Dessa regn kommer ofta efter långa torrperioder vilket gör att provtagningar bör ske på de regn med föregående torrperioder längre än 72 timmar. EPA och ASCE har tillsammans satt ut riktlinjer för hur provtagning bör utföras på bästa sätt. Nedan följer riktlinjer på vid vilka regntillfällen prov bör tas:

Nederbörds mängd:	2,54 mm min
	Inget satt max
Varaktighet:	Inget satt min eller max
Typiskt varaktighetsintervall:	6 till 24 timmar
Föregående torrperiod:	Minst 24 timmar
Torrperiod inom nederbördstillfället:	6 timmar

I denna undersökning kommer prov att analyseras från fem olika regntillfällen. Eftersom vädret ej går att påverka samt tiden är knapp finns det ej möjlighet att förutbestämma olika precisa nederbörds mängder samt torrperioder. Provtagning kommer att ske vid regntillfällen som känns relevanta. Beroende på hur mycket det regnar inom de månader som provtagning är tänkt att ske kan olika regntillfällen i bästa fall väljas ut i efterhand beroende på föregående torrperioder och intensiteter.

5.4. Provtagning och analys

Vattenprov togs vid dammarnas inlopp, framför inloppsrör eller i inloppsdike, samt vid utloppet, i utloppsrör eller framför utloppsröret. Prover togs vid fem olika tillfällen. Följande parametrar har analyserats med nedan beskrivna metoder:

Kväve total	SS-EN ISO 11905-1 (Autoanalyser)
Nitrat	SS 028133 (Autoanalyser)
Fosfor total	SS-EN ISO 6878 (Fotometri)
Suspenderande ämnen	Filtrering, torkning och vägning
Kadmium (Cd)	ICP-MS
Krom (Cr)	ICP-MS

Koppar (Cu)	ICP-MS
Kvicksilver (Hg)	AFS (kallförångning)
Mangan (Mn)	ICP-AES
Nickel (Ni)	ICP-MS
Bly (Pb)	ICP-MS
Zink (Zn)	ICP-AES

Metallanalyserna har i huvudsak utförts av ackrediterat laboratorium AnalyCen Nordic AB. Övriga analyser samt en del metallanalyser har utförts på reningsverket i Lunds laboratorium.

Temperatur, pH, konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) och syre (mg/l) analyserades i fält vid provtagningstillfället. Dock ej vid dammen i Dalby eftersom inhämtningen av provvatten hämtades efter regnhändelsen.

I de tre dammarna belägna i Lunds stad togs stickprover i början av regntillfällena. I Dalby samlades vattenproverna upp av en automatisk provtagare, se fig. 5.1. Då väderleksrapporten visade på kommande regn sattes provtagaren igång för att kunna samla upp vattenprov under hela regnhändelsen. I efterhand valdes de provtagningsflaskor som fyllts under regntillfället. Från provtagaren vid inloppet valdes de flaskor ut som innehöll vatten från hela regnhändelseförloppet. Vid utloppet valdes de flaskor ut som börjat fyllas sex timmar efter regnets start och tolv timmar framåt. Vid både in- och utlopp togs en volym av 20 ml upp med ett intervall satt till var nionde minut. Uppsugarslangen vid inloppet placerades i den nedre delen av inloppstrappan. Slangen vid utloppet placerades precis bredvid utloppet.



Figur 5.1: ISCO provtagare vid Dalby damm.

Metallproverna konserverades med 1 ml HNO_3 /100 ml provvatten i syradiskade plastflaskor. Fosfor och kväveproverna konserverades med 1 ml H_2SO_4 /100 ml provvatten i syradiskade plastflaskor. Suspproverna frystes i 2 liters plastdunkar. Eftersom frysutrymmet var begränsat inhämtades endast suspprov från inlopp 1 och utlopp i Nova Lund-dammen och från inlopp 2 och utlopp i Ericsson-dammen. Suspprover inhämtades som vanligt i de övriga dammarna.

6. Resultat

Mätning av pH har ej kunnat utföras på grund av fel på mätutrustningen. Konduktivitet och syre mättes vid de olika provtagningstillfällena, i dammarna i Lund, men det var endast vid två regntillfällen mätutrustningen visade rimliga värden (ett tillfälle för syret). Eftersom sommaren till en början var mycket torr inhämtades vattenprov endast vid fem tillfällen. Det fanns därför inte möjlighet att välja ut olika regnhändelser beroende på intensiteter och föregående torrperioder.

Eftersom det fanns mer än ett inlopp i dammarna vid Nova Lund och Ericsson har dessa olika inlopp viktats samman till ett för att tydligare kunna se skillnad på in och utlopp. Detta har utförts med hänsyn tagen till storleken och markbeskaffenhet på de olika avrinningsytorna som vardera inlopp avvattnar. Enligt VAV P90:s rekommendationer är avrinningskoefficienten för gräsytor satt till 0,1, takytor 0,9 och asfalterade ytor 0,8.

Nederbörds mängder från de olika regnen har inhämtats från Lunds kommun. Beroende på var dammen är belägen har nederbördsdata från olika mätstationer inhämtats. För dammen i Nova Lund har data från Råby mätstation inhämtats. Nederbördsdata från Norra verkets mätstation har använts för Östervångskolan och Ericsson. I Dalby har Dalbys mätstation använts.

Tabell 6-1: Syre och konduktivitet i in- resp. utlopp i de tre olika dammarna i Lund, 050810.

	Konduktivitet (μ S)	Syre (mg/l)
Nova Lund inlopp 1	118	2,59
Nova Lund inlopp 2	174	2,17
Östervångskolan inlopp	70	2,60
Östervångskolan utlopp	625	1,67
Ericsson inlopp 2	582	2,70
Ericsson utlopp	512	3,01

Tabell 6-2: Konduktivitet i in- resp. utlopp i de tre olika dammarna i Lund, 050825.

	Konduktivitet (μ S)
Nova Lund inlopp 1	64
Nova Lund inlopp 2	230
Nova Lund utlopp	202
Östervångskolan inlopp	330
Östervångskolan utlopp	669
Ericsson inlopp 2	385
Ericsson inlopp 3	513
Ericsson utlopp	676

Råby mätstation 0500729

Nederbörd: 129 min, 14,4 l/s/ha, 15,5 mm.

Föregående torrperiod: 4 dagar, 3h

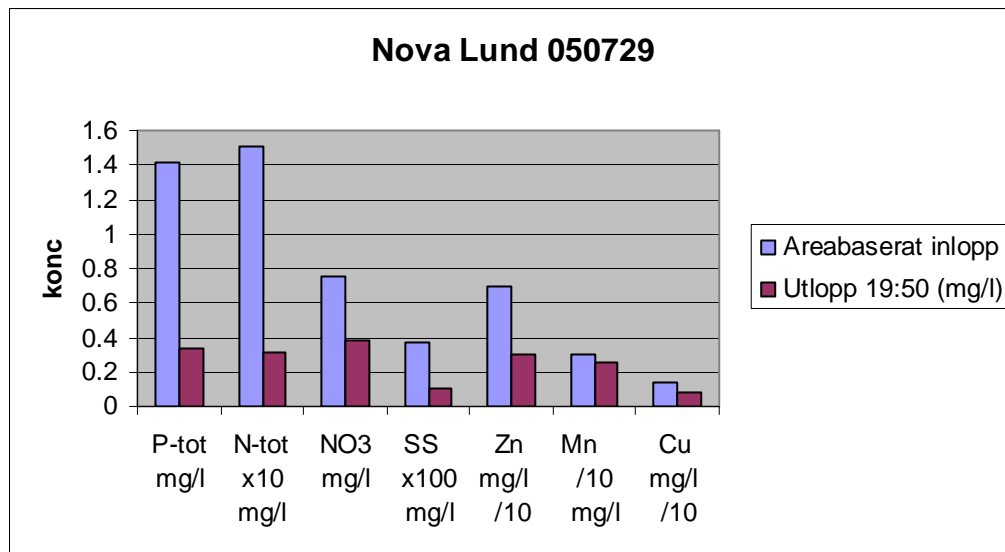
Föregående regn: 050725, 48 min, 6,9 l/s/ha, 2,0 mm.

Tabell 6-3: Föreningenskoncentrationer, Nova Lund 050729

	Inlopp 1 red. avrinningsyta 2,31 ha (mg/l)	Inlopp 2 red. avrinningsyta 0,73 ha (mg/l)	Viktat inlopp (mg/l)	Utlopp 16:15 (mg/l)	Utlopp 19:50 (mg/l)	Differens viktat inlopp- utlopp 19:50 (%)	Förändring
Totalfosfor (P-tot)	1,8	0,18	1,41	1,6	0,34	76	-
Totalkväve (N-Tot)	19,0	2,4	15,06	15	3,1	66	-
Nitrat (NO ₃)	0,78	0,65	0,75	0,77	0,38	49	-
SS	28,7	64,5	37,3	10,9	10,9	71	-
Zink (Zn)	0,05	0,115	0,07	0,074	0,030	57	-
Järn (Fe)							
Mangan (Mn)	0,021	0,073	0,03	0,078	0,026	13	-
Koppar (Cu)	0,008	0,032	0,014	0,016	0,008	43	-

Även vattenprov från inlopp 3 inhämtades. Dock är dessa resultat försumbara jämfört med resultaten från inlopp 1 och inlopp 2 på grund av den lilla yta detta inlopp avvattnar. Jag har därför valt att inte ta med dessa resultat i beräkningarna. Under detta regntillfälle valde jag att ta två prover på vardera utlopp. Detta för att se om föroreningarna minskar med tiden efter regnet.

Förändringstecknen visar om föroreningarna reducerats eller ökat. Ett + betyder att föroreninghalten är högre i utloppsvattnet än inloppsvattnet medan ett – står för reduktion av föroreningarna.



Figur 6.1: Föreningenskoncentrationer i in- resp. utlopp, Nova Lund 050729

Norra verket mätstation, 050729

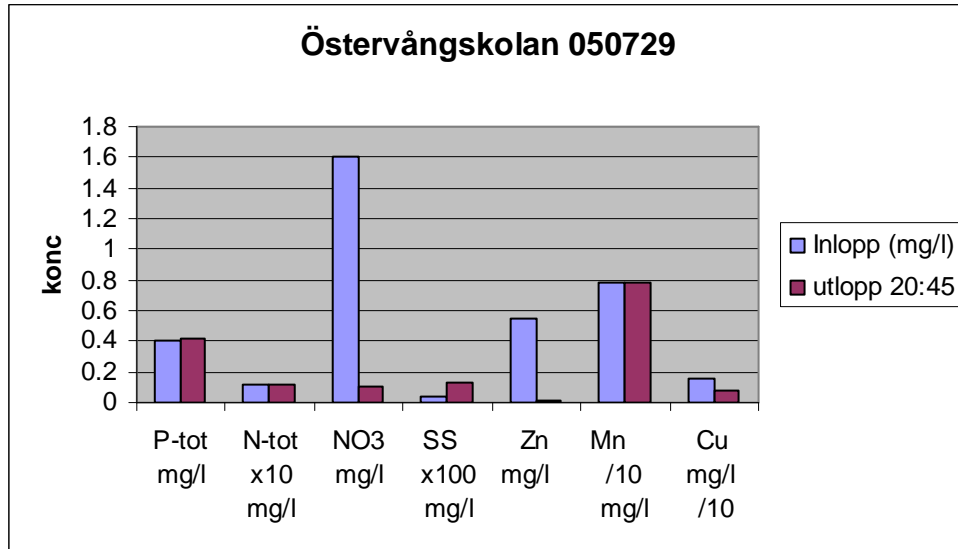
Nederbörd: 183 min, 31,4 l/s/ha, 34,5 mm.

Föregående torrperiod: 4 dagar, 2h

Föregående regn: 050725, 128 min, 4,6 l/s/ha, 3,5 mm.

Tabell 6-4: Föreningenskoncentrationer, Östervångskolan 050729

	Inlopp (mg/l)	utlopp 17:30 (mg/L)	utlopp 20:45 (mg/l)	Differens (%)	Förändring
Totalfosfor (P-tot)	0,40	0,41	0,42	5	+
Totalkväve (N-Tot)	1,13	1,14	1,15	2	+
Nitrat (NO3)	1,6	0,15	0,10	94	-
SS	34,0	327,0	125,8	73	+
Zink (Zn)	0,546	0,026	0,013	98	-
Mangan (Mn)	0,078	0,114	0,078	0	
Koppar (Cu)	0,016	0,008	0,008	50	-

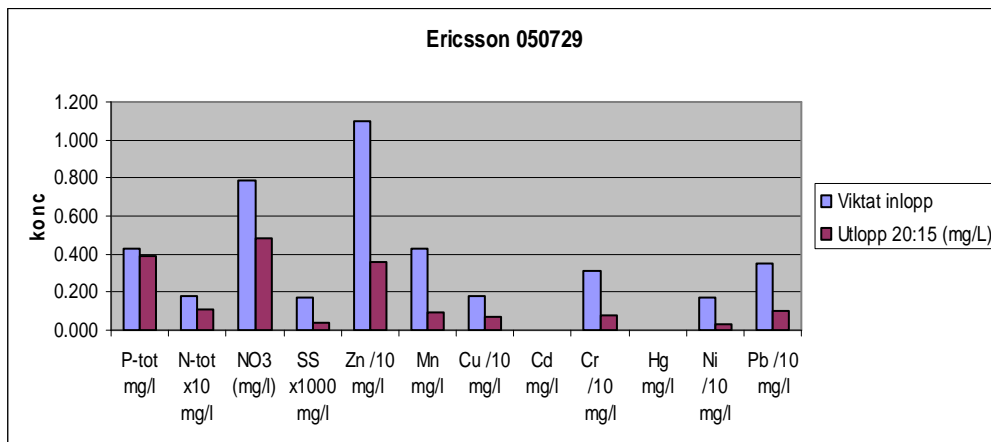


Figur 6.2: Föreningenskoncentrationer i in- resp. utlopp, Östervångskolan 050729.

Tabell 6-5: Föreningenskoncentrationer, Ericsson 050729

	Inlopp 1 red area 0,23 ha (mg/l)	Inlopp 2 red area 1,18 ha (mg/L)	Inlopp 3 red area 0,09 ha (mg/L)	Viktat inlopp	Utlopp 17:00 (mg/l)	Utlopp 20:15 (mg/L)	Differens viktat inlopp- utlopp 20:15 (%)	Förän- dring
Totalfosfor (P-tot)	0,84	0,36	0,37	0,43	0,38	0,39	9	-
Totalkväve (N-Tot)	1,6	1,9	1,10	0,181	1,11	1,12	38	-
Nitrat (NO3)	0,46	0,87	0,61	0,79	0,42	0,48	39	-
SS	434,0	131,1	73,1	173	55,3	42,3	76	-
Zink (Zn)	0,14	0,11		0,11	0,065	0,036	67	-
Mangan (Mn)	0,93	0,34		0,43	0,15	0,091	79	-
Koppar (Cu)	0,023	0,017		0,018	0,0098	0,0067	63	-
Kadmium (Cd)	0,00078	0,00025		0,00033	0,00012	0,000	100	-
Krom (Cr)	0,034	0,031		0,031	0,011	0,0078	75	-
Kvicksilver (Hg)	0,000	0,000		0,000	0,000	0,000		
Nickel (Ni)	0,032	0,014		0,017	0,0058	0,0035	79	-
Bly (Pb)	0,048	0,033		0,035	0,019	0,010	71	-

På grund av höga kostnader för metallanalyser analyserades ej metallerna från inlopp 3 då detta inlopp endast står för 6 % av det totala inkommande dagvattnet.



Figur 6.3: Föroreningskoncentrationer in- resp utlopp, Ericsson 050729

Råby mätstation 050810

Nederbörd: 67 min, 3,7 l/s/ha, 1,5 mm.

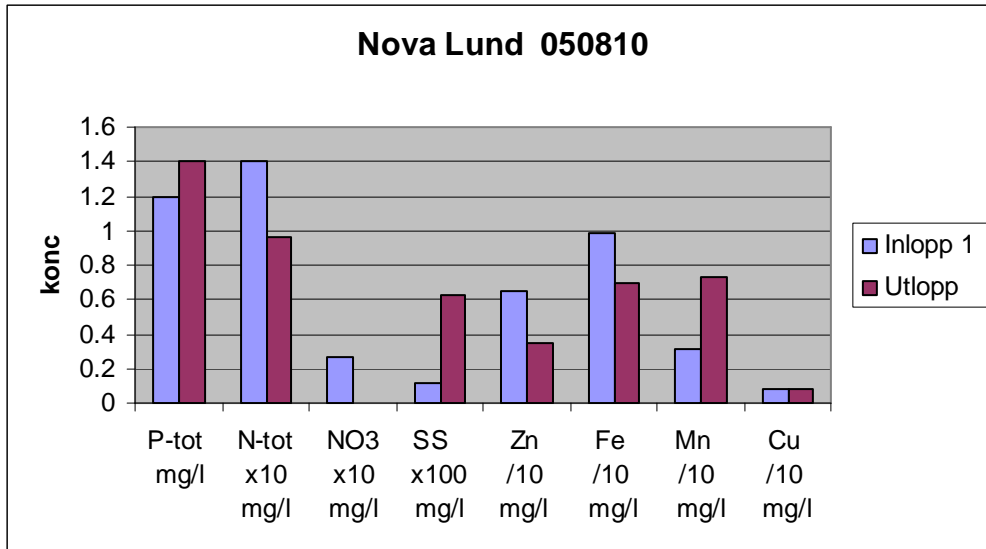
Föregående torrperiod: 4 dagar, 8h

Föregående regn: 050806, 46 min, 9,1 l/s/ha, 2,5mm.

Tabell 6-6: Föroreningskoncentrationer, Nova Lund 050810

	Inlopp 1 (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens (%)	Förändring
Totalfosfor	1,2	1,4	14	+
Totalkväve	14,0	9,6	31	-
Nitrat	2,7	0,91	66	-
SS	11,8	62,5	81	+
Zink	0,065	0,035	46	-
Järn	0,099	0,069	30	-
Mangan	0,031	0,073	58	+
Koppar	0,008	0,008	0	

Vid detta regntillfälle kom inget eller ytterst lite vatten från inlopp 2 och inlopp 3.



Figur 6.4: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Nova Lund 050810.

Norra verket mätstation, 050810

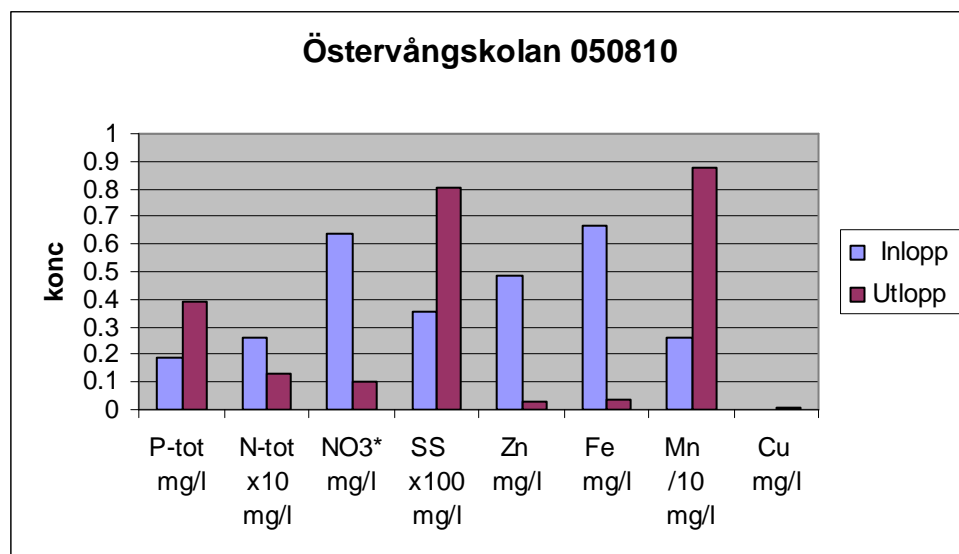
Nederbörd: 70 min, 3,6 l/s/ha, 1,5 mm.

Föregående torrperiod: 4 dagar, 11h

Föregående regn: 050805, 337 min, 5,9 l/s/ha, 12,0 mm.

Tabell 6-7: Föreningenskoncentrationer, Östervångskolan 050810.
< halten ligger under detektionsgränsen

	Inlopp (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens (%)	Förändring
Totalfosfor	0,19	0,39	51	+
Totalkväve	2,6	1,3	50	-
Nitrat	0,64	<0,10	>84	-
SS	35,2	80,2	56	+
Zink	0,489	0,03	94	-
Järn	0,669	0,036	95	-
Mangan	0,026	0,088	70	+
Koppar	0,000	0,008	100	+

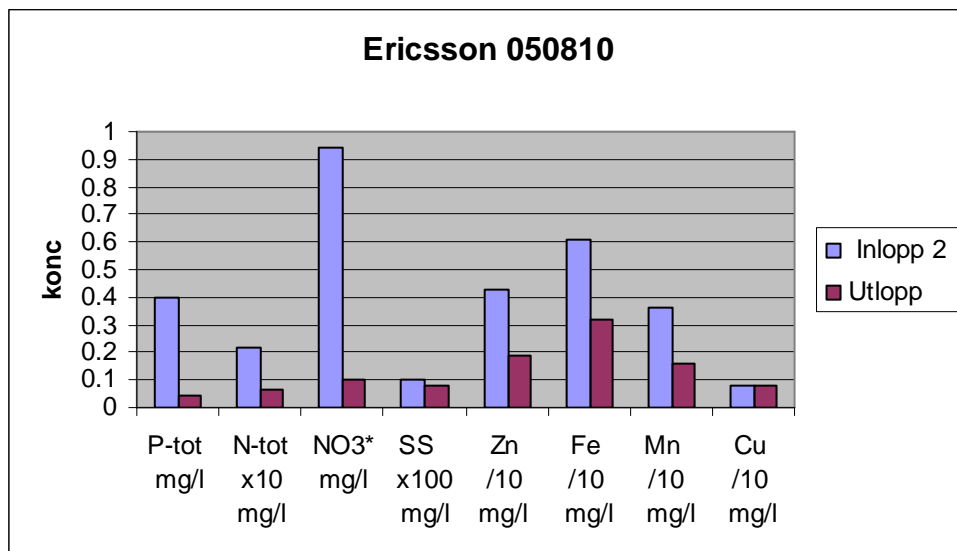


Figur 6.5: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Östervångskolan, 050810.
*Utloppshalten ligger under detektionsgränsen.

Tabell 6-8: Föreningsskoncentrationer, Ericsson 050810.
< halten ligger under detektionsgränsen

	Inlopp 2 (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens (%)	Förändring
Totalfosfor	0,4	0,04	90	-
Totalkväve	2,2	0,63	71	-
Nitrat	0,94	<0,10	>89	-
SS	10,3	8,1	21	-
Zink	0,043	0,019	56	-
Järn	0,061	0,032	48	-
Mangan	0,036	0,016	56	-
Koppar	0,008	0,008	0	

Vid detta regntillfälle kom det inget vatten från inlopp 1 och ytterst lite från inlopp 3. Prov togs därför enbart från inlopp 2.

**Figur 6.6:** Föreningsskoncentrationer i in- resp utlopp, Ericsson 050810. *Utloppshalten ligger under detektionsgränsen.

Dalby mätstation, 050813

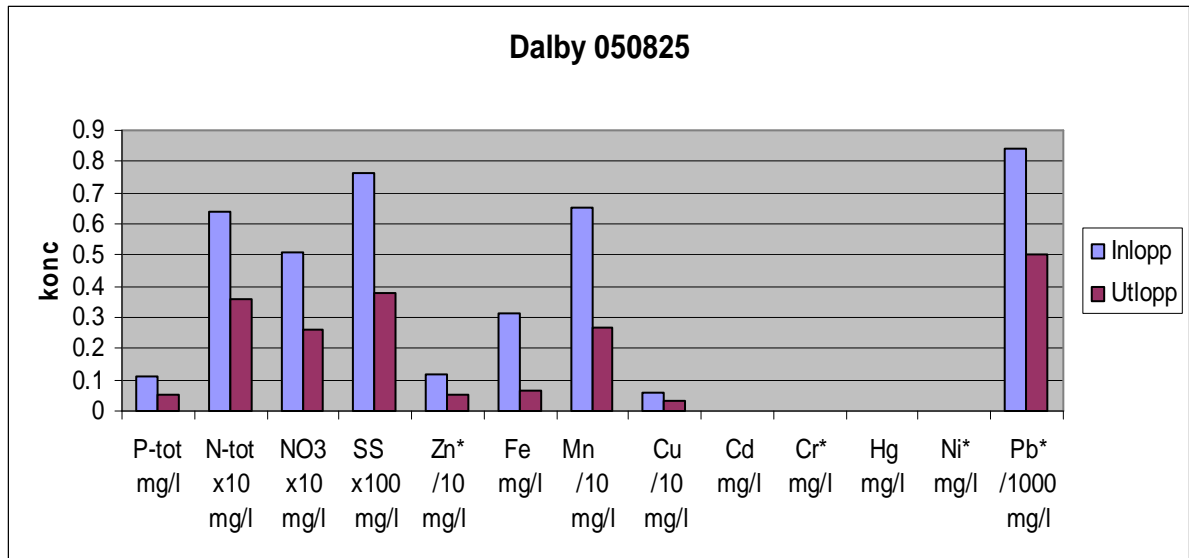
Nederbörd: 240 min, 3,1 l/s/ha, 4,5 mm.

Föregående torrperiod: 1 dag, 6h

Föregående regn: 050811, 210 min, 1,2 l/s/ha, 1,5 mm.

Tabell 6-9: Föreningenskoncentrationer, Dalby 050813

	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,09	0,07	22	-
N-tot	3,8	3,3	13	-
NO3	3,0	0,25	92	-
SS	31,2	26,4	15	-
Zn	0,017	0,004	76	-
Fe	0,041	0,026	37	-
Mn	0,031	0,026	16	-
Cu	0,008	0,008	0	



Figur 6.7: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Dalby 050813.

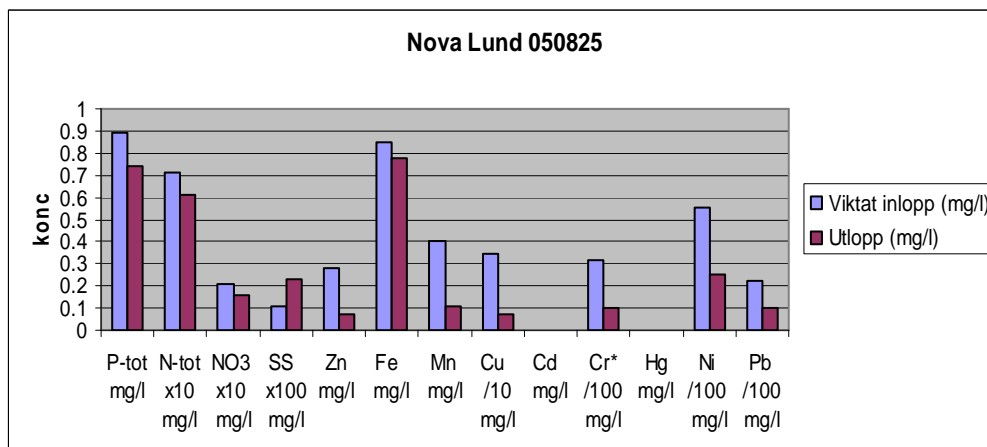
Kadmium-, krom-, kvicksilver- och nickelhalterna låg på noll eller under detektionsgränsen.

Råby mätstation, 050825

Nederbörd: 330 min, 6.6 l/s/ha, 13 mm.

Föregående torrperiod: 12 dagar, 11h

Föregående regn: 050813, 281 min, 3,0 l/s/ha, 5 mm.



Figur 6.8: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Nova Lund 050825.

Tabell 6-10: Föreningenskoncentrationer, Nova Lund 050825

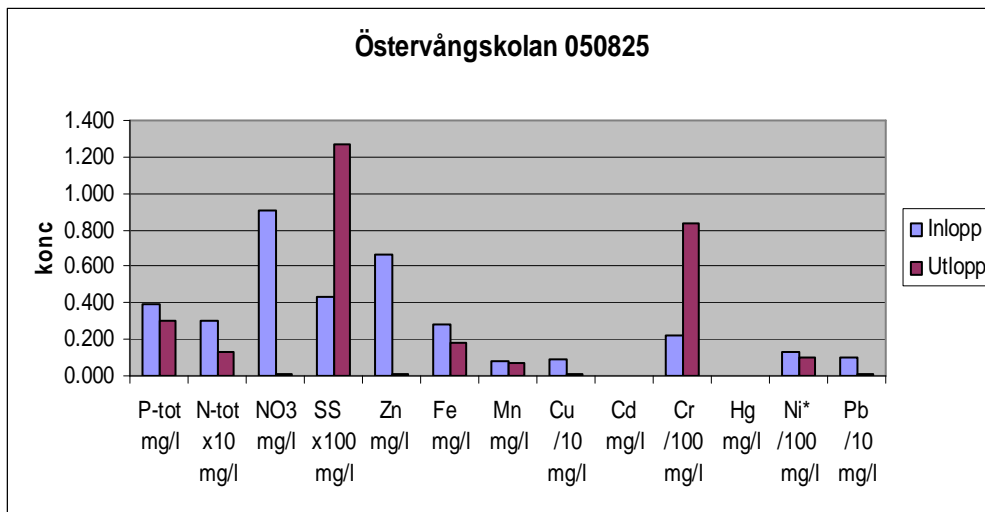
	Inlopp 1 red area 2,31 ha (mg/l)	Inlopp 2 red area 0,73 ha (mg/L)	Viktat Inlopp (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,95	0,71	0,89	0,74	17	-
N-tot	6,2	10,0	7,1	6,1	14	-
NO3	1,98	2,54	2,1	1,57	26	-
SS	10,8		10,8	23,0	53	+
Zn	0,13	0,77	0,28	0,072	75	-
Fe	0,195	2,93	0,85	0,779	9	-
Mn	0,048	1,53	0,40	0,108	73	-
Cu	0,011	0,109	0,035	0,007	80	-
Cd	0,00016	0,00022	0,00017	0,000	100	-
Cr	0,0014	0,0088	0,0032	<0,001	69	-
Hg	0,000	0,000	0,000	0,000		
Ni	0,0029	0,014	0,0056	0,0025	55	-
Pb	0,00057	0,0074	0,0021	0,0010	55	-

Norraverket mätstation, 050825

Nederbörd: 348 min, 7,2 l/s/ha, 15 mm.

Föregående torrperiod: 7h

Föregående regn: 050825, 113 min, 2,2 l/s/ha, 1,5 mm.



Figur 6.9: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Östervångskolan 050825. *Halten ligger under detektionsgränsen.

Tabell 6-11: Föreningsskoncentrationer, Östervångskolan
< halten ligger under detektionsgränsen.

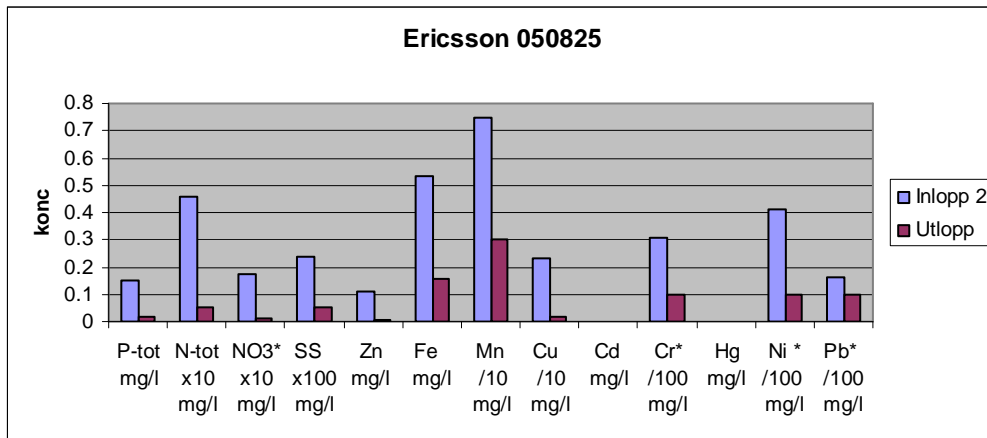
050825

	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,39	0,3	23	-
N-tot	3,0	1,3	57	-
NO3	0,91	0,01	99	-
SS	43,2	127,3	66	+
Zn	0,660	0,0059	99	-
Fe	0,286	0,182	36	-
Mn	0,082	0,072	12	-
Cu	0,009	0,001	89	-
Cd	0,00019	0,000	100	-
Cr	0,0022	0,0084	74	+
Hg	0,000	0,000	0	
Ni	0,0013	<0,001	>23	-
Pb	0,010	0,00078	92	-

Tabell 6-12: Föreningenskoncentrationer, Ericsson 050825.
< halten ligger under detektionsgränsen.

	Inlopp 2	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,15	0,02	87	-
N-tot	4,6	0,53	88	-
NO3	1,72	<0,1	>94	-
SS	24,0	5,2	78	-
Zn	0,11	0,004	96	-
Fe	0,532	0,156	71	-
Mn	0,075	0,030	60	-
Cu	0,023	0,0016	93	-
Cd	0,000	0,000	0	
Cr	0,0031	<0,001	>68	-
Hg	0,000	0,000	0	
Ni	0,0041	<0,001	>76	-
Pb	0,0016	<0,001	>38	-

Vid detta regntillfälle kom det inget vatten från inlopp 1 och ytterst lite från inlopp 2. Prov togs därför enbart från inlopp 2.



Figur 6.10: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Ericsson 050825.
*Halten ligger under detektionsgränsen.

Dalby mätstation, 050825

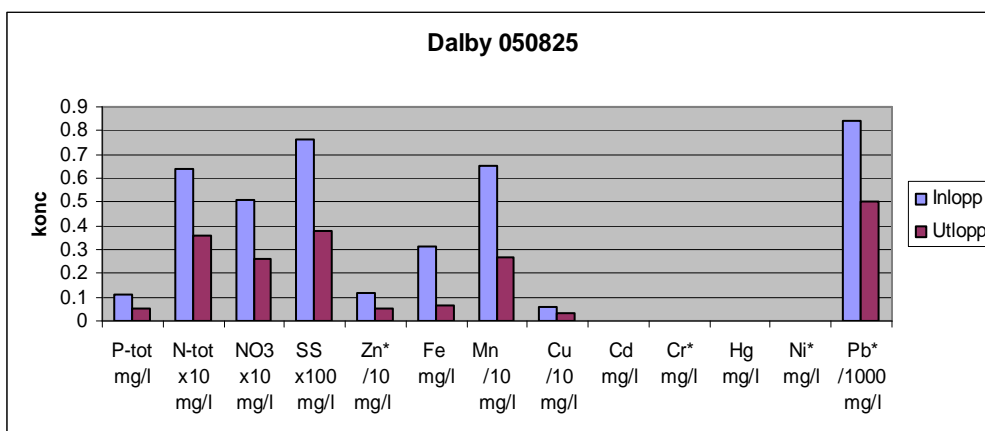
Nederbörd: 308 min, 8,4 l/s/ha, 15,5 mm.

Föregående torrperiod: 12 dagar, 9h

Föregående regn: 050813, 240 min, 3,1 l/s/ha, 4,5 mm.

Tabell 6-13: Föreningenskoncentrationer, Dalby 050825.
< halten ligger under detektionsgränsen.

	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,11	0,05	55	-
N-tot	6,4	3,6	44	-
NO3	5,11	2,63	49	-
SS	76,6	38,0	50	-
Zn	0,012	<0,005	>58	-
Fe	0,312	0,065	79	-
Mn	0,065	0,027	58	-
Cu	0,006	0,003	50	-
Cd	0,000	0,000	0	
Cr	<0,001	<0,001	0	
Hg	0,000	0,000	0	
Ni	<0,001	<0,001	0	
Pb	0,00084	<0,0005	40	-



Figur 6.11: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Dalby 050825.
*Halten ligger under detektionsgränsen.

Råby mätstation, 050915

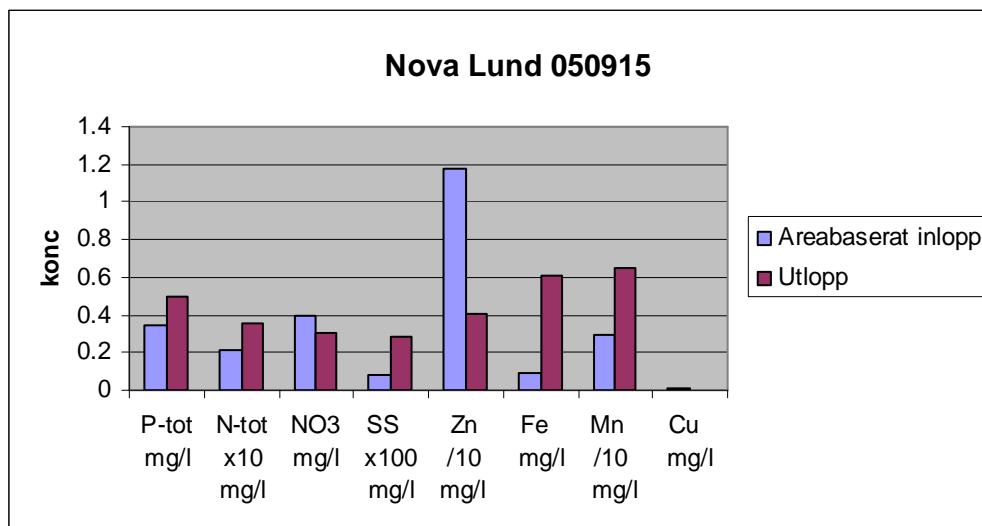
Nederbörd: 10 min, 16,7 l/s/ha, 1,0 mm.

Föregående torrperiod: 1 dag, 1h

Föregående regn: 050914, 80 min, 2,1 l/s/ha, 1,0 mm.

Tabell 6-14: Föroreningskoncentrationer, Nova Lund 050915.

	Inlopp 1 red area 2,31 ha (mg/l)	Inlopp 2 red area 0,73 ha (mg/L)	Viktat inlopp (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,41	0,15	0,35	0,50	30	+
N-tot	2,1	2,2	2,0	3,6	41	-
NO3	0,37	0,49	0,40	0,30	25	-
SS	8,4		8,4	28,2	77	+
Zn	0,113	0,131	1,173	0,041	65	-
Fe	0,026	0,286	0,088	0,610	86	+
Mn	0,016	0,07	0,029	0,065	55	+
Cu	0,008	0,00	0,006	0,00	100	-



Figur 6.12: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Nova Lund 050915.

Norraverket mätstation, 050915

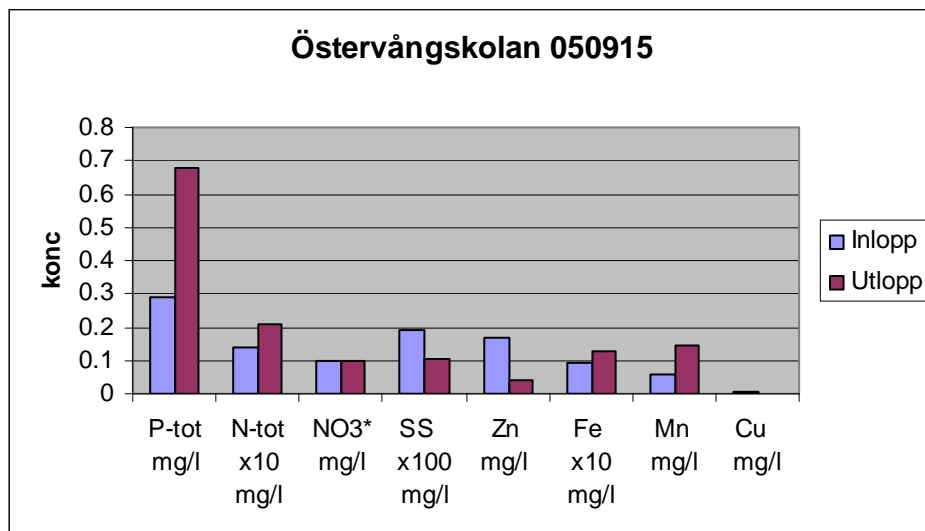
Nederbörd: 7 min, 23,8 l/s/ha, 1,0 mm.

Föregående torrperiod: 1 dag, 1h

Föregående regn: 050914, 11 min, 15,2 l/s/ha, 1,0 mm.

Tabell 6-15: Föroreningskoncentrationer, Östervångskolan 050915.
< halten ligger under detektionsgränsen.

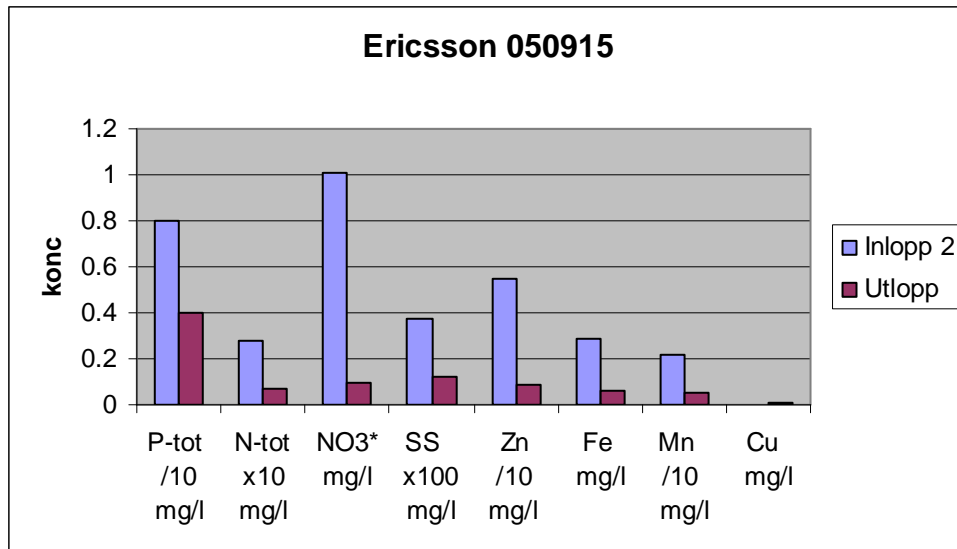
	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,29	0,68	57	+
N-tot	1,4	2,1	33	+
NO3	<0,1	<0,1	0	
SS	18,9	102,2	98	+
Zn	0,169	0,041	76	-
Fe	0,95	1,247	24	+
Mn	0,059	0,145	95	+
Cu	0,008	0,00	100	-



Figur 6.13: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Östervångskolan 050915.
*Halten ligger under detektionsgränsen.

Tabell 6-16: Föroreningskoncentrationer, Ericsson 050915.
< halten ligger under detektionsgränsen.

	Inlopp 2	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,08	0,04	50	-
N-tot	2,8	0,71	75	-
NO3	1,01	<0,1	>90	-
SS	37,1	12,1	67	-
Zn	0,055	0,009	84	-
Fe	0,286	0,065	77	-
Mn	0,022	0,005	77	-
Cu	0,00	0,008	100	+



Figur 6.14: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Ericsson 050915.
*Utloppshalten ligger under detektionsgränsen.

Dalby mätstation, 050915

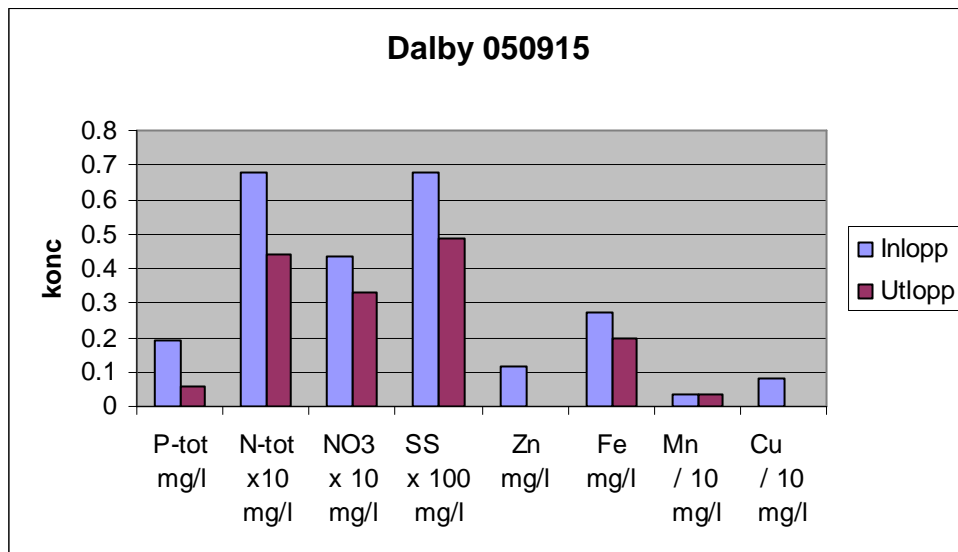
Nederbörd: 37 min, 9,0 l/s/ha, 2,0 mm.

Föregående torrperiod: 1 dag, 6h

Föregående regn: 050914, 34 min, 7,4 l/s/ha, 1,5 mm.

Tabell 6-17: Föroreningskoncentrationer, Dalby 050915.

	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,19	0,06	68	-
N-tot	6,8	4,4	35	-
NO3	4,33	3,31	24	-
SS	67,6	48,9	28	-
Zn	0,015	0,00	100	-
Fe	0,273	0,195	29	-
Mn	0,032	0,032	0	
Cu	0,008	0,00	100	-



Figur 6.15: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Dalby 050915.

Dalby mätstation, 050928

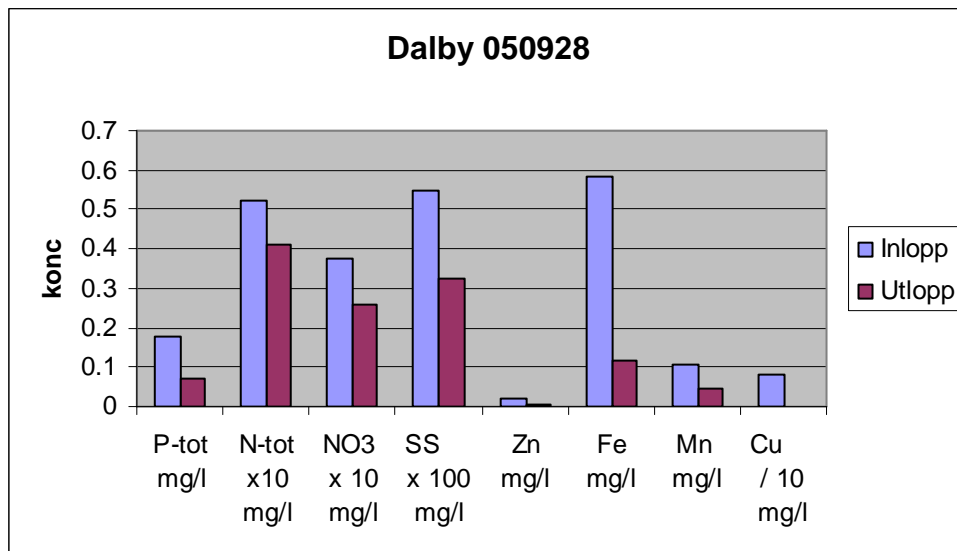
Nederbörd: 150 min, 3,3 l/s/ha, 3,0 mm.

Föregående torrperiod: 12 dagar, 5h

Föregående regn: 050915, 37 min, 9,0 l/s/ha, 2,0 mm.

Tabell 6-18: Föroreningskoncentrationer, Dalby 050928.

	Inlopp	Utlopp	Differens	Förändring
P-tot	0,18	0,07	61	-
N-tot	5,2	4,1	21	-
NO3	3,77	2,61	31	-
SS	54,9	32,3	41	-
Zn	0,020	0,006	70	-
Fe	0,584	0,117	80	-
Mn	0,108	0,048	56	-
Cu	0,008	0,000	100	-



Figur 6.16: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Dalby 050928.

Dalby mätstation, 051001

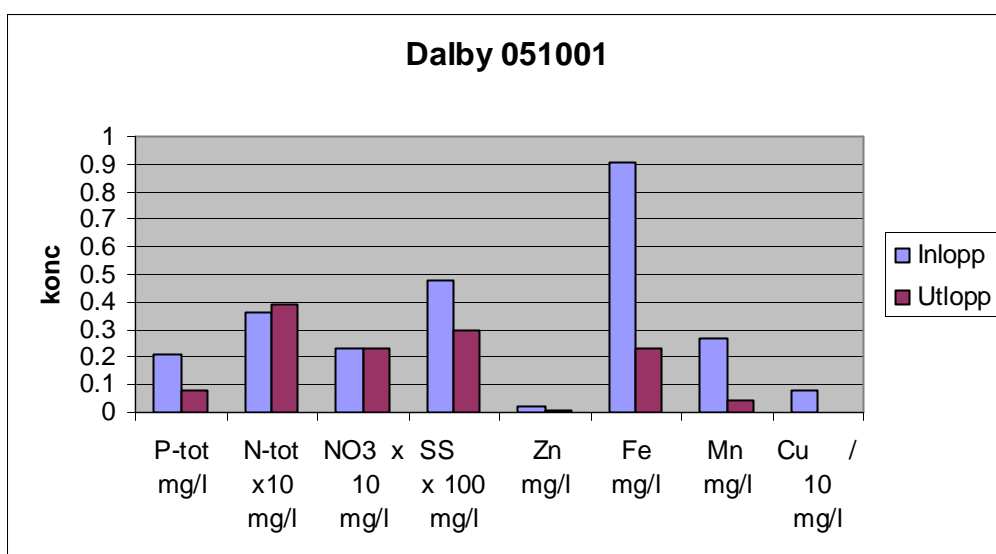
Nederbörd: 646 min, 3,5 l/s/ha, 13,5 mm.

Föregående torrperiod: 1 dag, 21h

Föregående regn: 050929, 214 min, 1,2 l/s/ha, 1,0 mm.

Tabell 6-19: Föreningenskoncentrationer, Dalby 051001.

	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,21	0,08	62	-
N-tot	3,6	3,9	8	+
NO3	2,30	2,31	0,5	+
SS	48,0	29,9	38	-
Zn	0,023	0,009	61	-
Fe	0,909	0,234	74	-
Mn	0,269	0,043	84	-
Cu	0,008	0,00	100	-



Figur 6.17: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Dalby 051001.

Råby mätstation, 051025

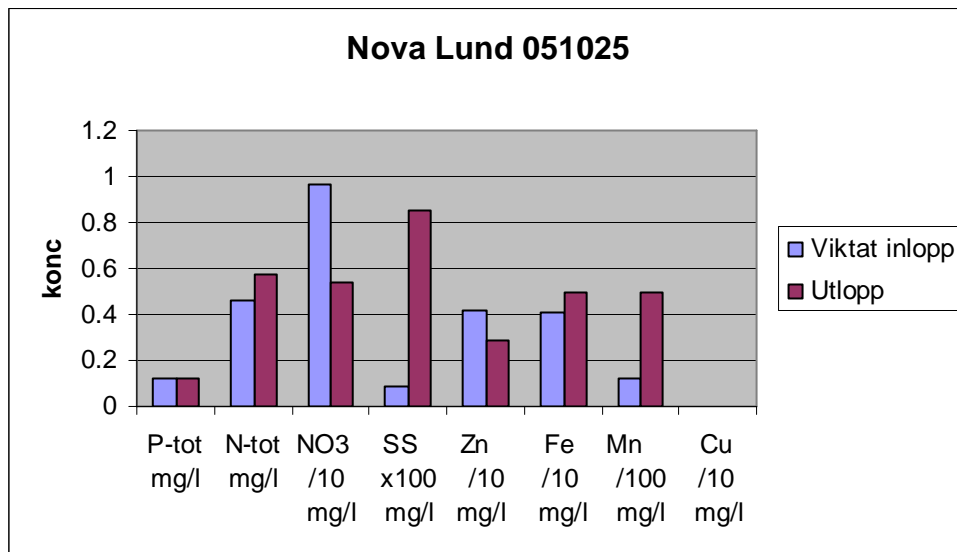
Nederbörd: 907 min, 5,8 l/s/ha, 31,5 mm.

Föregående torrperiod: 3 dagar, 4h

Föregående regn: 050922, 79 min, 3,2 l/s/ha, 1,5 mm.

Tabell 6-20: Föreningenskoncentrationer, Nova Lund 051025.

	Inlopp 1 red area 2,31 ha (mg/l)	Inlopp 2 red area 0,73 ha (mg/l)	Viktat inlopp (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Differens viktat inlopp- utlopp (%)	Förändring
P-tot	0,14	0,07	0,12	0,12	0	
N-tot	0,43	0,57	0,46	0,57	19	+
NO3	0,103	0,076	0,097	0,054	44	-
SS	8,5		8,5	85,2	90	+
Zn	0,044	0,035	0,042	0,029	31	-
Fe	0,013	0,130	0,041	0,050	18	+
Mn	0,00	0,005	0,0012	0,005	75	-
Cu	0,00	0,00	0,00	0,00	0	



Figur 6.18: Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Nova Lund 051025.

Norraverket mätstation, 051025

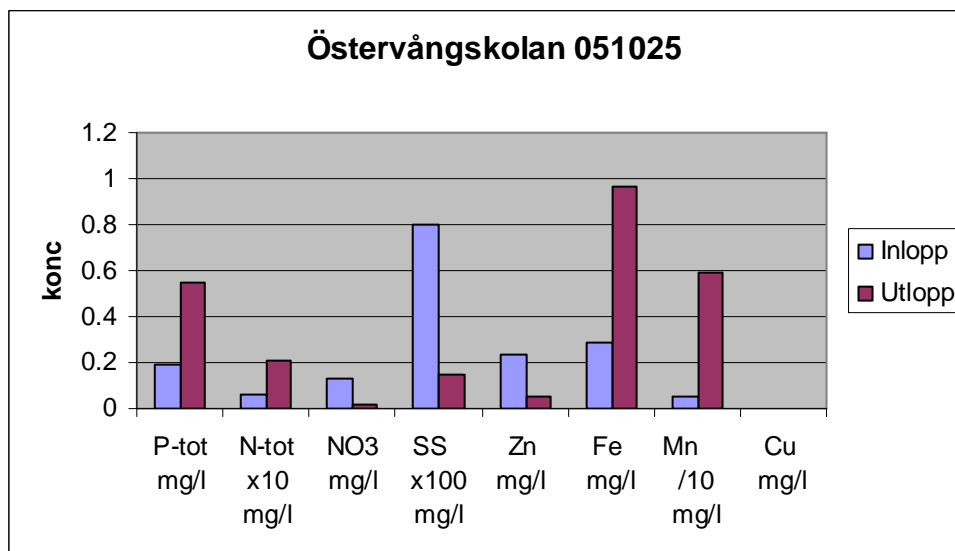
Nederbörd: 1095 min, 4,6 l/s/ha, 30,5 mm.

Föregående torrperiod: 3 dagar, 15 h

Föregående regn: 050922, 83 min, 5,0 l/s/ha, 2,5 mm.

Tabell 6-21: Föroreningskoncentrationer, Östervångskolan 051025.

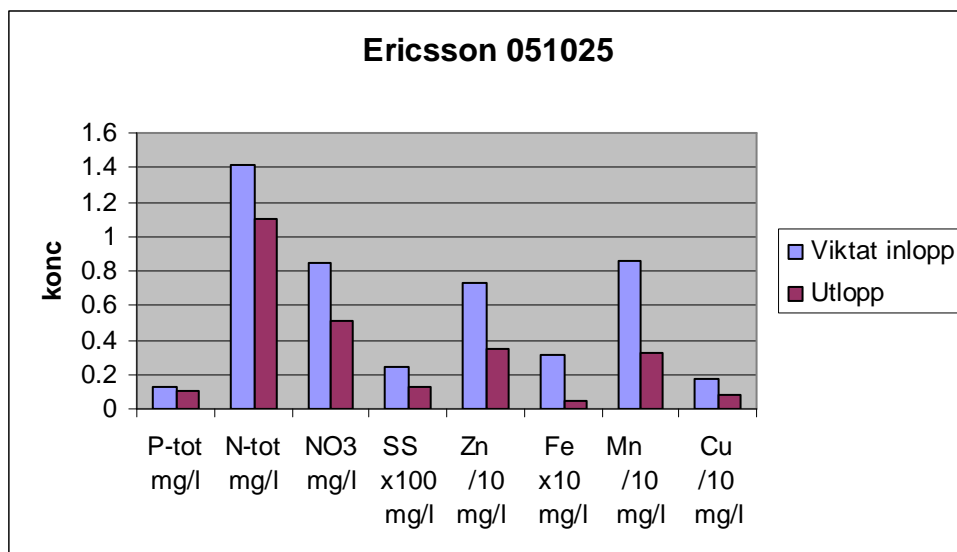
	Inlopp	Utlopp	Differens (%)	Förändring
P-tot	0,19	0,55	65	+
N-tot	0,57	2,1	73	+
NO3	0,13	0,02	85	-
SS	79,6	151,9	48	+
Zn	0,233	0,049	79	-
Fe	0,286	0,961	70	+
Mn	0,005	0,059	92	+
Cu	0,00	0,00	0	



Figur 6.19: Föreningenskoncentrationer i in- resp utlopp, Östervångskolan 051025.

Tabell 6-22: Föroreningskoncentrationer, Ericsson 051025.

	Inlopp 1 red area 0,23 ha (mg/l)	Inlopp 2 red area 1,18 ha (mg/L)	Inlopp 3 red area 0,09 ha (mg/L)	Viktat inlopp	Utlopp (mg/l)	Differens Inlopp- utlopp (%)	Förändring
P-tot	0,21	0,12	0,11	0,13	0,11	17	-
N-tot	1,5	1,4	1,3	1,4	1,1	22	-
NO3	0,664	0,927	0,195	0,844	0,514	39	-
SS		24,3		24,3	12,4	49	-
Zn	0,093	0,070	0,058	0,073	0,035	52	-
Fe	1,805	3,56	1,026	3,14	0,481	85	-
Mn	0,161	0,075	0,038	0,086	0,032	63	-
Cu	0,016	0,017	0,017	0,017	0,008	53	-

**Figur 6-20:** Föroreningskoncentrationer i in- resp utlopp, Ericsson 051025.

För att se om föregående torrperioder, regnintensitet och varaktighet har någon betydelse jämförs de olika resultaten med varandra damm för damm. Halter med fet text betyder att föroreningshalten är hög enligt Aldheimer och Bennerstedt.

Tabell 6-23: Föreningenskoncentrationer i inlopp, Nova Lund.

	Regn 1 050729 Torrperiod: 4dagar, 3h Nederbörd (1:a timmen) 30,6 l/s/ha, 11,0 mm	Regn 2 050810 Torrperiod: 4dagar, 8h Nederbörd (1:a timmen) 1,4 l/s/ha, 1,0 mm	Regn 3 050825 Torrperiod: 12dagar, 11h Nederbörd (1:a timmen) 15,3 l/s/ha, 5,5 mm	Regn 4 050915 Torrperiod: 1dag, 1h Nederbörd: 10 min, 16,7 l/s/ha, 1,0 mm	Regn 5 051025 Torrperiod: 3dagar, 4h Nederbörd (1:a 120 min): 16,0 l/s/ha, 11,5 mm
P-tot	1,41	1,2	0,89	0,35	0,12
N-tot	15,06	14,0	7,1	2,0	0,46
NO3	0,75	2,7	2,1	0,40	0,097
SS	37,3	11,8	10,8	8,4	8,5
Zn	0,07	0,065	0,28	1,173	0,042
Fe		0,099	0,85	0,088	0,041
Mn	0,03	0,031	0,40	0,029	0,0012
Cu	0,014	0,008	0,035	0,006	0,00

Tabell 6-24: Föreningenskoncentrationer i inlopp, Östervångskolan.

	Regn 1 050729 Torrperiod: 4dagar, 2h Nederbörd (1:a timmen) 77,8 l/s/ha, 28,0 mm	Regn 2 050810 Torrperiod: 4dagar, 11h Nederbörd (1:a timmen) 8,3 l/s/ha, 3,0 mm	Regn 3 050825 Torrperiod: 6h Nederbörd (1:a timmen) 15,3 l/s/ha, 5,5 mm	Regn 4 050915 Torrperiod: 1dag, 1h Nederbörd: 7 min, 23,8 l/s/ha, 1,0 mm	Regn 5 051025 Torrperiod: 3dagar, 15h Nederbörd (1:a 120 min): 11,1 l/s/ha, 8,0 mm
P-tot	0,40	0,19	0,39	0,29	0,19
N-tot	1,13	2,6	3,0	1,4	0,57
NO3	1,6	0,64	0,91	<0,1	0,13
SS	34,0	35,2	43,2	18,9	79,6
Zn	0,546	0,489	0,660	0,169	0,233
Fe		0,669	0,286	0,95	0,286
Mn	0,078	0,026	0,082	0,059	0,005
Cu	0,016	0,000	0,009	0,008	0,00

Tabell 6-25: Föreningsskoncentrationer i inlopp, Ericsson.

	Regn 1 050729 Torrperiod: 4dagar, 2h Nederbörd: (1:a timmen) 77,8 l/s/ha, 28,0 mm	Regn 2 050810 Torrperiod: 4dagar, 11h Nederbörd: (1:a timmen) 8,3 l/s/ha, 3,0 mm	Regn 3 050825 Torrperiod: 6h Nederbörd: (1:a timmen) 15,3 l/s/ha, 5,5 mm	Regn 4 050915 Torrperiod: 1dag, 1h Nederbörd: 7 min, 23,8 l/s/ha, 1,0 mm	Regn 5 051025 Torrperiod: 3dagar, 15h Nederbörd: (1:a 120 min): 11,1 l/s/ha, 8,0 mm
P-tot	0,43	0,4	0,15	0,08	0,13
N-tot	0,181	2,2	4,6	2,8	1,4
NO3	0,79	0,94	1,72	1,01	0,844
SS	173	10,3	24,0	37,1	24,3
Zn	1,1	0,043	0,11	0,055	0,073
Fe		0,061	0,532	0,286	3,14
Mn	0,43	0,036	0,075	0,022	0,086
Cu	0,18	0,008	0,023	0,00	0,017

Tabell 6-26: Föroreningskoncentrationer i inlopp, Dalby.

	Regn 1 050813 Torrperiod: 1dag, 6h Nederbörd: 240 min, 3,1 l/s/ha, 4,5 mm (mg/l)	Regn 2 050825 Torrperiod: 12dagar, 9h Nederbörd: 308 min, 8,4 l/s/ha, 15,5 mm (mg/l)	Regn 3 050915 Torrperiod: 1dag, 6h Nederbörd: 37 min, 9,0 l/s/ha, 2,0 mm (mg/l)	Regn 4 050928 Torrperiod: 12dagar, 5h Nederbörd: 150 min, 3,3 l/s/ha, 2,0 mm (mg/l)	Regn 5 051001 Torrperiod: 1dag, 21h Nederbörd: 646 min, 3,5 l/s/ha, 13,5 mm (mg/l)
P-tot	0,09	0,11	0,19	0,18	0,21
N-tot	3,8	6,4	6,8	5,2	3,6
NO3	3,0	5,11	4,33	3,77	2,30
SS	31,2	76,6	67,6	54,9	48,0
Zn	0,017	0,012	0,015	0,020	0,023
Fe	0,041	0,312	0,273	0,584	0,909
Mn	0,031	0,065	0,032	0,108	0,269
Cu	0,008	0,006	0,008	0,008	0,008

För att kunna dra några slutsatser av resultaten från dammen i Dalby kan det vara betydelsefullt att känna till halterna av föroreningar och flöden på det utgående rena spillvatten från Dalby reningsverk. Mängden utgående avloppsvatten under 2005 var 710 000 m³. Detta ger ett medelflöde på 81 m³/h. Dock varierar flödet under de olika månaderna på året. Prov tas på det utgående vattnet med avseende på P-tot och N-tot. Medelvärde för dessa ämnen år 2005 är beräknat till 0,1 mg/l respektive 9,3 mg/l (Lunds kommun, 2005).

För att kunna se variationer i föroreningsinnehåll i dagvattnet från olika typer av ytor beräknas medelvärdet från de olika inloppen för de olika regntillfällena. Detta gäller de ytor som har markanta skillnader i typer av ytor t ex gräs - asfalt.

Tabell 6-27: Föroreningskoncentrationer i inlopp, Nova Lund.

	Nova Inlopp 1 96 % Takyta	Nova Inlopp 2 100 % parkeringsyta
P-tot	0,83	0,28
N-tot	6,93	3,79
NO ₃	0,81	0,94
SS	14,1	64,5
Zn	0,084	0,263
Fe	0,078	1,12
Mn	0,021	0,420
Cu	0,007	0,035

Tabell 6-28: Föroreningskoncentrationer i inlopp, Ericsson.

	Ericsson Inlopp1 89 % gräsyta 11 % trafikerad yta	Ericsson Inlopp 2 46 % trafikerad yta 28 % parkeringsyta 26 % takyta
P-tot	0,53	0,24
N-tot	1,6	1,7
NO ₃	0,56	0,90
SS	434	131
Zn	0,12	0,09
Fe	1,09	3,56
Mn	0,55	0,21
Cu	0,020	0,017

7. Diskussion

Det är viktigt att notera att det inte går att få helt tillförlitliga resultat och slutsatser i detta examensarbete eftersom provtagning ej skett på ett optimalt tillvägagångssätt.

Regnet den 29 juli 2005 var ett mycket intensivt regn som skulle ha kunnat ha fört med sig höga förorenings- och susphalter. Den föregående torrperioden i Lund var ca 4 dygn (togs inga prover i Dalby detta datum). Susphalterna i inloppsvattnet var märkbart högre vid Nova Lund och Ericsson detta datum jämfört med övriga provtagningsdatum. Dock märktes ingen skillnad i susphalter på Östervångskolan. Detta kan bero på att detta inlopp inte avvattnar någon gräs- eller trafikerad asfaltyta. Det fanns ingen märkbar skillnad i övriga föroreningshalter mer än koppar och zink i inloppsvattnet till Ericsson dammen. Dessa låg märkbart över övriga koppar och zink halter från de fyra andra regnhändelserna. Enligt teorin borde även de andra föroreningshalterna ha varit högre än vid de andra regntillfällena. De övriga föroreningshalterna, speciellt tungmetallerna, borde ha följt susphalterna storleksmässigt eftersom de till största delen finns i partikulär form. Detta kanske kan förklaras med att torrperioden endast var fyra dygn vilket betyder att det inte var länge sedan marken sköljdes ur och några nya metaller inte hunnit ackumuleras i någon större grad.

De regntillfällena som borde ha fört med sig mest föroreningar borde vara de regn med längst föregående torrperiod men även de mest intensiva regnen eftersom dessa sköljer ut marken ordentligt. Tittar man på resultaten från dammen i Dalby ser man att regnet den 25 augusti 2005 hade längst föregående torrperiod (12 dagar och 9 h) samtidigt som det gav den största nederbördsmängden (15,5 mm) jämfört med de andra provtagningsdatumen. Dock kan man inte urskilja någon skillnad mellan föroreningshalterna i inloppen. Vid detta regntillfälle ligger inte föroreningshalterna på en högre nivå än övriga regntillfällena. Detta skulle kunna bero på att dagvattnet i denna damm blandas med utgående renat spillvatten från reningsverket precis innan det når dammen och därför ligger på en relativt jämn nivå med avseende på föroreningshalter. Att det inte går att urskilja några skillnader mellan föroreningshalter beroende på föregående torrperioder kan även bero på att resultaten grundar sig på sammansatta prover tagna under hela regnhändelsen. Det är ju precis i början den största mängden föroreningar sköljs ur marken vilket gör att man måste ta enskilda prov i början av regnhändelsen för att kunna se variationen. Vattenproverna som är tagna på ingående vatten i dammarna i Lund är dock tagna under den första tiden av regnhändelsen och borde visa på skillnader. Även här kan man dock inte se några skillnader mellan de olika regnhändelsernas inkommande föroreningshalter. Det är dock svårt att dra någon slutsats av detta eftersom man endast tagit ett prov per regntillfälle och dessutom inte exakt kunnat bestämma hur länge regnet pågått då proverna togs. Denna tid kan skilja från regnhändelse till regnhändelse.

Skillnader på föroreningshalter mellan olika avrinningsytor kan konstateras. Då man tittar på skillnaden mellan inlopp 1 och inlopp 2 till dammen vid Nova Lund kan man

se att inlopp 1 har högre halter av totalfosfor och totalkväve men lägre halter av suspenderat material, zink, mangan, järn och koppar än inlopp 2. Dagvattnet från inlopp 1 kommer till största delen från Köpcentret Nova Lunds tak medan inlopp 2 avvattnar parkeringsytorna. Detta resultat var väntat eftersom trafikerade ytor för med sig metaller och suspenderat material. Att det är högre värden totalfosfor och totalkväve på taken kan bero på fågelspillning och atmosfäriskt nedfall. Inlopp 1 och inlopp 2 till dammen vid Ericsson skiljer sig även åt med avseende på avrinningsytor. Inlopp 1 avvattnar till största delen luckrad gräsyta medan inlopp 2 till största del avvattnar trafikerade ytor. Eftersom stora mängder vatten infiltrerar i gräsytorna kommer dock mycket av dagvattnet som når inlopp 1 från de trafikerade ytor. På grund av detta går det inte att se så stora skillnader i föroreningshalter mellan de olika inloppen. Resultaten visar på större halter av totalfosfor och suspenderat material och mindre halter av järn och mangan från inlopp 1 än inlopp 2. Även detta är rimligt eftersom fosfor och det suspenderade materialet till stor del kommer från gräsytorna.

Att jämföra Dalbys ingående föroreningshalter med teoretiska värden ger inte så mycket på grund av att detta vatten är blandat med renat spillvatten. Däremot kan man jämföra de andra dammarnas inloppsvatten med teoretiska värden. Uppmärksamhet bör dock riktas åt att resultaten för dessa dammar endast är grundade på stickprov. Jämförelse mellan Nova Lund inlopp 1 och teoretiska värden för föroreningsinnehåll i takvatten (Malmqvist et al) visar att kopparhalten ligger lägre i inlopp 1 än det teoretiska och zink samt suspenderat material ligger inom det normala intervallet. För övriga föroreningar i dagvatten från takytor hittades inga teoretiska värden. En jämförelse mellan inlopp 2, Nova lund, med teoretiska värden (Malmqvist et al) visar att koppar, zink och suspenderat material ligger inom det normala intervallet för dagvatten från parkeringsytor. Övriga teoretiska halter för föroreningar från parkeringsytor saknas. För inlopp 2, Ericsson-dammen, ligger totalkväve och totalfosfor inom det normala medan zinken och det suspenderade materialet ligger på en lägre nivå än för de teoretiska värdena för trafikytor. Övriga teoretiska värden saknades även här.

Om man ska titta på vilka föroreningar dammen tagit upp som mest är det intressant att titta på reduceringen av ämnen i Dalby-dammen eftersom dessa resultat är mest tillförlitliga. Dock kan man inte se någon tydlig skillnad mellan de olika föroreningarna. Resultaten visar på att koppar och zink är de ämnen som reduceras mest vid de fem olika regnhändelserna men halterna är så små så det är svårt att säga om det verkligen stämmer. Eftersom metaller ofta befinner sig i partikulär form sedimenterar dessa till botten vilket gör att dammen även teoretiskt sett borde vara bäst på att reducera metaller. Resultaten visar även att dammen är sämst på att reducera totalkvävet. Detta kan bero på att växter ej hunnit etablera sig tillräckligt i dammen. Totalt sett verkar dock dammen i Dalby fungera väl med avseende på att ta upp föroreningar. Endast vid ett regntillfälle visade resultaten på högre halter i utlopp än inlopp. Detta inträffade den 1 oktober för totalkvävet och nitraten. Dock var ökningen marginell. Vid övriga regnhändelser har i stort sett alla föroreningar reducerats.

Det är svårt att säga om dammarna i Lund fungerar optimalt eller ej eftersom endast ett prov per regnhändelse har inhämtats. Resultaten visar dock att Ericsson-dammen verkar fungera mest optimalt utav de tre dammarna. Reduktion av föroreningarna har skett för nästan alla ämnen vid samtliga regntillfällen. Dammen vid Nova Lund visar vid ett regntillfälle, den 29 juli, på reduktion hos samtliga ämnen. Vid övriga regnhändelser visar resultaten både på reduktioner och på öknings i inlopp jämfört med utlopp. Vid de fyra övriga regnhändelserna är halten suspenderat material högre i utloppen jämfört med inloppen. Detta är något förvånande eftersom dammen är relativt nyanlagd och borde därför inte redan behöva rensas på sediment. Dock är denna damm mycket liten vilket gör att sedimenteringen ej borde fungera optimalt. Detta motsäger sig visserligen eftersom om sedimenteringen inte fungerar optimalt borde dammen inte ha särskilt tjockt lager av sediment på botten och därmed inte resuspendera ut i vattnet. Dammen i Östervångskolans parkområde verkar inte fungera optimalt som föroreningsfälla. Resultaten visar här på ungefär lika mycket reduktion som ökning av föroreningar. Det suspenderade materialet ökar relativt mycket från inlopp till utlopp. Med tanke på att dammen är väldigt gammal och dessutom aldrig blivit rensad är dessa resultat ej särskilt förvånande. Dammen är antagligen i stort behov av rensning från sediment. Dessutom kan det vara så att fontänerna får sedimentet att resuspendera.

Teoretiskt sett borde Dalbydammen fungera bäst utav de fyra dammarna eftersom detta är en stor damm med in- och utlopp placerade långt ifrån varandra. Även Ericsson-dammen är en stor damm men det största inloppet ligger relativt nära utloppet vilket borde ge sämre förutsättningar för att ta upp föroreningar. Dock visade resultaten att Ericsson-dammen fått bättre resultat än Dalby-dammen då man tittar på differens-kolumnen. Detta ska man dock ta med en nypa salt eftersom provtagningen i dammarna har haft olika tillvägagångssätt.

Ett av de största felen i detta arbete är att man inte riktigt kan veta om det är samma regnhändelse i inlopp som i utlopp då provinshämtningen utförts. Eftersom det är svårt att veta uppehållstiden i dammen är det svårt att veta om vattnet vid utloppet kommer från "gårdagens" regnhändelse eller om det verkligen är samma regnhändelse som i inloppet. Dock kan man ändå få en uppfattning om reduktionen av föroreningar. Det inkommande vattnet borde i genomsnitt oftast ha ett högre innehåll av föroreningar än det utgående.

Att susphalterna inte alltid korrelerar med metallhalterna kan anses märkligt. Eftersom metallerna oftast sitter bundet i det suspenderade materialet borde dessa ämnen följas åt. En anledning till att susphalterna har ökat i utloppet jämfört med i inloppet samtidigt som metallerna har minskat kan vara att det följer med grus längs kanterna på dammen vilket inte har speciellt hög metall koncentration. De dammar som är omgärdade utav gräs får även ett tillskott av grus från avrinningen över dessa ytor. Vattnet i utloppet har då med sig både susphalter från botten av dammen som innehåller mycket metaller samt susphalter från omgivande areal och kanter från dammen med ett lägre metallinnehåll. Då inloppen avvattnar tak och asfalterade ytor innehåller vattnet kanske inte så hög grad susphalter men däremot finns det ett större

innehåll utav metaller. Resultatet blir då att differensen mellan koncentration metaller blir högre än differansen mellan koncentrationen susphalter i in- jämfört med utlopp. Susphalterna kan då till och med bli högre i utlopp än i inlopp.

8. Slutsats

Detta examensarbete är utfört åt Tekniska Förvaltningen på Lunds kommun. Kommunen står för kostnaderna av analys av provvatten. Fyra dammar inom Lunds kommun valdes ut för att undersöka deras funktion som föroreningsfällor. Eftersom ekonomin var begränsad är det dock inte möjligt att få helt tillförlitliga resultat. Prover togs på inkommande och utgående vatten vid fem regntillfällen. Två stycken ISCO automatiska provtagare fanns till förfogande, från Lunds Tekniska Högskola, vilka placerades ute vid dammen i Dalby eftersom denna damm endast har ett in- och ett utlopp. Dessutom ligger denna damm avskilt från bebyggelse vilket minskar risken för vandalism. Från de tre övriga dammarna belägna inne i Lund togs stickprov från in- och utlopp vid början av regnhändelsen. Försiktighet måste dock vidtagas vid analys av resultaten eftersom stickprov kan ge missvisande resultat. Resultaten visade dock tydligt på att dammen i Dalby och dammen vid Ericsson fungerade bäst utav de fyra dammarna som föroreningsfälla. I stort sett alla halter hade minskat från in- till utlopp. Dammen vid Östervångskolan har sämst resultat. De utgående halterna suspenderat material ligger vid samtliga regntillfällen över 50 % högre än de ingående susphalterna. Detta beror sannolikt på att dammen är mycket gammal och är i stort behov av bortförel av sediment. Dessutom har denna damm två stycken fontäner, som är utplacerade för att syresätta vattnet, vilka möjligtvis hjälper till att resuspendera sedimentet. Dammen vid Nova Lund köpcenter är mycket liten vilket säkerligen är anledningen till att resultaten visar på att denna damm ej fungerar optimalt. Dock fungerar den som föroreningsfälla vid vissa regntillfällen för några av föroreningarna men den verkar även fungera som föroreningskälla vid vissa tillfällen.

Källförteckning

Litteratur:

Vikström M.,

Fysisk och numerisk modellering av utjämningsmagasin med öar,
Institutionen för Vatten, Miljö och Transport, Chalmers Tekniska Högskola,
Göteborg, 2001.

Almgren A., Johansson P.,

Planering och modellering av alternativ dagvattenhantering vid klostergården,
Institutionen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Universitet, Lund
1996.

Bengtsson L., Stahre P., Villareal E.,

Öppen dagvattenavledning i Augustenborg,
VATTEN, 60, 163-171, 2004.

Bergström A., Cervin K., Thörnelöf,

Organiska miljögifter, olja, näringsämnen och bakterier
Stockholm Vatten, 2001.

Broberg S., Cammernäs C., Nilsson J., Tonning C.,

Design för vassodling vid Vinne å & Vramsån,
Högskolan Kristianstad, 2002.

Butler D., Davies J W.,

Urban drainage,
London, 2000.

Feuerbach P.,

Praktisk handbok för våtmarksbyggare – anläggning och skötsel,
Hushållningssällskapet Halland, 1998.

Fleischer S., Stibe L., Svensson J., Pansar J., Rosenqvist T.,

Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad,
VA-Forsk Rapport nr 7-2002.

Hjorth P., Lacoursière J., Niemczynowicz J., Vought L.,

Biologisk mångfald i vägdammar,
Lunds universitet på uppdrag av Vägverket, Region Syd.

Persson J.,

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

Johansson M.,

Avskiljning av dagvattenföroreningar – driftuppföljning av Bäckaslövs avsättningsdamm och våtmark,

Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg 1997.

Larm T.,

Dagvattnets sammansättning recipientpåverkan och behandling,

VA-Forsk Rapport nr 1994-06.

Lundberg K., Lindmark P.,

Rening av vägdagvatten,

Statens geotekniska institut, Linköping, 1994.

Lunds kommun,

Miljörapport för år 2005,

Tekniska förvaltningen, Lund 2005.

Malmqvist P-A., Svensson G., Fjellstöm C.,

Dagvattnets sammansättning,

VA-Forsk rapport nr 1994-11 Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV, Stockholm.

Marsalek, J., Rochfort, Q., Brownlee, B., Mayer T., Servos, M.,

An exploratory study of urban runoff toxicity.

Wat. Sci. Tech. G.B 1999

Naturvårdsingenjörerna AB,

Utvärdering av fem vägdagvattendammar i Skåne,

Vägverket, Region Skåne, 2004.

Nitare M.,

Mätningar med avseende på metaller och näringsämnen i Lunds dagvatten,

Tekniska förvaltningen, Lund, 2002.

Olsson F., Thiberg J.,

Alternativa system för omhändertagande av urbana miljöers spill- och dagvatten,

Institutionen för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, Lund 1997.

Persson J.,

Bestämmande faktorer vid dammutformning,,

Chalmers Tekniska Högskola, 1999.

Persson, J., Urban Water,

The hydraulic performance of ponds of various layouts,
Göteborg, 2000.

Semadeni-Davies A.,

Vinter vid Bäckaslöv Våtmark – Fallstudie från en dagvattendamm i Växjö kommun, Småland,

VA-Forsk Rapport nr 2004-14.

Semadeni-Davies, A.,

Winter performance of an urban stormwater pond, southern Sweden.
Hydrological Processes, 2006

Stahre P.,

Lokala dagvattenlösningar för befintlig bebyggelse,

VA-verket, Malmö 1999.

Stahre P.,

En långsiktigt hållbar dagvattenhantering, planering och exempel,

Svenskt Vatten, Malmö 2004.

Upplands Väsby kommun et. al.,

Gemensamma riktlinjer för hantering av Dagvatten i tätort,

Upplands Väsby, 2001

US EPA., ASCE.,

Urban Stormwater BMP Performance Monitoring ,

EPA-821-B-02-001, Washington, 2002.

US EPA.

Storm Water Technology Fact Sheet: Wet detention ponds,

EPA 832-F-99-048, Washington, 1999.

Walker CH.,

Principles of ecotoxicology,

Great Britain, 1998.

Warfvinge P.,

Miljö kemi. Miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv,

Lund, 1997.

Svenska Vatten och Avloppsföreningen,

Anvisningar för beräkning av allmänna avloppsledningar,

VAV P28

Westlin A.,

Dagvatten från parkeringsytor,

Stockholm Vatten Rapport nr 27-2004.

Viklander M.,

Snow quality in urban areas. Ph.D. Thesis,

Luleå Universitet, 1997.

Internet

www.lund.se, *miljörapport för år 2004*.

www.hojea.lund.se/hojproj/default/htm (2006-06-05)