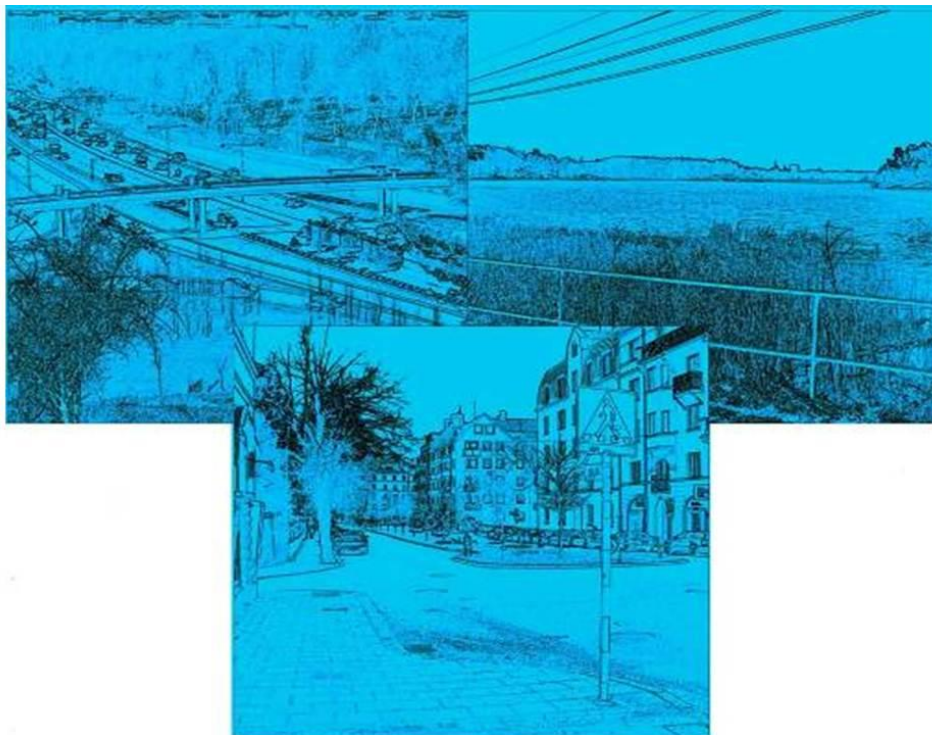


# Dagvatten i Solna

*Föroreningskällor och en studie av dagvattnets sammansättning i tre  
stadsdelar*



Sampo Hinnemo

Civilingenjörsexamen  
Väg- och vattenbyggnadsteknik

Luleå tekniska universitet  
Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser



## SAMMANFATTNING

Solna är till ytan en liten kommun med varierande landmiljöer och rikt på ytvattenområden. Vattenmiljöerna är påverkade av föroreningar från trafik, bostadsområden, centrumområden, miljöfarliga verksamheter och andra markanvändningsområden. Denna påverkan utgörs inte bara av aktörer i Solna, utan också av verksamheter inom angränsande kommuner. Därför behövs, i samsyn med grannkommunerna, en översiktlig strategi för att minska den totala påverkan på sjöar och vattendrag.

Vattenplanering i Europa går mot en utveckling där kommungränserna inte styr miljöarbetet. I stället kartläggs vilka vattenflöden som ger vatten åt en recipient, till exempel en sjö eller en havsvik. Planeringen är ett steg i ratificeringen av EU:s vattendirektiv. Direktivet övervakas av vattenmyndigheter, vilka ansvarar för planering och kontroll av recipienterna. För detta ändamål framställer myndigheterna åtgärdsprogram, som dels uttrycker vilka åtgärder som måste vidtas för att uppnå en bättre status på vattenområden och dels hur ansvarsfördelningen ser ut mellan kommuner, myndigheter och andra miljöpåverkande verksamheter.

I denna rapport studeras dagvattnet från tre stadsdelar i Solna med skilda karaktärer. Studiens resultat visar att de högsta föroreningskoncentrationerna kan förväntas från den mest trafikerade stadsdelen (Hagalund). Detta gäller speciellt suspenderade ämnen som uppstår från slitage på E4:n och den intensivt trafikerade Frösundaleden. I jämförelse mellan Hagalund och en stadsdel kännetecknad av bostadsbebyggelse och grönområden (Råsunda) framkom tydliga skillnader. Hagalund beräknades ha högre mängd föroreningar i orenat dagvattnet per hektar och år i storleksordningen; kadmium 87 %, bly 58 %, zink 50 %, koppar 47 %, kväve 40 %, fosfor 39 % och COD 25 %. Resultaten visar därför att de kraftigast trafikerade områdena bör prioriteras när det gäller rening av dagvattnet. Vid tillämpning av schablonberäkningar för stadsvägar kan det vara svårt att använda sig av värden från det statliga vägnätet. Skillnaden mellan intensivt trafikerade stads- och landsvägar är ofta stora. Det är särskilt svårt att bedöma värden för schabloner om tunnlar förekommer i undersökningsområdet, vilket beror på att många parametrar påverkar den verkliga lagringskapaciteten i tunneln. Till följd detta finns en större osäkerhet i beräkningarna vid E4:an i Hagalund, vilket särskilt gäller suspenderat material och bly. Därför kan en utvecklad modell för lagringskapaciteten i tunnlar och stora vägar främja schablonberäkningar i framtiden.

## **ABSTRACT**

The land area of Solna municipality is small but at the same time there are relatively large areas of water surfaces. These areas of water are affected by: traffic, living areas, city centre areas, environmentally hazardous activities and other lands uses. These conditions do not result from Solna alone but also from activities in surrounding municipalities. Therefore an agreed upon plan and strategy are needed to reduce the impact that city life has on lakes and watercourses.

The planning of the water environment in Europe is moving ahead in a new direction and the borders between municipalities do not affect the environmental progress. Instead the streaming of water that runs towards recipients as lakes and bays are being mapped. The strategy is a part of the European water directive and new authorities supervise the progress, which works transboundary in water quality management.

For that purpose the authorities have action programs which point out directives that must be taken for improved water quality including what responsibility each public authority and private actor have in this progress.

In this report three city areas in Solna are being studied. Each area has its' own specifications regarding land use. My report will spell out that the highest concentrations of pollution in the stormwater are related to the intensively trafficked area of Hagalund. The pollution is obvious especially from the suspended materials from the road surface of highway E4 and the intensively trafficked Frösundaleden.

There are significant differences in comparison with another city area (Råsunda), which first and foremost consists of living areas and green areas. The calculations of substances in unpurified stormwater per hectare and year shows that Hagalund has higher rates than Råsunda; 87 percent for cadmium, 58 percent for lead, 50 percent for zinc, 47 percent for copper, 40 percent for nitrogen, 39 percent for phosphorus and 25 percent for COD. The results are clearly showing that cleaning of stormwater should be a priority in areas with most traffic. Though, there are unwieldy factors in the calculations of storm water pollution. Thus the event means values vary a lot between intensively trafficked rural and urban roads and also in tunnels where the potential storage differs. It is especially hard to determine the mean values for suspended material and lead in such places. Therefore, a more developed model for calculating mean values would facilitate the results if it takes more respect to the potential storage of pollution.

## Förord

Under den tid jag arbetat med denna rapport har åtskilliga bitar från utbildningen pusslats ihop sett till föreningarnas vägar, miljöpåverkan och hur lagstiftningen styr olika verksamheter och kommunernas tillvägagångssätt. Skrivandet har kantats av inspiration och huvudbry, sena kvällar och datahaveri, men allt som allt, givit en bredare förståelse för hur den regionala miljöplaneringen fungerar. Denna kunskap tar jag med mig till yrkeslivet inom samhällsplanering och tror att föreningarnas kretslopp för mig hamnat i ett nytt ljus. Detta borde ge en bra grundförståelse för hur de verksamheter jag arbetar med påverkar föreningar, deras spridning och inte minst påverkan på recipienterna.

Till sist vill jag tacka dem som tagit sig tid för diskussioner och kritisk granskning av rapporten. Ett speciellt tack till VA-avdelningen på institutionen för Samhällsbyggnadsteknik med Maria Viklander m.fl.

# Innehållsförteckning

## DEL I

<b>1. INLEDNING</b> .....	<b>7</b>
1.1 BAKGRUND.....	8
1.2 SYFTE.....	9
1.3 METOD.....	9
1.4 AVGRÄNSNINGAR.....	10
<b>2. DAGVATTENKONTAMINATIONER I STADEN</b> .....	<b>11</b>
2.1 HISTORISKA OCH NUTIDA KÄLLOR.....	11
2.1.1 Källor.....	11
2.1.1.1 Vägar och trafik.....	11
2.1.1.2 Saltning.....	12
2.1.1.3 Snöupplag.....	13
2.1.1.4 Byggmaterial.....	13
2.1.1.5 Industrier och miljöfarliga verksamheter.....	13
2.1.1.6 Atmosfäriskt nedfall.....	14
2.2 KÄNDA FÖRORENINGAR.....	14
2.2.1 Metaller och suspenderat material.....	15
2.2.1.1 Kvikksilver.....	16
2.2.1.2 Kadmium.....	16
2.2.1.3 Bly.....	17
2.2.1.4 Koppar.....	17
2.2.1.5 Zink.....	17
2.2.1.6 Nickel.....	17
2.2.2 Näringsämnen.....	18
2.2.2.1 Fosfor.....	18
2.2.2.2 Kväve.....	18
2.2.3 Organiska föroreningar.....	18
2.2.3.1 Syreförbrukande substanser (COD).....	18
2.2.3.2 Polycykliska aromatiska kolväten.....	19
<b>3. DAGVATTENLÖSNINGAR FÖR LOKAL RENING</b> .....	<b>20</b>
3.1 SEDIMENTERINGSANLÄGGNINGAR.....	20
3.2 FILTER.....	21
3.4 LAMELLAVSKILJARE.....	21
3.5 DUNKERSANLÄGGNINGAR.....	21
3.6 VÅTMARKER.....	21
3.7 PERMEABEL ASFALT.....	22
3.8 DIKEN/SVACKDIKEN/ÖVERSILNINGSYTOR.....	22
3.9 GRÖNA TAK.....	22
3.10 VÄXTBEVUXNA MARKFILTER/BIOFILTER/BIORETENTION.....	22
<b>4. RECIPIENTPÅVERKAN</b> .....	<b>24</b>
4.1 SJÖAR, GRUNDVATTEN OCH VATTENDRAG.....	24
4.1.1 Fosfor och kväve.....	24
4.1.2 Metaller.....	24
4.1.3 Syreförbrukande substanser.....	25
<b>5. KOMMUNERNAS MILJÖANSVAR</b> .....	<b>26</b>
5.1 NATURVÅRDVERKETS KRITERIER.....	26
5.2 RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN.....	27
5.2.1 Åtgärdsprogram.....	28

## DEL II

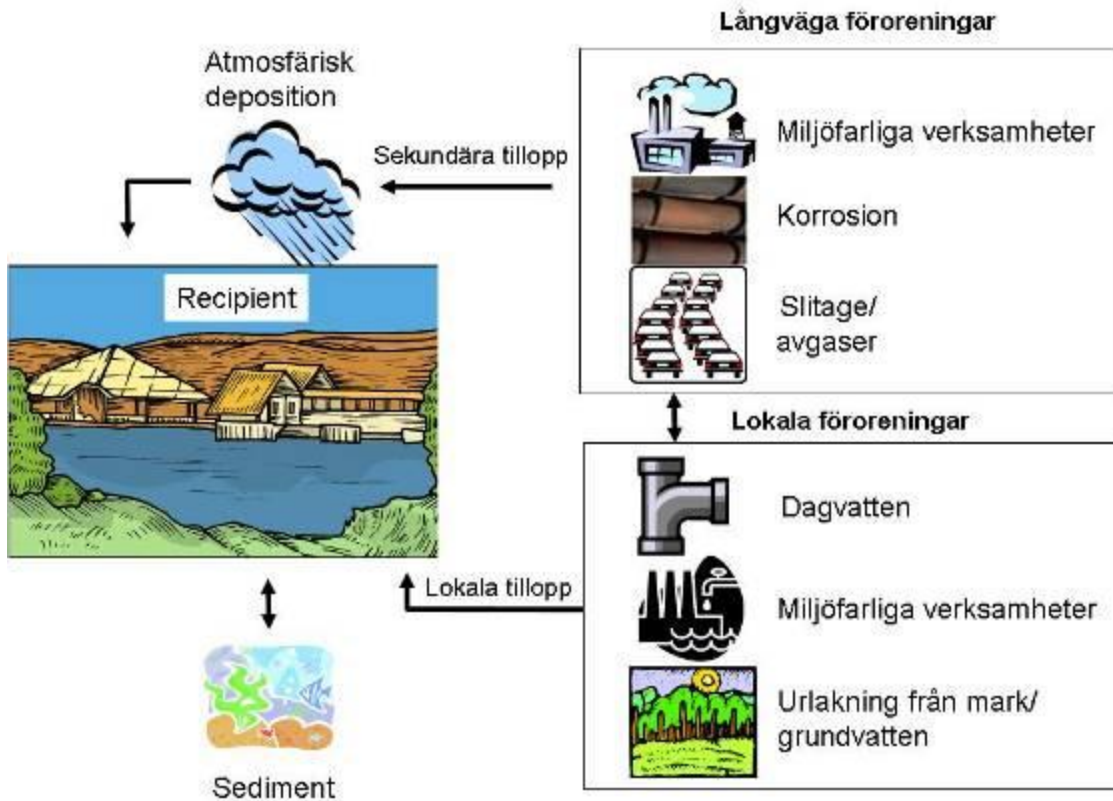
<b>6. DAGVATTENSTUDIE INOM SOLNA KOMMUN</b> .....	<b>29</b>
<b>6.1 STUDIEOMRÅDEN</b> .....	<b>29</b>
6.1.2 <i>Solna strand</i> .....	33
<b>6.2 RECIPIENTERNA</b> .....	<b>37</b>
6.2.1 <i>Brunnsviken</i> .....	37
6.2.2 <i>Råstasjön</i> .....	38
6.2.3 <i>Bällstaviken- Ulvsundasjön</i> .....	39
<b>6.3 BERÄKNINGAR AV FÖRORENINGSKONCENTRATIONER I DAGVATTEN PER YTENHET - I TRE STADSDELAR AV OLIKA KARAKTÄR</b> .....	<b>41</b>
6.3.1 <i>Metod</i> .....	41
6.3.2 <i>Korrigerig av schabloner och uppskattning av reningseffekt</i> .....	46
6.3.2.1 <i>Hagalund</i> .....	46
6.3.2.2 <i>Solna strand</i> .....	47
6.3.2.3 <i>Norra Råsunda</i> .....	49
6.3.2.4 <i>Solparkens damm</i> .....	49
<b>6.4 RESULTAT</b> .....	<b>50</b>
6.4.1 <i>Bly</i> .....	50
6.4.2 <i>Kadmium</i> .....	51
6.4.3 <i>Koppar</i> .....	52
6.4.4 <i>Zink</i> .....	53
6.4.5 <i>COD</i> .....	54
6.4.6 <i>Suspendedat material</i> .....	55
6.4.7 <i>Kväve</i> .....	56
6.4.8 <i>Fosfor</i> .....	57
<b>7. DISKUSSION</b> .....	<b>58</b>
<b>8. REFFERENSER</b> .....	<b>61</b>
<i>Litteratur</i> .....	61
<i>Digitala kartor</i> .....	65
<i>Internet</i> .....	65
<i>Muntliga källor</i> .....	67
<b>APPENDIX – BEGREPP INOM DAGVATTENPLANERING</b> .....	<b>68</b>
<b>BILAGOR</b> .....	<b>70</b>

## DEL I

### 1. INLEDNING

Inom EU pågår en utveckling mot regional vattenplanering (Vattenmyndigheterna, 2007). Syftet är att samla in bredare kunskap, och därefter sätta in åtgärder för renare sjöar, vattendrag, grundvatten och havsmiljöer (Vattenmyndigheterna, 2007). Det är därför av vikt att kommunerna får ökad kunskap om recipienterna och deras tillrinningsområden, samt verktyg för kostnadseffektivt arbete mot en långsiktigt hållbar vattenplanering. För en hållbar planering drivs arbetet över kommungränserna och underlag behövs av varje kommuns föroreningskällor och deras storlek, varefter åtgärder kan sättas in i proportion till kontaminationerna. Solna stad är en intensiv trafikregion med europavägar och järnvägar, vilka är en kraftig miljöbelastning. Omkring 500 000 fordon passerar kommunen varje dygn och järnvägen förväntas få mer trafik i samband med nya citybanan (Solna Stad, 2004a; Banverket, 2004). Till ytan är Solna 19 km<sup>2</sup>, en av Sveriges minsta kommuner, men rikt på ytvattenområden. De flesta ytvatten delas med grannkommunerna och samarbeten pågår för att höja vattenkvalitén. Belastningen på sjöarna återspeglar kulturlandskapet runt omkring, där trafik, industrier, bostadsområden, diverse miljöfarliga verksamheter och centrumbebyggelse lämnat historiska avtryck i sjöarnas bottensediment. På lokal nivå kan många kontaminationer minskas genom kartläggning av källorna och därefter genom lokal rening av dagvattnet till de känsligaste recipienterna. Men för långväga föroreningar som t.ex. kvicksilver behövs också krafttag internationellt. Andra viktiga källor som påverkar recipienter är förorenad mark och reningsverk (Bergbäck et al., 2001; Vägverket 2001; Stockholm Vatten, 2001a). Därför är ett ensidigt arbete för renare dagvatten inte tillräckligt, utan miljöåtgärder bör i stället ske efter kartläggning av alla betydande föroreningskällor (se figur 1).





**Figur 1.** Dagvatten är en betydande orsak till försämrade vattenkvalité i recipienter, men endast en faktor av många.

## 1.1 Bakgrund

Sjöar och vattendrag påverkas till stor del av omkringliggande landskap, där mark- och vattenkemin är betydande faktorer (Vägverket, 2004). I landskapets lägsta punkter finns generellt sjöar, vattendrag, våtmarker eller hav. Därför är dessa naturliga mottagare av rinnande vatten, med i det lösta och olösta ämnen. Tillrinningsområdena påverkar vattnets kemiska sammansättning, grumlighet, vegetation och djurliv (Stockholm Vatten, 2001b). Den mänskliga faktorn har med industrialiseringen haft en tydlig påverkan på vattenmiljöerna när samhällen ständigt expanderat runt sjöarna. Landområden har byggts med hårdgjorda ytor och vegetation har avverkats. Till följd har allt mindre regnvatten kunnat infiltreras i marken och avrinningen har ofta skett i ett hastigare förlopp och i större volymer. För att möta förändringarna så har samhällena byggt ut ledningssystem för att leda bort vatten. Till en början i kombinerade system, men på 50-talet har också utjämningsmagasin och separerade dagvattenledningar kompletterats för att skydda tätbebyggda områden från intensiva regn (se appendix). Trots detta har inte alla problem blivit lösta. Med den minskade infiltrationen, har grundvattnet sjunkit lokalt och i flera recipienter har vattenekosystemen påverkats av tillflödet av föroreningar (Larm, 1994).

Synen på dagvattenplanering har idag förändrats, med ökade insatser på LOD-lösningar (Lokalt omhändertagande av vatten). LOD-anläggningarna består bland annat av dammar och våtmarker som minskar avrinningen från städerna och spridningen av föroreningar till stadens omgivning (Larm, 1994). I och med detta, kan det sägas att den tekniska utvecklingen bidrar till att dagvattnets flöde och sammansättning i större grad går mot förhållande före industrialismen.

Idag är vattenplaneringen på väg att förändras också när det gäller myndigheternas ansvarsroller. I samband med att EU:s vattendirektiv steg för steg förankras bland svenska myndigheter, kommer förorenande verksamheter oftare betraktas i ett regionalt perspektiv. För att denna övergripande planering ska få genomslagskraft har fem Vattenmyndigheter inrättats i Sverige med uppgift att samordna regionala åtgärdsprogram och för att kontrollera utvecklingen (Vattenmyndigheterna, 2010-06-13).

## **1.2 Syfte**

Detta examensarbete har som syfte att identifiera föroreningskällor med avseende på dagvatten i delar av Solna, samt beskriva föroreningarnas omfattning och koppling till stadsdelar med olika karaktär. Rapporten ska också beskriva miljötilståndet i aktuella recipienter och utifrån resultaten föreslå var dagvattenrening är effektivast ur miljösynpunkt. Tills sist kommer gällande lagstiftning beskrivas, liksom EU:s Ramdirektiv för vatten som är under utveckling.

Frågeställningarna som ska besvaras är:

- Vid vilka punktkällor i Solna är rening av dagvatten effektivast sett ur ett miljöekonomiskt perspektiv?
- Hur kommer ny lagstiftning att påverka planeringen av dagvatten?

## **1.3 Metod**

Dagvattnets sammansättning skiljer sig från plats till plats och förändras med tiden. Koncentrationen av föroreningar varierar med skiftande nederbördsintensitet. Kraftiga regn kan orsaka en så kallad "first flush" effekt där dagvattnet är mest förorenat i inledningsfasen (Butler et al., 2004). Dessutom kan dränvatten och grundvatten läcka in i ledningar och späda ut koncentrationen av medföljande ämnen. I och med detta försvåras bra mätresultat i dagvattenledningar och för representativa värden krävs många mätningar, samt korrigeringsberäkning av inläckande vatten (Malmqvist, 1994). I denna rapport kommer schablonberäkningar att användas eftersom det ger möjlighet till studier för stora områden med enkla medel. Schablonberäkningar kan med fördel användas för större områden på grund av att lokala avvikelser tar ut av varandra och för att medelvärden studeras (Butler et al., 2004). Användningen av schabloner utgår från "Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor" och "Vägdagvatten, råd och

rekommendationer för val av miljöåtgärder” (Vägverket, 2001; Vägverket, 2004). Beräkningsmetoden följer rekommendationer i ”Dagvattnets sammansättning” (Malmqvist, 1994).

De aktuella recipienternas vattenstatus sammanställs utifrån rapporter från Solna vatten, Stockholm Vatten samt Svenska Miljöinstitutet AB (Solna Stad, 2002a, Stockholm Vatten, 2001a; 2001b; 2001c, IVL (Svenska Miljöinstitutet AB), 2003)Föroreningarnas kretslopp och egenskaper studeras genom en litteraturstudie. Litteraturstudier används även för att beskriva kommunernas juridiska ansvar och EG:s vattendirektiv. En inventering av kopparkoppar görs med hjälp av satellitdata från Miljökontoret i Stockholm.

## **1.4 Avgränsningar**

Denna rapport behandlar dagvatten i Solna från avrinningsområden i delar av Hagalund, Råsunda och Solna Strand, men ger inte en helhetsbild av dagvattnet i hela kommunen. Rapporten kan ändå bidra med förståelse för hur olika stadsdelar påverkar avrinnande vatten. Denna kunskap är viktig för att miljöekonomiska åtgärder ska kunna göras där det behövs. Rapporten beskriver hur olika markområden är förenade med olika dagvattenföroreningar i ett perspektiv på deras utflöde, Solnas sjöar och vattendrag.

Rapporten beskriver källor till dagvattenföroreningar, med fokus på metaller och näringsämnen, och deras koppling till recipienter. Dessutom studeras PAH och NaCl (Saltning). För PAH, Ni och NaCl har inte schablonvärden hittats i tillräcklig omfattning, och därför studeras dessa ämnen inte i beräkningarna. Inom Solna kommun leds i princip allt dagvatten till recipienten via separata dagvattenledningar (Solna Stad, 2005-04-07). Därför ses bräddning som en ytterlighet och innefattas inte beräkningarna. Koncentrationerna för föroreningar kan i verkligheten vara förhöjda till följd av tidigare verksamheter. För att denna aspekt ska kunna bedömas krävs en kartläggning av förorenade områden i Solna (Stockholm stad, 2007).

Rapporten inriktar sig i första hand på långvariga förhållanden i samhället och recipienter. Resultaten kan inte heller ses som tillförlitliga för enstaka år eftersom nederbörden varierar årsvis. Eftersom inga vattenprover från dagvattenledningar finns med i rapporten, måste resultaten ses som en grov uppskattning av verkligheten. Beräkningarna görs därför dels för väntade föroreningskoncentrationer, men också för intervall som klagör osäkerheten.

Rapporten behandlar i första hand miljöekonomiska aspekter på dagvattenbehandling och fokus ligger på åtgärder vid föroreningskällan. Sätt ur ett helhetsperspektiv av dagvattenplanering bör även åtgärder för flödesutjämning beaktas.

Föroreningarna som behandlas är Suspenderat material (SS), Syreförbrukande substanser (COD), Bly (Pb), Kvicksilver (Hg), Kadmium (Cd), Koppar (Cu), Zink (Zn), Nickel (Ni), Kväve (N), Fosfor (P), Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och NaCl (vägsalt).

## 2. Dagvattenkontaminationer i staden

### 2.1 Historiska och nutida källor

Exponerade metallytor har historiskt sett ökat i samband med att städer växt fram. Redan 2600 år tillbaka förändrades halten av bly i luften i södra Europa när Romariket expanderade. Metallutvinningen ökade med tiden även på nordligare breddgrader. Under 1800-talet och 1900-talet accelererade metallbrytningen kraftigt, dels genom framväxten av en mångfaldig industri, men också för att fler metaller byggdes in i städerna (Brandt et al., 2000; Bergbäck et al., 2001). Broar, husfasader, tak, vattenledningar och bilar fyllde på stadens metallager och industrin belastade mark, luft och vatten. Efter 70-talet har industriernas påverkan minskat väsentligt i kraft med en hårdare miljölagstiftning och ny teknik. Idag är industriernas utsläpp av metaller i stadsmiljö oftast oväsentliga (Bergbäck et al., 2001).

Inbyggda metaller i staden förekommer oftast i skyddade miljöer, men också på öppna ytor varifrån bl.a. koppar, zink, kadmium, nickel och krom kan frigöras. De största källorna är tappvattenledningar, husfasader, elledningar, bromsbeläggningar och stabilisatorer från bilar, bildäck och asfalt (Naturvårdsverket, 2003a). Trafiken är också en stor källa för PAH-utsläpp, liksom vedeldning och industrier (Holmgren, 1998; Miljöförvaltningen i Stockholm et al., 2001).

Trafiken är den i särklass största föroreningskällan för dagvatten, men även atmosfärisk deposition, byggmaterial, industrier, sopförbränningsanläggningar, byggarbeten, djurspillning och atmosfäriskt nedfall påverkar föroreningshalterna i dagvatten (Stockholm Vatten 2001b; Vägverket, 2001).

#### 2.1.1 Källor

##### 2.1.1.1 Vägar och trafik

Vägtrafiken står för 34 % av Sveriges utsläpp av kadmium (Naturvårdsverket, 2002). Trafikens miljöpåverkan utgörs av slitage från däck, asfalt, bromsbelägg, samt från avgaserna. Däckslitaget och asfalt alstrar Pb, Ni och Zn (Naturvårdsverket, 2002) och PAH (Holmgren, 1998), bromsbelägg Pb, Cu och Zn (Naturvårdsverket, 2002) och avgaserna NO<sub>x</sub>-föreningar och kadmium (Naturvårdsverket, 2002) och PAH (Holmgren, 1998). Trafikintensiteten har i undersökningar visat påverka fosfor, vilket kan förklaras av bilvårdsprodukter och fosforinnehåll i beläggningen (Stockholm Vatten, 2001b).

En betydande del av föroreningarna från trafiken följer med dagvattnet och kan nå känsliga recipienter. Detta bör undvikas särskilt för dagvatten nära kraftigt trafikerade leder. Kommunerna har också ett ansvar att skydda recipienterna, vilket medför att bästa möjliga teknik ska användas till rening och fördröjning av dagvattnet där miljöbelastningen är stor (Abelson, 2004).

Vattenkvalitén i avrinnande vatten från vägar beror mycket på angränsande markytor. Vid en väg utan kantsten, platta slänter med lutning 1:6 och svagt lutande diken, renas vattnet mycket av vegetationen innan det når recipient. Föroreningshalterna för en väg där dagvattnet leds direkt via brunnar till dagvattensystemet, kan därför förväntas vara högre (Vägverket, 2001). Längs med motorvägar och landsvägar följer inte mer än 5-20% av fordonens utsläpp av föroreningar till recipienterna. Stora delar kontaminationer sprid i stället med vinden, turbulens från fordon eller lagras längs med vägkanten. I urbana miljöer är föroreningen likartade, men normalt uppmäts högre koncentrationer vid samma trafikmängd. Kväve uppvisar emellertid större relativa halter utmed landsvägar (Lorant, 1992). Sett till årstiderna så är föroreningarna från trafiken högre under vintertid, då avgaserna är förhöjda, samt när slitage från dubbdäck och vägbeläggning samt sandningen, höjer det partikulära materialet i luften deponeras (Viklander, 1998a; Reinosdotter, 2003).

### 2.1.1.2 Saltning

Vid saltning av landsvägar försvinner ungefär hälften av natriumkloriden med dagvattnet. Den andra hälften följer med väghållningsfordonen till snödeponier, lagras i markens hållutrymmen eller hamnar i grundvattnet. Utvecklingen av BMPs (best management practices) har medfört att mindre salt når recipienterna. Lokal dagvattenhantering medför att natriumklorid i stället kan lagras i lokala anläggningar. Därmed kan natriumklorid påverka infiltrationsanläggningar, lamellavskiljare, dammar och våtmarker. Riskerna som uppstår vid saltning av vägar är bland annat att grundvattnet kan förorenas, att utlakningen av metaller ökar, att den partikulära skiktindelningen i dagvattenanläggningar förändras till följd av partiklarnas densitet, att recipienter påverkas direkt eller indirekt av toxisk effekt eller att den biologiska upptagningsförmågan hos växter förändras (Marsalek, 2003).

Natrium ( $\text{Na}^+$ ) kan tas upp av växter i stället för magnesium  $\text{Mg}$  ( $\text{Mg}^{2+}$ ) eller kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ). Dessa mineraler riskerar därmed att bli rörligare och nå grundvatten i större mängder. Leror som har höga halter natrium tenderar dessutom att bli impermeabla (Marsalek, 2003). Detta minskar markytornas kapacitet att binda vatten och kan indikeras av salttåliga växter utmed vägleder (Caraco, 1997).  $\text{NaCl}$  med högre koncentration än 1 % i dagvatten kan påverka växternas reproduktion och tillståndet i form av bladförluster och tillväxthämning (Larm, 1994). I vatten är salt lösligt där natrium ( $\text{Na}^+$ )- och kloridjonerna ( $\text{Cl}^-$ ) delas. Kloridjonerna reagerar sällan i kontakt med mineraler och är därför väldigt rörliga. Höga halter av klorid eller natrium kan i slutänden göra att dricksvatten blir otjänligt om en recipient uppnår för höga halter (Marsalek, 2003).

I geografiska områden med vintersäsong, är halkbekämpning av betydelse. Då tenderar partiklarna på vägarna att klumpas ihop sig, vilket påskyndas av frost och natriumklorid i sig självt. Partiklarna blir mindre rörliga och frigörs i stor mängd när smältningen startar, med följd av höga föroreningskoncentrationer i recipienterna under tidigt vårsäsong (Lorant, 1992). Vid snösmältningen följer  $\text{NaCl}$  med dagvattnet från vägar, trottoarer och snöupplag. Den mängd som når recipienter kan orsaka saltansamling på sjöbottnar med följd av syrebrist. Men för det mesta ger koncentrationerna inte en toxisk effekt i sig (Caraco, 1997).

### **2.1.1.3 Snöupplag**

Snö kan vara en betydande källa till föroreningar i dagvatten och i jämförelse med vanligt regn har snön större specifik yta och lägre fallhastighet. I atmosfären hinner därför fler partiklar tas upp av nedfallande snö (Viklander, 1998a). Men det är på marken, under långa snöperioder, som den långvariga ackumuleringen sker. Under vintern tilltar utsläppen genom ökad bränsleförbrukning och användningen av dubbdäck. De långa kalla perioderna i norra Sverige utgör också en anledning till större försiktighet vid snödeponier. Men det är alltid viktigt att hantera förorenad snö med aktsamhet, när den ska deponeras (Viklander, 1998a) eller så måste man rena smältvattnet. Till exempel visar en undersökning i Sundsvall och Luleå att snö utmed högtrafikerade vägar innehåller förhöjda koncentrationer suspenderat material, koppar, zink och bly (Reinosdotter, 2003). I studien framkommer också att sandning på vägar ökar partikelbundna föroreningar och minskar metallernas rörlighet. Intill vägar som saltas försvinner därför, i vatten lösta metaller, snabbare med smältvattnet (Reinosdotter, 2003). Snödeponier med stora mängder föroreningar bör kompletteras med efterbehandling, som t.ex. diken eller sedimentationsanläggningar för att skydda recipienter (Viklander, 1998a).

### **2.1.1.4 Byggmateriäl**

Öppna ytor med metallinnehåll utsätts för korrosion och de korrosiva förhållandena ökar med närhet till havet samt förorenande industri (Malmqvist, 1994). De största källorna är tappvatten, luftledningar vid till exempel järnvägar, kopparkoppar och färgämnen (Naturvårdsverket, 2002; Månsson et al., 2007). Det förekommer även tak som är byggda i zink vilket kan öka förekomsten av den nämnda metallen (Naturvårdsverket, 2002; Banverket, 2004). Dagvatten på tak är oftast klart och färglöst med liten mängd suspenderat material. Om taket är på tillräckligt låg höjd kan trafiken öka mängden COD. I områden där zink använts i byggnader kan korrosionen bidra med 25 % av dagvattnets innehåll. För koppar kan det samma gälla för 65-75% av dagvatteninnehållet (Malmqvist, 1994). Det finns en osäkerhet om i vilken grad färgämnen påverkar spridningen av metaller till teknosfären, Men troligtvis ger färger en betydande påverkan för spridningen av bly (falu rödfärg), zink, krom och kadmium (Naturvårdsverket, 2002). Kadmium är sedan 1982 förbjudet att användas vid ytbehandling men undantag för färgförpackningar som öppnades före 31 december 1994 (Ljung, 2003; Månsson et al., 2007). Därmed kommer färgernas betydelse för tungmetaller i dagvatten att minska eftersom de gamla färgerna ersätts med nya (Månsson et al., 2007).

### **2.1.1.5 Industrier och miljöfarliga verksamheter**

En del verksamheter som är vanliga i staden kan tydligt påverka dagvatteninnehållet. Exempel är verkstadsindustri som i Sverige bidrar med emissioner av bly, kadmium, zink, koppar, krom och nickel. I en jämförelse av utsläppen från reningsverk kan det konstateras att emissionerna är mycket mindre fast ändå väsentliga (Se tabell 1). Reningsverken bidrar inte med föroreningarna till själva dagvattnet, men påverkar som mottagare av spill- och dagvatten vattenkvaliteten i recipienterna (Vägverket, 2001).

Från vissa verksamheter har förhöjda metaller förekommit i dagvattnet som antas bero på fordonspill. T.ex. är halterna fosfor ofta förhöjda i dagvatten på industritomter vilket kan bero på rengöringsprodukter (Stockholm Vatten, 2001b). En verksamhet kopplat till bl.a. kväveemissioner är värmeverk (Brandt, 2000).

**Tabell 1.** Metallutsläpp i Sverige 1995 sammanställt av Naturvårdsverket och SCB (Vägverket, 2001).

	bly kg	kadmium kg	zink ton	koppar ton	krom kg	nickel kg	kvicksilver kg
Reningsverk	2400	270	52	17	3000	7800	530
Verkstadsindustri	310	10	4	0,17	390	230	-

### 2.1.1.6 Atmosfäriskt nedfall

Ämnen som följer med torr- eller våtdeposition från atmosfären hamnar i jordlagrets översta humusskikt. Därifrån dräneras ämnena till lägre jordlager eller försvinner med ytgrund eller markvattnet till recipienter (Vägverket, 2001). Under början av 2000-talet har trenden varit att flera metaller minskar som till exempel bly, zink, kadmium och kvicksilver. Det är möjligt att denna trend även är liknande för uppmätta halter i vägdagvatten (Stockholm Stad, 2010; Naturvårdsverket, 2002). Det totala bidraget metaller från atmosfäriskt nedfall i urbana miljöer är ofta bara några procent. Men i närheten av större trafikleder leder kan nedfallande metaller även bidra med en väldigt stor del av innehållet i vägdagvattnet. Den årliga luftdepositionen metaller kan variera stort, bland annat beroende av regnintensitet, men troligtvis också beroende av vindriktningar. En sammanställning i bilaga 11 med data från en mätstation för atmosfärisk deposition i Sörmland (Aspvreten) visar hur halterna kadmium, krom och nickel kan variera från år till år (IVL, 2005-10-17). Den atmosfäriska depositionen har stor påverkan för uppmätta kvävehalter (ca 80 %) i dagvatten i urbana miljöer. Atmosfärisk deposition bidrar även med mycket fosfor i dagvattnet i urbana miljöer. Bidraget är 30-70 % för centrumområden och 75-85 % i förorter (Vägverket, 2001). Slitage från dubbdäck och vägbeläggning samt sandningen höjer det partikulära materialet i luften. Under sommaren är luften därför generellt renare sett till metaller och partikulärt material (Miljöförvaltningen i Stockholm, 1999). En annan luftburen förorening är PAH:er. De största källorna är småskalig vedeldning, trafik och industri. Den årliga mängden utsläpp i Stockholm är tämligen osäker, men beräknas ligga mellan 1-6 ton (Miljöförvaltningen i Stockholm et al., 2001).

## 2.2 Kända föroreningar

I samband med att Ramdirektivet för vatten implementerades i svensk lag, blev restriktionerna för användningen av flera ämnen hårdare (Naturvårdsverket, 2003a). I en bilaga till direktivet finns 33 prioriterade ämnen (Naturvårdsverket, 2003a; Europakommissionen, 2005-09-15a), varav 11 klassas som "farliga prioriterade ämnen". Emissioner från den senaste gruppen ska försvinna helt inom ca: 20 år i EU (IVL, 2003). I Sverige har en del ämnen behandlas som miljöproblem, trots att inte de inte regleras genom vattendirektivet. Bland dessa ämnen finns bland annat koppar, zink och krom (IVL, 2003).

## 2.2.1 Metaller och suspenderat material

Suspenderat material består av både organiskt och icke organiskt material. Suspenderat material klassificeras som den mängd partikulärt material som återstår när ett prov filtreras genom porer med diametern 0,45 µm. I ett test av koncentrationen suspenderat material tvättas och torkas det filtrerade provet. Sedan vägs det och till sist fastställs koncentrationen suspenderat material med hänseende till volymen för det ursprungliga provet. Finare fraktioner (<63 µm) är en potentiellt stor bärare av föroreningar (Butler et al., 2004). Höga koncentrationer suspenderat material kan påverka recipienterna på flera sätt. Bland annat kan sjöar och hav få ökad grumlighet, bottenarna kan övertäckas med tillfört material och det akvatiska djurlivet kan störas (Butler et al., 2004). Mängden suspenderat material i städer kan variera från plats till plats. Faktorer som påverkar ansamlingen suspenderat material är regnintensitet, regnfrekvens och områdesutformning (Malmqvist, 1994). På vägar syns det senare konkret, eftersom gator med kantsten har större mängd suspenderat material än gator med vägslänter. Därför är det viktigt att inte återanvända sand från halkbekämpning i stadsmiljö utan att undersöka förekomsten av partikelbundna tungmetaller (Viklander, 1998b). Föroreningarnas procentuella ökning på vägar med trottoarkanter och dagvattenbrunnar kan vara 300 % procent för bly och suspenderat material, 200 % för övriga metaller och 10 % för kväve (Vägverket, 2001). Utmed stora trafikleder kan variationen av föroreningar vara mycket stor. I tabell 2 framgår faktorer som påverkar koncentrationen suspenderat material utmed huvudleder. Dessutom visar forskning på att vägarna kan ha en begränsad lagringsförmåga (Stockholm Vatten, 2001d).

**Tabell 2.** Suspenderat material vid stora vägar (Vägverket, 2001; Sternbeck et al., 2002; Stockholm Vatten, 2001d).

Faktorer som påverkar mängden suspenderat material vid större vägar
• Trafikmängd
• Vindförhållanden (möjlighet till resuspension)
• Vägutformning
• Vägmaterial
• Fordonslag (andel tung trafik)
• provtagningsplats

Vid en riskbedömning av metallers toxicitet i recipienter är det inte enbart mängden metaller som avgör den biologiska responsen hos organismer i vattenmiljöer. Det är viktigt att även ta i beräkning hur stor andel metallerna som kan förekomma i löst form i recipienterna. Lösta metaller i vatten kan tränga in i ett fysiologiskt membran. Därför är metaller i större grad biologiskt tillgängliga för organismer jämfört med partikelbundna metaller som till exempel metaller bundna med suspenderat material eller hummus på sjöbotten (Naturvårdsverket, 2006; Institutet för tillämpad miljöforskning, 2001). Metaller förekommer i löst form i olika grad i olika recipienter. Ofta är andelen löst nickel och koppar hög medan krom, kadmium och zink har visat sig variera från höga till låga nivåer i undersökningar i Stockholms recipienter. Även ph-värdet påverkar andelen lösta metaller i vatten. Zink, kadmium och bly binds i högre grad till partiklar i recipienter med högt ph-värde medan förhållandet är det omvända för krom, koppar och nickel (Institutet för



tillämpad miljöforskning, 2001).

Toxiciteten bland metaller är högst för kvicksilver, bly och kadmium och det är vid produktion idag förbjudet att använda metallerna annat än i undantagsfall. Andra metaller som zink, nickel och krom har inte påvisats orsaka lika stor fara för naturen, men metallerna bör inte användas mer än nödvändigt. I ett längre perspektiv måste metallernas kretslopp kartläggas noggrannare och förebyggande insatser sättas in för att minska läckage av metaller från staden till dess omgivning (Naturvårdsverket, 2002).

### **2.2.1.1 Kvicksilver**

Idag används kvicksilver i väldigt liten grad, men fortfarande sedimenteras metallen i ansevärliga mängder i Stockholms sjöar. Den atmosfäriska depositionen är den källa som har tydligast koppling till dagvatten (Naturvårdsverket, 2002).

### **2.2.1.2 Kadmium**

Metallen har ingen väsentlig biologisk funktion och är väldigt giftig för växter och djur. Kadmium kan ansamlas i njurarna och leda till försämrad funktion vid lagring i våtvikt större än 200 mg/kg. Mat är den största källan för kadmiumintag men även exponering i särskilda miljöer kan påverka ackumuleringen hos människor. Uppehållstiden i mark varierar mycket. Det kan ta mellan 15 och 1100 år för metallen att halveras (Alloway, 1990). Atmosfären innehåller en viss mängd kadmium. Höga koncentrationer har på 1990-talet uppmätts i närhet till gruvindustrier och industrier medan de uppmätta halterna varit betydligt lägre i städer och minst på landsbygden (Alloway, 1990). I Stockholm har kadmiumet i teknosfären minskat 20-30% mellan 1995 och 2003 (Månsson et al., 2007).

### **2.2.1.3 Bly**

Bly kan skada nervsystemet och är särskild farligt för små barn. Metallen har en längre uppehållstid än de flesta föroreningar, i jord och sediment har bly låg löslighet och låg mikrobiologisk nedbrytningstakt. Därför är det vanligt att ackumulerings-trenden är tilltagande i marker som får ett kontinuerligt tillflöde bly (Alloway, 1990). Tillflödena har minskat i Stockholmsområdet. Mellan 1995 och 2002 minskade blylagret från 52 000 ton till 40 000 ton. Den största källan är blymantlade telekablar, som minskat sedan 1970-talet eftersom blymantlingen kontinuerligt byts mot plastmaterial. En annan stor källa är använda batterier, men även denna del av blylagret minskar med tiden. Det finns ytterligare flera mindre källor som troligtvis har betydelse för lagringen i mark så som till exempel bromsbelägg, ammunition, bildäck och pigment och färger (Mönja och Falu rödfärg) (Månsson et al., 2007). Den mängd som årligen når sjöarnas sediment är högre än uppskattade emissioner, vilket gör det rimligt att misstänka att metallen läcker från historiskt förorenade områden (Naturvårdsverket, 2002).

### **2.2.1.4 Koppar**

De största källorna för koppar i dagvatten är bromsbelägg, luftledningar som till exempel vid järnvägar eller koppartak och båtottenfärg (Naturvårdsverket, 2002). Koppar förekommer ofta i större koncentrationer nära centrala stadsdelar. Koppar är en livsnödvändig metall men kan i onaturligt stor koncentration vara giftig för växter och djur (Stockholm Vatten, 2001b). Kopparförekomsten i parkmark i Stockholms innerstad är 1,5–2,0 gånger högre än parker utanför tullarna. Längs med vägarna är förhöjda halter ännu tydligare, ca: 4 gånger högre än referensförhållanden (Bergbäck et al., 2001).

### **2.2.1.5 Zink**

I djur och växtriket är zink livsnödvändigt (Alloway, 1990). Men i för stora halter är metallen toxisk. Trafiken bidrar med zink till dagvatten när partiklar frigörs genom slitage från däck, bromsar och asfalt. Totalt bidrar trafiksektorn med ungefär 50 procent av utsläppen. Andra betydande källor är takytor och galvaniserade produkter (Naturvårdsverket, 2002).

### **2.2.1.6 Nickel**

Nickel är en livsnödvändig metall för en del djurarter (Naturvårdsverket, 2002). I samband med cellernas ämnesomsättning kan nickel ersätta andra metaller som till exempel zink (Naturvårdsverket, 2006). Därför är bio- ackumulationen i djur och växter hög (Alloway, 1990). För djur och växter lägre ner i näringskedjan är metallen toxisk (Naturvårdsverket, 2002) Metallen brukar inte förknippas med de som är toxiska för människan (Naturvårdsverket, 2002). Men 10-15 procent av människorna uppvisar allergi mot nickel (Naturvårdsverket, 2006). . Det största användningsområdet för nickel är kopplat till tillverkning av rostfritt stål i till exempel fordon. Metallen har sedan 1900-talets slut också blivit valigt i batterier och elektroniska komponenter (Alloway, 1990). I Stockholm är halterna i regel nära naturliga koncentrationer (Brandt N., et al 2000). Metallens förekomst regleras ändå hårdare än många andra metaller genom EU:s vattendirektiv (IVL, 2003).

## 2.2.2 Näringsämnen

Näringsämnen är förknippade med övergödningssproblem och därför är det nödvändigt att minska kväve och fosforutsläpp. Dessa ämnen används som gödsel inom jordbruket och kan spridas till skogsmark och vattendrag. Näringsämnena når också ut i recipienter genom behandlat avloppsvatten från Reningsverk och atmosfärisk deposition som är en viktig källa för kväve (Brandt et al., 2000).

### 2.2.2.1 Fosfor

Fosfor kan orsaka övergödning, vilket är särskilt vanligt i sötvatten. Det är många gånger fosforhalten som är det reglerande näringsämnet för eutrofiering i sjöar och kustnära hav. (Brandt et al., 2000; Länsstyrelsen i Stockholms län 2004). Om sjö- och havsbottnar är syrerika kan fosfor bindas till järn och sedimenteras. Om bottenarna i stället blir syrefria frigörs fosfor, vilket förvärrar övergödningen (Brandt et al., 2000). Fosforhalten i dagvattnet ökar generellt med trafiken, som kan bidra med 9-16% av det totala innehållet i dagvatten (Vägverket, 2001). Ofta uppvisar även vatten från industriområden högre koncentration än t.ex. bostadsområden. Orsakerna är oklara, men för trafiken misstänks bilvårdsprodukter och vägbeläggningen bidra och för industrimark spill från fordon (Stockholm Vatten, 2001b). Fosfor är ofta partikelbundet med mineraler och kan därför frigöras vid vittring av berggrunden eller när vegetation förmultnar (Stockholm Vatten, 2001e)

### 2.2.2.2 Kväve

Kvävgas finns naturligt i luften (79 %) i formen  $N_2$  och är inte skadligt för miljön. I stället orsakar kväveoxider ( $NO_x$ ) och ammoniak ( $NH_3$ ) miljöproblem genom försurning och övergödning. Idag anser en majoritet av forskarna inom marinekologin att det är kvävet som reglerar övergödningen på det öppna havet i Östersjön. Ibland kan kvävet även vara det reglerande ämnet i sjöarna (Brandt et al., 2000; Länsstyrelsen i Stockholms län 2004). För mycket kväve kan orsaka obalans i vegetationen och leder då till stress, genom att växter inte hinner ta upp essentiella mineraler i proportion till kväveupptaget. Till största del tillförs kväve genom atmosfärisk deposition (Trafikverket, 2001). Djurspillning står för ungefär 20 procent av läckaget till omgivningen (Malmqvist, 1994) Den mänskliga påverkan av kväveemissioner domineras av förbränning i till exempel värmeverk och transportsektorn (Stockholm Vatten, 2001b; Brandt et al., 2000).

## 2.2.3 Organiska föroreningar

### 2.2.3.1 Syreförbrukande substanser (COD)

COD är ett mått på ej nedbrutet organiskt material och förekommer ofta med partikulärt material. De största mängderna finns utmed trafikleder, följt av industriområden, centrumbebyggelse samt områden med flerfamiljshus med överlag samma koncentrationer i dagvatten (Larm, 1994). Höga halter COD är i första hand skadligt på sjö- och havsbottnar eftersom det organiska materialet bryts ner med hjälp av syre. Den ökade syreförbrukningen kan till sist orsaka/bidra till syrefria botten, luktproblem och reducerad biologisk mångfald (Larm, 1994).

### **2.2.3.2 Polycykliska aromatiska kolväten**

PAH innefattar kolväteföreningar där grundstrukturen formas av 6 kolatomer bundna till varandra i en ring. PAH-grupperna är många och i luften har över 500 upptäckts, vilket medfört förenklingar vid mätningar av föroreningarna. Vanligtvis mäts 6 eller 16 specifika PAH:er, som är vanliga i naturen, och detta underlättar jämförelser från plats till plats (Holmgren, 1998). Kunskaperna om alla PAH:er är begränsade, men många har visat sig vara cancerogena (Holmgren, 1998). Kolväteföreningarna bildas vid ofullständig förbränning och de största antropogena källorna i Sverige är småskalig vedeldning, trafik och industrier. Halterna i luften har under de senaste decennierna minskat kraftigt. Men skyddsåtgärder för speciellt känsliga akvatiska miljöer nära föroreningskällan bör vidtas. I en undersökning 1998 för Stockholm Vatten framkom att de högsta halterna PAH:er i dagvattnet förekom i närhet till intensiv trafik, där koncentrationer i rännstenar uppmättes till (5-10 µg/l), följt av en parkeringsyta (1-3 µg/l) (Holmgren, 1998).

### 3. Dagvattenlösningar för lokal rening

För att effektivt skydda recipienter är det fördelaktigt att värdera olika reningsmetoder för dagvatten mot varandra och undersöka vilka föroreningar som utgör störst hot mot vattensystemet. Reningen kan utföras i något slag av reningsanläggning, genom infiltration i marken eller genom avledning till reningsverk, och valet av metod bör studeras i förhållande till utrymme, markförhållanden (Stockholm Vatten, 2001a), kostnad samt miljöeffekt. I och med den utrymmesbrist som finns i Storstadsregionerna försvåras anläggning av t.ex. dammar (Stockholm Vatten, 2001a), vilket ökar vikten av att bevara befintliga grönområden. Ibland kan önskad reningseffekt vara svår att nå med traditionella metoder och i dessa fall kan användandet av fällningskemikalier bli nödvändigt för att effektivisera sedimenteringen. Men detta leder också till mer komplicerade underhållsåtgärder och ökade kostnader (Stockholm Vatten, 2001a).

Exempel på lämpliga anläggningar är (Stockholm Vatten, 2001a; Healthy Waterways, 2006):

- Sedimenteringsanläggningar som kan bestå av avsättningsmagasin under marken eller dammar.
- Olika filter
- Infiltrationsmagasin
- Lamellavskiljare
- ”Dunkersanläggningar” (avskärmd bassäng i recipienten)
- Våtmarker
- Infiltration i mark
- Diken/svackdiken/översilningsytor
- Gröna tak
- Växtbevuxna markfilter/biofilter/bioretention

#### 3.1 Sedimenteringsanläggningar

Dammar kan grovt delas i våta- och torra dammar (Larm, 1994), där våta dammar har mycket bättre reningseffektivitet över lag. Våta dammar renar 50 % till ca: 90 % av suspenderat material och 40 % -60 % av näringsämnen (Field et al., 2000). För optimal rening finns vissa principer. Dammen ska anläggas långsmal (3:1) för lämpad genomströmning. Om flödet är för svagt kan dammen växa igen och vid motsatt förhållande finns risk för att partiklarna inte hinner sedimenteras. En annan betydelsefull faktor är djupet. 1-2 meter är vanligt, för att inte få syrefria förhållanden med konsekvens att fosfor frigörs från bottenarna (Larm, 1994).

Avsättningsmagasin är betongmagasin under marken som fungerar för grövre fraktioner suspenderat material. För att få en effektiv rening för finare fraktioner krävs tillsats av fällningskemikalier, som sätter igång en koaguleringsprocess. Då bildar det mindre fraktionerna suspenderat material aggregat med metallhydroxider och sedimenteras. Avsättningsmagasin har en god funktion, men är dyra att anlägga (Stockholm Vatten, 2001a).

### **3.2 Filter**

Det finns ett flertal olika filter som kan användas utifrån storleken på den avvattande arean. I brunnar kan brunnsfilter installeras, med ett filter för finare material eller för grövre. Moderna brunnsfilter kan också hantera oljeförorenat vatten till viss grad. Nackdelen är främst att anläggningen inte klarar av kraftiga vattenflöden. Vid stora flöden kan filtren fortfarande ha en renande effekt men reningskapaciteten minskar. Filter kräver därför mycket underhåll och måste tömmas ofta (Stockholm Vatten, 2001a).

Ett annat filter med hög effektivitet för metaller och suspenderat material är sandfilter. Dessa består av en sandbädd med geotextil ovanpå, varigenom vattnet kan sippra ner (Stockholm Vatten, 2001a). Dagvattnet leds ut genom ett perforerat rör i botten på anläggningen. För att uppnå bra reningsgrad för organiska ämnen kan aktivt kol användas. Aktivt kol är också effektivt för metall avskiljning, men materialet är dyrt och därför bäst lämpat vid speciella behov. Om andra filter inte klarar av önskad effekt kan s.k. reaktiva filter anläggas, med förvalt material. Detta är lämpligt om både pH-värdet och dagvattnets sammansättning ska förbättras med avseende på recipienter.

### **3.3 Infiltrationsmagasin**

Infiltrationsmagasin kan vara ett alternativ till filter om syftet med en anläggning i första hand är att kontrollera flödesvolymen (Healthy Waterways, 2006). Anläggningen har grövre material som till exempel makadam. Därför kan hålrummen täppas igen om förbehandling saknas. (Stockholm Vatten, 2001a). Eftersom hålrummen är större än i filteranläggningar finns det risk att föroreningar sipprar ner till grundvattnet (Stockholm Vatten, 2001a). Infiltrationsmagasin bör därför inte användas i syfte att rena föroreningar i dagvattnet (Healthy Waterways, 2006).

### **3.4 Lamellavskiljare**

Lamellavskiljare består av lameller som separerar olja och slam, när partiklar sjunker till botten medan olja stiger till ytan. Anläggningen får minskad effektivitet vid höga vattenflöden, vilket kan kräva att dagvattnets tillströmning först dämpas genom ett utjämningsmagasin (Larm, 1994). Lamellavskiljare är mest lämpade för vatten med hög oljehalt eller som förebyggande åtgärd mot läckage från trafikolyckor (Stockholm Vatten, 2001a).

### **3.5 Dunkersanläggningar**

En dunkersanläggning består av flytväggar i sjöar, med följd att partiklar kan sedimenteras i en avgränsad del av en sjö. Detta är en billig teknik, men samtidigt måste anläggningarnas påverkan på friluftslivet beaktas eftersom de är utrymmeskrävande. Dessutom kan vattenkvalitén inom det avgränsade området försämrats betydligt jämfört med resten av recipienten (Stockholm Vatten, 2001a).

### **3.6 Våtmarker**

Artificiell våtmark har vid god dimensionering hög potential att rena tungmetaller som ansamlas i torven samt bra kapacitet för att binda näringsämnen i biomassan. Anläggningen är dock utrymmeskrävande, ofta 2-3 gånger större än andra konventionella anord-

ningar. Därför är dessa svåra att förlägga i stadsmiljö. Naturliga våtmarker har ibland mindre reningseffekt för fosfor och kraftigt förorenat avloppsvatten och kontaminerat dagvattnet kan skada det naturliga ekosystemet. Fördelarna med naturliga våtmarker är främst att ha hög kvävereduktion, flödesutjämning och att vara bidragande till grundvattenförnyelse (Larm, 1994).

### **3.7 Permeabel asfalt**

Permeabel asfalt kan användas för att dämpa vattenflöden och för att minska föroreningarna, med en effekt på 50 % -90 % för olika ämnen (Field et al., 2000). Asfalten består av ett poröst överlager, med makadam under som renar och förlänger vattnets uppehållstillstånd, var efter dagvattnet leds bort genom ett dräneringsrör i botten. Permeabel asfalt har på kort sikt låga underhållskostnader. Men på längre sikt måste materialet troligtvis bytas ut eftersom hållrummen i vägytan täpps igen, vilket i sin tur ger högre kostnader (Stockholm Vatten, 2001a). Permeabel asfalt riskerar att förlora sin reningseffekt snabbare om vägen till exempel är kraftigt trafikerad (Larm, 1994)

### **3.8 Diken/Svackdiken/översilningsytor**

För hantering av dagvatten är det många gånger möjligt att använda befintliga eller nyanlagda beväxta ytor. Dagvatten kan till exempel ledas genom befintliga diken, eller specialutformade svackdiken. Vid en del vägar kan till och med smala längsgående gräsytor (på engelska grass buffer strips) tjäna som tillräcklig förrening av dagvattnet (Healthy Waterways, 2006). Svackdiken kan utformas i anslutning till exempel parkeringsytor, parker, vägar eller servitut med längsgående dagvattenledningar. Anläggningen bör i första hand utformas med en lutning mellan 1- 4 % och ett flöde mellan 0,5 m/s och 2,0 m/s som skydd för att vegetationen inte ska bli skadad eller att erosion uppstår. Om lutningen på någon plats är större än 4 % kan små fördämningar anordnas genom längsgående stenrader upp- och nertill det sluttande planet. Stenarna bör vara omkring 100 mm höga, vilket ger en hastighetsdämpande effekt sett till flödet. Svackdikena renar en stor del av det grov- och medelkorniga materialet och minskar flödestopparnas storlek som når dagvattennätet efter kraftiga regn (Healthy Waterways, 2006).

### **3.9 Gröna tak**

I och med urbaniseringen kan det uppstå platsbrist på marken för dagvattenanläggningar. Därför byggs allt oftare så kallade gröna tak med vegetation som dels reducerar flödestopparna efter regn men som också renar bland annat kväve (Department of Planning and Local Government, 2009). Gröna tak är uppbyggda i flera lager. Överst ligger vegetationen i ett minst 3 centimeter tjockt jordlager. Jordlagrets tjocklek kan ökas om lutningen på taket inte är för stor. Under jorden finns ett textilfilter eller ett rotskydd och därunder ett dräneringslager. Längs ner finns själva takbyggnaden som skyddas med ett vattentätt membran (Department of Planning and Local Government, 2009).

### **3.10 Växtbevuxna markfilter/biofilter/bioretention**

Ibland kan det behövas kompletterande anläggningar till svackdiken som även kan rena finare partiklar och föroreningar. Då kan växtbevuxna markfilter anordnas nedströms ett svackdike. Metoden är relativt ny inom dagvattenindustrin och kallas ofta för bioretention

(Healthy Waterways, 2006). Anläggningen består av ett ytlager med till exempel torv, starrgräs eller andra tuviga gräsväxter. Under växtlagret anläggs ett filter med material som är lämpligt med avseende på önskad permeabilitet. Ett filter kan till exempel bestå av sandig lera, grovkorning sand, grus eller en kombination av filtermaterialen. Längs ner under filtret installeras ett rör som leder bort vattnet till ett daggvattensystem eller till omgivande landskap. Vid dimensionering av bör hänsyn tas till omgivningens eller daggvattensystemets kapacitet att ta emot vatten vid intensivt regn (Healthy Waterways, 2006).



## 4. Recipientpåverkan

### 4.1 Sjöar, grundvatten och vattendrag

Riskerna med höga föroreningskoncentrationer i sjöar är att känsliga arter kan påverkas genom bioackumulering när ämnena tas upp av växter och levande organismer. Föroreningarna kan också ackumuleras i sedimenten (Larm, 1994).

#### 4.1.1 Fosfor och kväve

Näringsämnenas påverkan på sjöar gäller i första hand eutrofiering. I haven är kväve oftare begränsande för tillväxten medan fosfor vanligen begränsar eutrofieringen i sötvattenmiljöer (Berge, D et al., 1997). Graden av eutrofiering beror på hur stora mängder av ämnena som förekommer i proportion till varandra. Därför kan det vara fördelaktigt att i första hand prioritera minskningen av det näringsämne som begränsar tillväxten i en recipient (Brandt et al., 2000). För att klarlägga vilket ämne som begränsar tillväxten i en recipient används ofta N/P-kvoter (se tabell 3). Som följd av eutrofiering kan recipienter drabbas av bl.a. syrebrist, fiskdöd och i värsta fall igenväxning (Larm, 1994).

**Tabell 3.** N/P-kvot enligt naturvårdsverkets miljö kvalitetskriterier. (Naturvårdsverket, 2000)

klass	beskrivning	kvot (juni-september)
1	kväveöverskott	≥30
2	kväve-fosfor balans	15-30
3	måttlig kvävebrist	10-15
4	stor kvävebrist	5-10
5	extrem kvävebrist	≤5

#### 4.1.2 Metaller

I sjöarnas och vattendragens naturliga tillstånd förekommer metaller i mindre skala, som varierar med berggrundens sammansättning. Höga halter metaller i sjöar och vattendrag kan därför rubba ekosystemen och känsliga arter riskerar att utrotas (Larm, 1994). Dagvatten är en viktig bärare av metallerna som når recipienterna. Främst genom partikulärt material från trafik men också genom öppna ytor som till exempel koppar- zinktak (Stockholm Vatten, 2001a). Antropogena utsläpp skadar i första hand de minsta organismerna i näringskedjan, som plankton och fiskrom. Ansenligare mängder påverkar större organismer och i slutänden kan människan ta skada av föroreningarna. (Naturvårdsverket, 2000). Förekomsten av metaller i vatten kan variera under året, dels beroende på nederbördsintensiteten, men också beroende av sjunkande pH-värden. Då blir metaller generellt lösligare och frigörs från bottensedimenten (Larm, 1994). Ackumuleringen av många metaller i Mälarens bottensediment har sedan 80-talet saktats ner, tydligast för koncentrationen kadmium (Bergbäck et al., 2001). En undersökning från IVL visar också att mediankoncentrationerna av många metaller vid 20 mätstationer i Stockholms insjöar, troligen minskat något, mellan 1997 och 2002. Resultaten visar ändå (att minskningarna är så små att dessa är svåra att säkerhetskälla statistiskt (IVL, 2003).

### **4.1.3 Syreförbrukande substanser**

Förekomsten av olöst syre är helt avgörande för en stabil levnadsmiljö för växter och djur i sjöar. Syrebrist är en ofta naturligt under sensommaren då produktionen av plankton avstannar och mikroorganismerna sjunker till botten, samt under vintern då isbildningen minskar syreutbytet på sjöbottnarna genom vattenflödet. Det är viktigt att inte bara mäta syrehalterna i sjöar och vattendrag för att uppnå en bild av helheten. Mätningar av syreförbrukande substanser som COD bör vidtas eftersom syreförhållandena inte nödvändigtvis är naturliga (Larm, 1994). Dagvatten bidrar många gånger med andelar av organiskt material till recipienter genom till exempel förmultnande växter, djurspillning eller gödningsmedel. Vid förekomst av kombinerade ledningssystem kan det efter intensiva regn vara nödvändigt med breddning. I dessa fall har avloppsvattnet stor inverkan för mängden organiskt material som tillförs en recipient (Stockholm Vatten, 2001b).

## 5. Kommunernas miljöansvar

Dagvatten som vid en plats rinner neråt lutande slutningar, leds till va-nätet, dräneras i marken eller på annat sätt leds vidare, kan orsaka en negativ miljöpåverkan på näromgivningen eller vattenrecipenter. I juridisk mening är det den verksamhet som finns på platsen som ansvarar för dagvattnets inverkan på miljön. Därför kan alla som bedriver någon typ av aktivitet på en plats i miljöbalkens mening ses som en miljöfarlig verksamhet. Kommunerna har ofta omfattande verksamheter som till exempel allmänna kommunala vägar, värmeverk eller andra offentliga byggnader. Kommunerna har ansvar att utreda om någon verksamhet, privatdrivna eller inom egen regi, kan leda till ”betydande miljöpåverkan”. Om så är fallet ska ”nödvändiga åtgärder vidtas” för att skydda miljön. Vid planering av nya verksamheter ska dessutom en bedömning göras om lokaliseringen är den bästa i miljösynpunkt. Dessa två principer ingår i Miljöbalkens andra kapitel under vad som vanligen benämns balkens allmänna ”hänsynskrav”(Abelson, 2004).

För att kommunerna ska kunna bedöma vilka verksamheter som kan leda till en betydande miljöpåverkan finns en kategorisering av verksamheter i ”förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. I förordningen delas verksamheterna in i a- b- och c-verksamheter. A-verksamheterna kan förväntas ge störst påverkan på miljön följd av b-verksamheter. Tillstånd att bedriva en sådan aktivitet måste därför ansökas hos Miljödomstolen eller i en del fall hos länsstyrelsen. C-verksamheterna är anmälningspliktiga hos den förvaltning på kommunen som ansvarar för miljöövervakningen (Michanek et al., 2004) (se bilaga 12 för a- b- c-verksamheter inom Solna Stad).

### 5.1 Naturvårdverkets kriterier

År 1994 påbörjade Naturvårdsverket ett projekt att ta fram ”miljökvalitets kriterier” för olika ekosystem i Sverige (Naturvårdsverket, 2000). Bakgrunden var att en nationell klassificering av ekosystemens miljöbelastning saknades, vilket försvårade en bedömning av tillståndet i recipienter och därmed också initiativ för en bättre miljö. Indikatorerna utgår från de verkliga förhållandena i jämförande med referensförhållandena, d.v.s. en av människan opåverkad miljö. Normerna är uppdelade i en skala mellan 1-5, där 1 innebär ingen eller mycket liten antropogen påverkan på ekosystemet. Viktigt är att referenssystemen kan variera regionalt eller mellan ekosystemen och därför bör jämförelser mellan dessa ske med försiktighet. Dessutom finns det ingen regel att en indikator högre än 1 alltid är negativ. En hög kväveförekomst kan bidra till högre reproduktion i sjö och kustvatten, men vid för höga halter orsaka algbloomning och syrebrist under sensommar och vinter (Naturvårdsverket, 2000). Till sist är det viktigt att nämna att Naturvårdsverkets normer inte är juridiskt bindande, utan endast vägledande vid planering för och bedömning av miljötillstånd. Kriterierna ska ersättas med normer som är juridiskt bindande och ger ett skarpare verktyg vid myndighetsutövning.

## **5.2 Ramdirektivet för vatten**

Formerna hur den svenska processen för bättre vattenrecipenter pågår delvis fortfarande. Men målen och de övergripande riktlinjerna har länge varit klara genom EU-direktivet (Vattenmyndigheten, 2010-06-29). Direktivets innehåll står över svensk lagstiftning med följd att vattenplaneringen kommer att övervakas av nya Vattenmyndigheter, samt att planeringen ska ske inom nya gränser med regional styrning. Gränserna är dragna efter sammanhängande system av floder, sjöar, grundvatten och omkringliggande mark varifrån avrinningen bidrar med vatten till systemet. Denna regionala indelning, även kallat vattendistrikt ger en bättre helhetssyn än tidigare. Anledningen är att de administrativa gränserna gått mellan kommunerna och att föroreningskällor för samma recipient därmed legat på olika sidor av kommungränserna. Genom en sammahållen recipientkontroll kan planeringen av till exempel dagvattenföroreningar kontrolleras mer effektivt med det nya systemet (Naturvårdsverket, 2004).

Vattendirektivet antogs 23 oktober 2000 och trädde i kraft 22 december samma år (Europeiska Gemenskapens officiella tidning, 2000). Implementeringen av direktivet är därför i full gång och för att ge en förenklad bild kan processen delas in i 5 skeden (Se figur 2). Den första fasen kan kallas "Beskrivning" och innebär att vattenmyndigheterna kartlägger vattenförekomster och samlar in kunskaper om recipienternas karaktärsdrag och tillstånd. Dessutom ska en bedömning göras av referensförhållanden i yt- och grundvatten, d.v.s. definitioner av vattenförekomsternas opåverkade miljötillstånd, samt en kartläggning av förorenande punkt- och diffusa källor (Vattenmyndigheterna, 2010-12-10).

Den andra fasen, "mål och normer", är klassificeringen av miljötillståndet i sjöar, vattendrag och grundvatten utifrån referensförhållandena. Denna klassificering grundar sig på miljökvalitetsnormer som avgör om recipienterna lever upp till "god vattenstatus" eller annan miljöstatus. En närmare beskrivning hur bedömningen ska göras utarbetas av Vattenmyndigheten (Vattenmyndigheterna, 2010-12-10).

Den tredje fasen är åtgärdsprogrammen som berör kommuner och myndigheter konkret. Denna fas beskrivs närmare i kapitel 5.2.1.

I fas 4, "övervakning" utvecklas metoder för att följa upp effekterna av åtgärdsprogrammen, med fokus på eutrofiering, försurning och metallspridning. I slutskedet av vattenplaneringscykeln, fas 5, framställer varje vattenmyndighet en sammanställning av miljötillståndet i regionen, åtgärdsprogrammets effekt att minska miljöproblem och vilka åtgärder som bör vidtas i fortsättningen (Vattenmyndigheterna, 2010-12-10). Den första cykeln avslutas 2021 då hela processen sätter igång på nytt (Europakommissionen, 2005-09-15b).



**Figur 2.** Bilden illustrerar 5 faser för vattenplaneringen i Europa och Sverige. Arbetet startade 2000 och ska pågå fram till 2021.

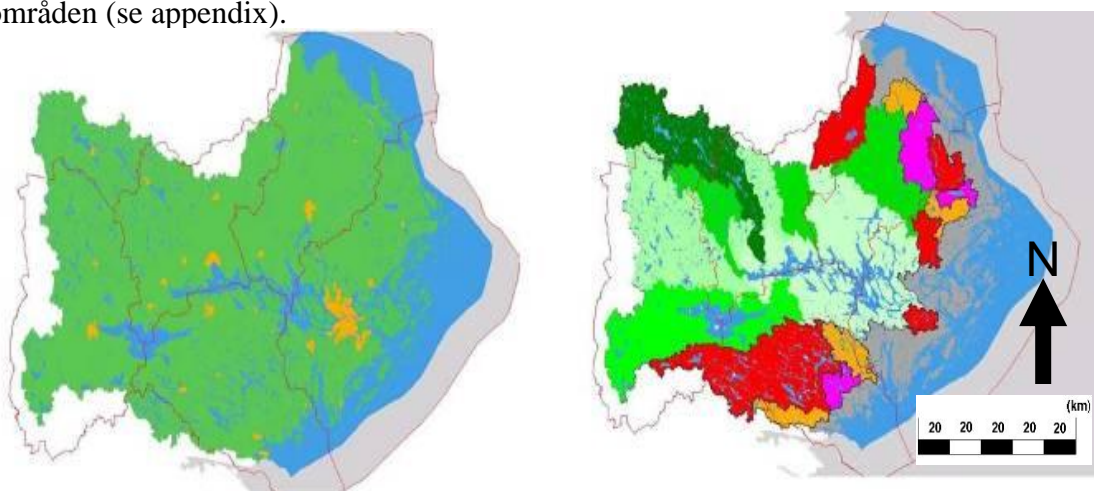
### 5.2.1 Åtgärdsprogram

För att uppnå målet ”god vattenstatus” har vattenmyndigheterna tagit fram åtgärdsprogram. Programmen redovisar vilka miljö kvalitetsnormer som inte är uppfyllda, hur dessa ska uppfyllas, hur det planerade arbetsuppgifterna ska ansvarsfördelas och när åtgärderna ska vara utförda. Eftersom programmet hanterar såväl grundvatten som flera slags ytvatten så behandlas väldigt komplexa vattensystem. För att förenkla kommunernas arbete har därför liknande recipienter kategoriserats tillsammans medan recipienter med speciella förhållanden kräver speciella åtgärder. (Naturvårdsverket, 2004). Åtgärdsplanerna gäller från och med 2009 och de krav som där ställs på olika aktörer ska vara utförda 2012 (Europeiska Gemenskapens officiella tidning, 2000).

## DEL II

### 6. Dagvattenstudie inom Solna kommun

Solna kommun ingår i Norra Östersjöns vattendistrikt med vattenmyndighet i Västerås. Myndigheten ansvarar för planering och övervakning inom så kallade huvudavrinningsområden (se figur 3), men också för mindre geografiska områden som t.ex. avrinningsområden (se appendix).



**Figur 3.** Till vänster syns länsgränserna inom Norra Östersjöns vattendistrikt. På högra kartan framgår huvudavrinningsområdena i vattendistriktet (Länsstyrelsen i Västmanlands län 2005-06-14).

Solna stad är en intensiv trafikregion med europavägar och järnvägar, vilka är en kraftig miljöbelastning. Omkring 500 000 fordon passerar kommunen varje dygn och järnvägen förväntas få mer trafik i samband med nya citybanan (Solna Stad, 2004a; Banverket, 2004). Till ytan är Solna 19 km<sup>2</sup>, en av Sveriges minsta kommuner, men rikt på ytvattenområden. De flesta ytvatten delas med grannkommunerna och samarbeten pågår för att höja vattenkvalitén. Belastningen på sjöarna återspeglar kulturlandskapet runt omkring, där trafik, industrier, bostadsområden, diverse miljöfarliga verksamheter och centrumbyggelse lämnat historiska avtryck i sjöarnas bottensediment. I Solna uppskattas arean nya kopparkoppar till 9510 m<sup>2</sup> och ärgade kopparkoppar till 32180 m<sup>2</sup> (IVL, 1997).

#### 6.1 Studieområden

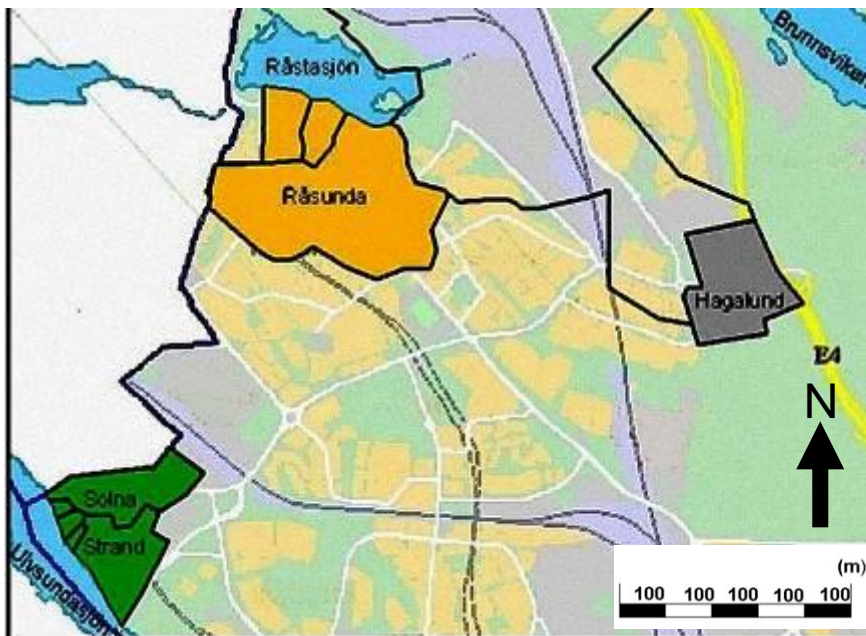
I denna studie jämförs de tre stadsdelar inom Solna Stad; Råsunda, Hagalund och Solna Strand. Stadsdelarna representerar tre helt skilda miljöer som kan förväntas påverka recipienterna med olika föroreningar. Jämförelsen har som syfte att ge en generaliserande bild om hur omgivningen i ett tätbebyggt bostadsområde, ett trafikintensivt område och en industrizon kan påverka föroreningarna som följer med dagvattnet.

Meningen är att ge en generell bild på hur förekomsten metaller, näringsämnen och organiska föroreningar kan variera mellan olika stadsdelar, som ett resultat av markanvänd-

ningen. Vidare beskrivs miljösituationen i berörda recipienter för att klargöra vilka föroreningar som kan väntas överskrida kommande miljökvalitetsnormer.

I följande kapitel följer mer ingående beskrivningar av stadsdelarna. Markanvändningen, det vill säga indelningen av vägar, villor, flerfamiljshus, centrumbebyggelse, industrier, grönområden och urbana ytor generellt, sammanfattas i tabell 4. Markanvändningen i varje stadsdel grundar sig på information från Solna kommuns informationskarta och platsbesök (Solna Stad, 2002b). Areorna är uppmätta med hjälp av kommunens digitala ledningskarta (se bilaga 2-4) (Solna Stad 2005-04-08). Kategorin stadstrafik kommer att användas för lokala stadsgator med kantsten och mindre trafikmängd. Urbana ytor generellt används för bebyggda ytor som inte passar in på de andra kategorierna.

Vid bedömningen av hur vissa verksamheter kan antas påverka dagvattnet används bilaga 12 med a- b och c-verksamheter. Bedömningarna kommer också göras med hjälp av litteraturstudien i kapitel 2.



**Figur 4.** De studerade områdenas geografiska läge och avrinningsområden. I Hagalund intill E4 undersöks en del av ett avrinningsområde, i stadsdelen Råsunda tre avrinningsområden och vid Solna Strand i väster fem avrinningsområden.\*



**Figur 5.** Avrinningsområdet där Hagalund ingår sträcker sig från söder mot Ulriksdal i norr. Det södra området, markerat i grått är intensivt trafikerat med E4:n i öst och anslutande Frösundaleden i väst.\*

\* Grundkartan är hämtad från Solna kommuns hemsida (Statsingenjörskontoret i Solna i Solna, 2005-09-04).

**Tabell 5.** Utmätta areor från olika användningsområden. ”Norra Råsunda 1” består av ytor i avrinningsområden, varifrån dagvattnet renas i en damm. Dagvattnet inom ”norra Råsunda 2” leds till recipient orenat.

Område	Hagalund (ha)	Solna Strand (ha)	norra Råsunda 1 (ha)	norra Råsunda 2 (ha)
Större vägar:				
< 15 000 ådt	0	1,00	0	0
15 000-30 000 ådt	0	0,20	0	0
> 30 000 ådt	2,27	0	0	0
Stadstrafik	1,60	2,90	4,23	4,83
Urbana ytor generellt	7,07	11,08	0,54	0,32
Villaområden	0	0	0	7,03
Flerfamiljsbostäder	0	0	9,71	5,31
Industriområden	4,31	2,71	0	0
Centrumområden	0	0	0	3,31
Grönområden	1,32	2,51	2,96	10,08

### 6.1.1 Hagalund vid utfarten mot E4:n

I västra Solna studeras en del av Hagalund. Detta avrinningsområde sträcker sig långt norrut mot kommungränsen och har väldigt skiftande miljö. För undersökningens skull har området avgränsats till den södra delen där stadsbebyggelsen har liknande karaktär (se figur 5). Denna del är starkt trafikerad och består dels av fordonsrelaterad verksamhet, men också av moderna arbetsområden. Dagvattnet leds till Brunnsviken.



Området har en karaktär av intensiv trafik, med E4:n som passerar i öster och Frösundaleden, en östvästlig genomfartsled genom kommunen (Se figur 7).

E4:n trafikeras av 120 000 fordon/dygn norrut och 100 000 fordon/dygn söderut i jämnhöjd med Hagalund (Solna Stad 2004b). Motorvägen upptar en yta på 1,02 ha. Frösundaleden trafikeras av 39 000 fordon/dygn (Solna Stad 2004b). Vägytan utgör 1,25 ha och vägen är byggd med kantsten, vilket väntas ge förhöjda föroreningskoncentrationer (se figur 6). Dagvattnet leds till Brunnsviken (se figur 4) som idag har höga halter av ett antal tungmetaller (Stockholm Vatten, 2000).

Trafikmängden kan förväntas generera väldigt höga föroreningsmängder. Utmed E4:n finns heller ingen reningsanläggning för vägavgvatten (Vägverket 2005-05-20). Men längs motorvägens sidor sträcker sig smala gräsdiken, där dagvattenbrunnarna är placerade. Vegetationen kan ha något reducerande effekt på mängden föroreningar i dagvattnet (se bilaga 1). Norr om Frösundaleden finns en stor bilverkstad med biltvätt, bensinstation och stora parkeringsytor med en yta av 4,31 ha. Fastigheten antas representera ”industri-tomt” och kan möjligtvis ge förhöjda koncentrationer av fosfor och kadmium i dagvattnet (se figur 6). Södra delen består av kontorslokaler och antas representera ”urbana ytor generellt” på en 7,07 ha stor yta. Övriga 1,32 ha består av grönområden.



**Figur 6.** Frösundaleden med bensinstation, biltvätt och fordonsverkstad på andra sidan.



**Figur 7.** Markanvändning i del av Hagalund.\* Dagvattnet leds till Brunnsviken (figur 4).

### 6.1.2 Solna strand

Det sista området utgörs av 5 avrinningsområden i Solna strand (se figur 4). Här finns både höga och låga hus med kontorslokaler och ett värmeverk. Dagvattnet leds till Bällstaviken.

Området består av 4,1 ha vägar, varav två vägar är stora genomfarter (se figur 9). Huvudstaleden på 0,2 ha och 21 000 fordon per dygn och Tritonvägen på 1,0 ha och 14 000 fordon per dygn. Detta hindrar dagvattnet från att infiltreras av omgivande grönytor och därför ökar även föroreningsmängden till dagvattenbrunnarna. Generellt består fastigheterna av traditionella kontorsbyggnader, och i beräkningarna antas de tillhöra kategorin ”urbana ytor generellt” (11,08 ha). (Se figur 8 och 9) I södra området utmed Huvudstaleden ligger ett värmeverk med ytor för tunga fordon (Miljökontoret i Solna, 2004-06-07). Denna fastighet antas som industrimark och 2004 var  $\text{NO}_x$  emissionerna till luft 77 ton (Norrenergi, AB 2004). Inom Solna strand förväntas värmeverket ge ökade halter kväve och PAH i dagvattnet även om en större del av emissionerna kan förväntas spridas över en vidare area än avrinningsområdet. Enligt en inventering av kopparkoppar i Solna framgår att ca  $224 \text{ m}^2$  öppen kopparyta förekommer i området (se bilaga 10). Naturligt föråldrad koppar avger ca:  $2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{år}$  (Bergbäck, 2001), vilket ger totalt 448 gram/år. En mindre biltvätt finns (Miljökontoret i Solna, 2004-06-07), men dess påverkan på dagvattnet beräknas som oansenligt. Övriga ytor består av grönområden, vilka upptar 2,51 ha.

\* Grundkartan är hämtad från Solna kommuns hemsida (Statsingenjörskontoret i Solna i Solna, 2005-09-04).



**Figur 8.** Solna Strandväg, Bussgata med omkringliggande kontorsbyggnader.



**Figur 9.** Uppdelning av markanvändning i Solna Strand.\*

\* Grundkartan är hämtad från Solna kommuns hemsida (Statsingenjörskontoret i Solna i Solna, 2005-09-04).

### 6.1.3 Norra Råsunda

Det största området i studien består av tre avrinningsområden i norra delen av Råsunda (se figur 4). Bebyggelsen omfattas till störst del av bostadshus, men även betydande parkområden, strandpromenader och centrumbebyggelse utmärker miljön. Härifrån leds den största mängden av dagvattnet till Råstasjön, men en del går även till Brunnsviken.

Den norra delen av Råsunda består av stora areor flerfamiljsbostäder 15,02 ha, villaområden 7,03 ha, grönområden 13,04 ha och centrumområden 3,31 ha (se figur 12).

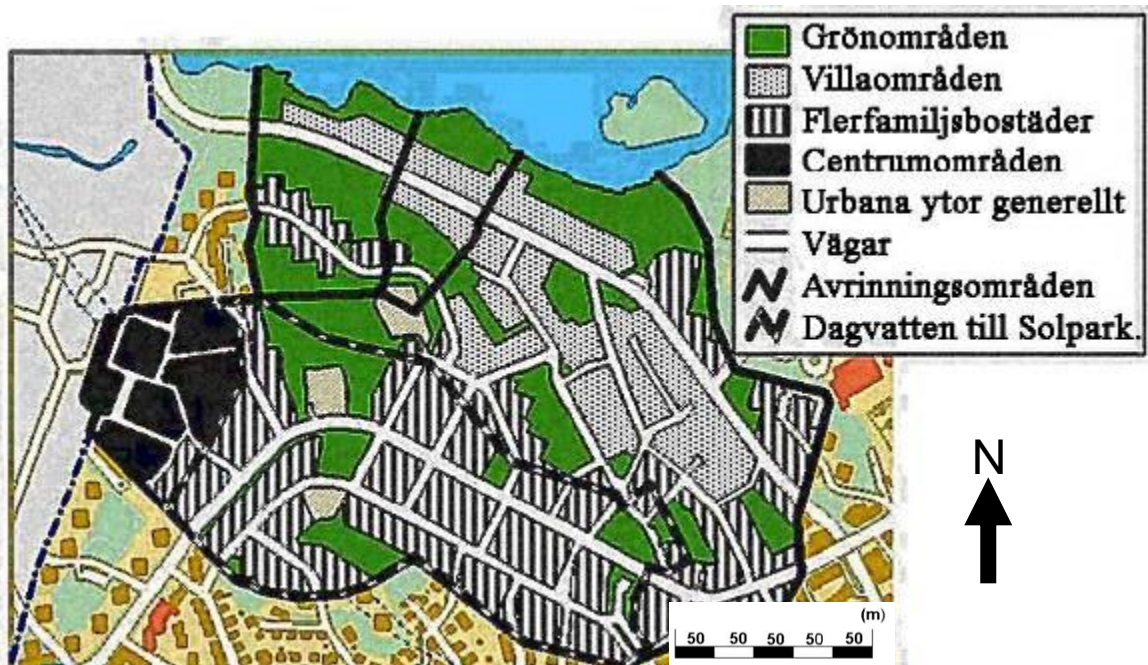
Mindre områden som inte passat in i andra kategorier klassas som urbana ytor generellt. I området finns inga miljöfarliga verksamheter (a-b eller c-verksamheter) enligt förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet (se bilaga 12). Därför är det rimligt att inga förhöjda föroreningskoncentrationer förekommer som följd av lokala industrianläggningar eller arbetsplatser. Även trafiken antas generera mediankoncentrationer eftersom trafikintensiteten är mindre än 15 000 på gatorna (Solna Stad, 2004b) och för att gatuutformningen är typisk för stadstrafik (se figur 10). I Råsunda finns en park med dammanläggning, vilken blivit ett kommunalt demonstrationsprojekt för dagvattenrening (se figur 11). Denna park (Solparken) renar dagvatten från 17,44 ha av området. Renings-effekten för dammen beräknas utifrån värden i bilaga 1. Arean, varifrån dagvattnet renas är uppskattad med hjälp av den kommunala ledningskartan. Uppdelningen grundar sig på ledningarnas brytpunkter i vertikalled, vilket anger de ytor där dagvattnet har en gemensam huvudriktning.



**Figur 10.** Dagvattnet på Råsundavägen dräneras genom grus i gatans mittsektion och leds sedan till en reningsdamm i Solparken.



**Figur 11.** Solparken med lokal rening av dagvatten.



**Figur 12.** Kartan illustrerar markanvändningsområden för del av Råsundaområdet.\*

\* Grundkartan är hämtad från Solna kommuns hemsida (Statsingenjörskontoret i Solna i Solna, 2005-09-04).

## 6.2 Recipienterna

När mänsklig påverkan av sjöar undersöks är det vanligt med analys av bottensedimentens föroreningar. Vidare har underökningar i Stockholmsregionen visat på stora skillnader av miljögifter i ytvatten, vilket kan förklaras av lokala skillnader som till exempel tillrinningsytans storlek, andel hårdgjord yta och lokala föroreningskällor (IVL, 2003). I Brunnsviken och Bällstaviken-Ulvsundasjön har höga föroreningsmängder uppmäts av IVL. Utförliga mätresultat för metaller från Råstasjön har varit svårt att hitta.

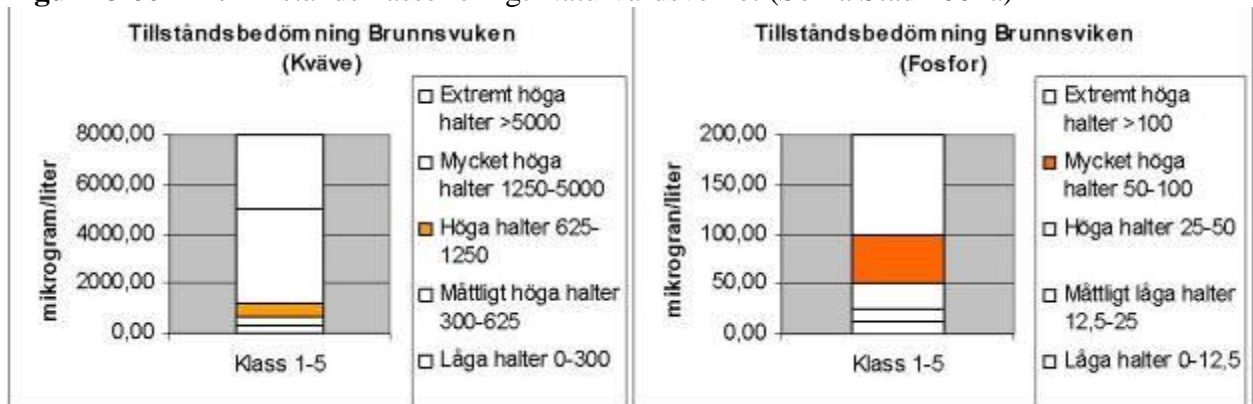
### 6.2.1 Brunnsviken

Brunnsviken är en del av nationalstadsparken och klassas som ekologiskt särskilt känsligt (Statsbyggnadsdivisionen Solna Stad, 2005). Sjöns tillrinningsområde är 800 ha stort och delas av Solna, Stockholm och Sundbyberg, där Solnas bidragande yta är störst. Dessutom sträcker sig E4, E18 och järnvägen genom kommunens område (Statsbyggnadsdivisionen Solna Stad, 2005). Längs strandlinjen finns ett värdefullt bestånd av ädellövträd och vid östra stranden finns hotade arter. Vattenutbytet med Lilla Värtan är relativt stort vid Ålstakistan sett till avrinningsvolymen från land, men samtidigt orsakar en tröskel vid utloppet att saltvatten samlas på botten. Periodvis kan vattnet bli stillastående. Föroreningshalterna i sedimenten och särskilt i för den södra delen av sjön är mycket förorenade. Koncentrationerna är bland de högsta för Stockholms sjöar för kadmium, kvicksilver, och koppar. Även PAH-värdena är mycket höga (Stockholm Vatten, 2000). Näringsämnena överstiger värden i naturliga förhållanden (se figur 13 och 14).

Prover för olika metaller har gjorts i Brunnsviken 2007 som visar på höga koncentrationer sett till naturliga bakgrundshalter (Miljöbarometern, 2012-10-10a):

- koppar – Koncentration 190 µg/g ts (torrsubstans), höga halter
- kadmium - Koncentration 4,5 µg/g ts, måttligt höga halter
- zink - Koncentration 7600 µg/g ts, måttligt höga halter
- kvicksilver - Koncentration 1,8 µg/g ts, höga halter
- bly - Koncentration 140 µg/g ts, låga halter
- krom - Koncentration 110 µg/g ts, höga halter
- nickel - Koncentration 25 µg/g ts, måttligt höga halter

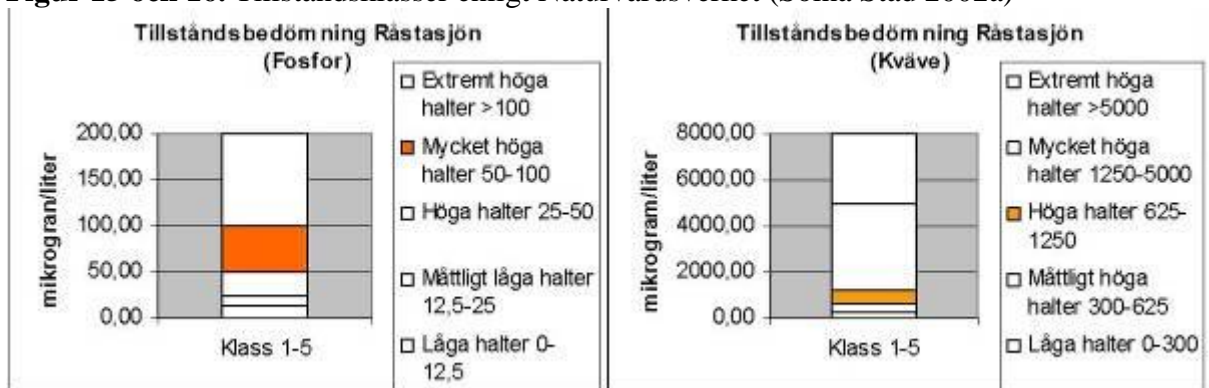
**Figur 13 och 14.** Tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket (Solna Stad 2002a)



## 6.2.2 Råstasjön

Råstasjön är en mycket grund sjö, som delas mellan Solna och Sundbyberg och har stora värden för fågellivet, samt som rekreationsområde. Tillrinningsområdet är 550 ha. Huvudtillloppet kommer från ett dike intill E18 genom Sundbyberg där reningsanläggning saknas. Däremot renas dagvattnet från delar av Råsunda söder om sjön i en damm (Statsbyggnadsdivisionen, Solna Stad, 2005). Enligt kommunens remiss för översiktplan 2006 finns problem med näringsämnen (se figur 15 och 16) med följd av algblooming, syrebrist och ackumulerade föroreningar i sedimenten.

**Figur 15 och 16.** Tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket (Solna Stad 2002a)



### 6.2.3 Bällstaviken- Ulvsundasjön

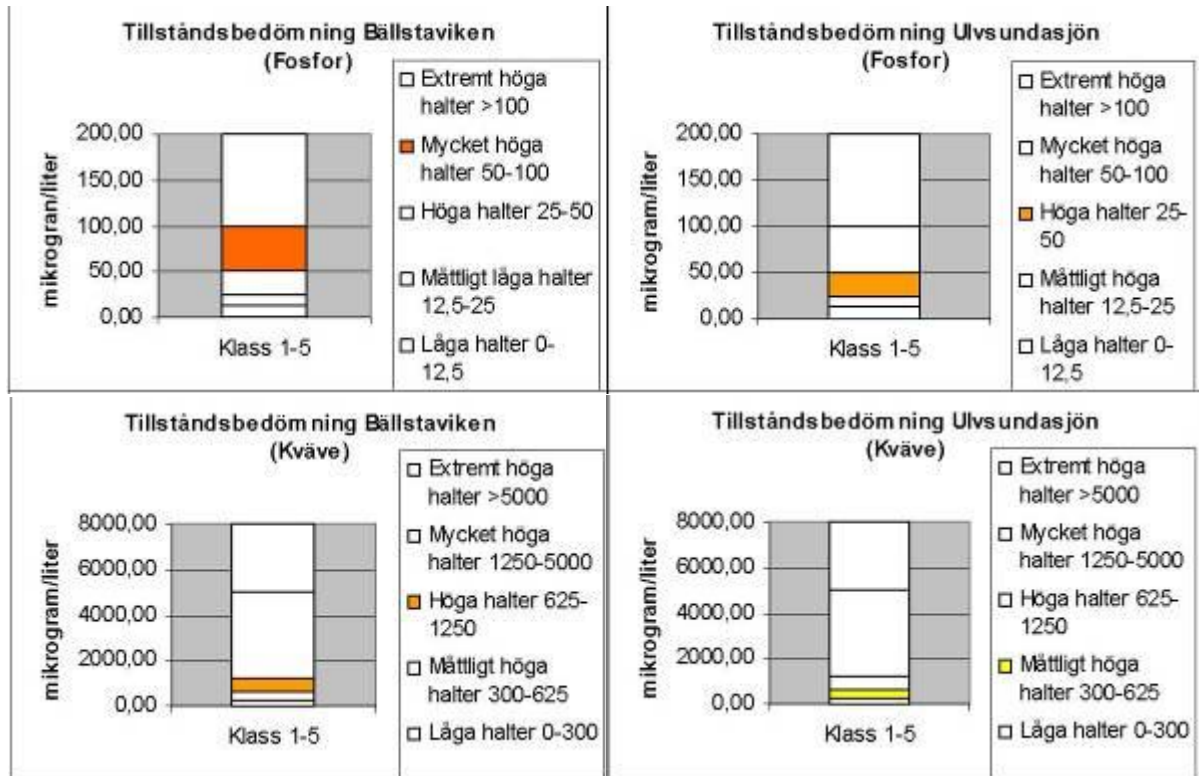
Bällstaviken-Ulvsundasjön är en vik i Mälaren, som i väst och söder gränsar till Stockholm Stad och i norr till Sundbyberg. Viken kan delas in i Bällstaviken i norr och Ulvsundasjön i södra delen. Vattentillflödet till Mälarviken kommer från Bällstaån i norr och i samband med högt vattenstånd i Mälaren tillkommer också vatten via Tranebergs-sund. Tillrinningsområdet består till ca 80 % av centrum-, flerfamiljsbebyggelse och av miljöfarliga verksamheter, men den högsta belastningen av kväve och fosfor kommer via Bällstaån som är Stockholms mest förorenade vattendrag (Stockholm Vatten, 2000b). Detta visar sig också i att Bällstaviken har högre näringshalt än Ulvsundasjön (se figurer 17-20). Överlag är PAH-koncentrationerna i området höga (Stockholm Vatten, 2000).

I Bällstaviken och Ulvsundasjön har metallernas koncentrationer undersökts 2002 sett till naturliga bakgrundshalter (Miljöbarometern, 2012-10-10a):

- koppar – Koncentration 220 µg/g ts (torrsubstans), höga halter
- kadmium – Koncentration 2,0 µg/g ts, måttligt höga halter
- zink - Koncentration 570 µg/g ts, måttligt höga halter
- kvicksilver - Koncentration 1,1 µg/g ts, höga halter
- bly - Koncentration 170 µg/g ts, måttligt höga halter
- krom - Koncentration 110 µg/g ts, höga halter



Figur 17,18,19 och 20. Tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket. (Solna Stad 2002a)



### **6.3 Beräkningar av föroreningskoncentrationer i dagvatten per ytenhet - i tre stadsdelar av olika karaktär**

Målet med beräkningarna är att jämföra hur metaller, näringsämnen och partikulärt material kan se ut i dagvattnet från tre stadsdelar av olika karaktär. Studien kommer därför att inrikta sig mot stadsdelar där miljöerna ser olika ut. De valda områdena är också relativt stora för att lokala variationer ska ta ut varandra, det vill säga att det är rimligt att förvänta sig att höga koncentrationer på en plats tas ut av låga på en annan plats (Malmqvist, 1994). Jämförelsen har också som syfte att ge kunskap om vilka områden som bidrar med mest föroreningar per ytenhet till recipienterna, vilket kan användas som underlag vid planering av reningsanläggningar.

#### **6.3.1 Metod**

Inom Solna stad har tre avrinningsområden valts ut. Avrinningsområdena har egenskapen att de högsta nivåerna gränsar mot andra avrinningsnivåer. Därmed rinner dagvattnet mot områdenas lågpunkter. I Hagalund har endast delen med mest tungt trafikerade verksamheter undersökts inom avrinningsområdet. De vertikala nivåskillnaderna har studerats med hjälp av Solnas ledningskarta.

Schablonvärden som används i beräkningarna är tagna från tabell 6, 7 och 8 (Vägverket, 2001; Vägverket, 2004; Stockholm Vatten 2001c; Solna Stad 2004). Tabell 6 rör fastighetsmark, grönområden och ”stadstrafik”. I tabell 7 finns däremot schabloner som används av Vägverket för större vägar. I denna rapport grupperas ”större vägar” efter egenskaper som att de har en stark separering från gång-/cykeltrafik, fungerar som genomfartsleder och har hög trafikvolym. Tabell 8 är en komplettering till tabell 6 när det gäller schabloner för suspenderat material och bly. Dessa föroreningar har väldigt stor variation i Sverige och ackumuleringen på vägarna påverkas mycket av vägens omgivning (Vägverket 2001).

I en undersökning från Stockholm Vatten har föroreningskoncentrationer mätts upp i dagvattnet från 4 tunnlar. Efter högtrycksspolning framgick att mediankoncentrationen för suspenderat material var 7300 mg/l och för bly 2300 µg/l (Stockholm Vatten 2001d). I tabell 7 är de högsta värdena för suspenderat material 5000 mg/l och för bly 1000 µg/l. Utmed trafikleder i tunnelliknande miljöer är lagringskapaciteten ofta mycket varierande (se kapitel 2.1.1.1 och 2.2.1). Lagringskapaciteten kan till exempel variera efter parametrar som vindförhållanden, vägens nivåskillnad sett till omgivningen och tunnel-längder. De högsta värdena i tabell 7 är mycket höga och antas därför inte vara representativa för vägarna i denna undersökning. Med detta som bakgrund används i stället uppmätta medianvärden på vägar i Stockholm med ungefär samma trafikvolym och fysiska förhållanden (se tabell 8). När det gäller grönområden i stadsmiljö har inga schabloner hittats och därför antas det lägsta värdet i intervallet för villaområden lämpligt som utgångspunkt. För att göra bedömningen säkrare delas grönområden i kategorier, beroende på om de är i direkt anslutning till intensiv trafik eller inte. Schablonvärdena utgörs av mediankoncentrationer samt högsta och minsta värden från ett flertal dagvattenundersökningar (Vägverket 2001; Vägverket 2004).

**Tabell 6.** Förslag på schablonhalter (Vägverket, 2001).

Förorening  Marktyp	Bly	Kadmium	Koppar	Zink	COD	Susp	N	P
	medelvärde	medelvärde	medelvärde	medelvärde	medelvärde	medelvärde	medelvärde	medelvärde
	min-max (µg/l)	min-max (µg/l)	min-max (µg/l)	min-max (µg/l)	min-max (mg/l)	min-max (mg/l)	min-max (mg/l)	min-max (mg/l)
Generellt värde för urbana ytor	25 (15-60)	0,5 (0,3-0,9)	50 (25-100)	150 (80-300)	70 (40-120)	120 (50-200)	2,0 (1,0-2,5)	0,3 (0,2-0,4)
Villaområden	15 (15-40)	0,3 (0,2-0,5)	35 (20-70)	120 (60-200)	60 (40-75)	70 (40-160)	1,5 (1,0-2,0)	0,3 (0,1-0,4)
Områden med flerfamiljshus	20 (15-60)	0,4 (0,3-0,6)	50 (25-100)	180 (90-300)	80 (60-110)	120 (60-200)	2,0 (1,0-3,0)	0,3 (0,2-0,5)
Centrumområden	40 (20-70)	0,5 (0,3-0,7)	70 (25-110)	250 (120-400)	120 (90-150)	200 (100-260)	2,0 (1,0-3,0)	0,3 (0,2-0,6)
Stadstrafik	40 (15-70)	0,5 (0,3-1,0)	75 (25-110)	240 (100-350)	160 (110-230)	200 (70-250)	2,0 (1,0-2,5)	0,3 (0,2-0,5)
Industriområden	40 (10-60)	0,5 (0,3-0,9)	70 (25-110)	250 (120-400)	90 (60-120)	170 (70-230)	2,0 (1,0-2,5)	0,3 (0,2-0,6)

**Tabell 7.** Schablonvärden för vägar uppdelade efter årsdygnstrafik (ådt)

Föroreningar	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Zink (µg/l)	COD* (mg/l)	SS (mg/l)	N (mg/l)	P (mg/l)
Trafikmängd 10 000-15 000 ådt	20 (5-40)	0,5 (0,2-1)	35 (10-50)	100 (50-300)	40 (20-80)	75 (50-200)	1,2 (0,05-2)	0,15 (0,1-0,2)
15 000-30 000 ådt	25 (5-50)	0,5 (0,2-1)	45 (10-100)	150 (50-500)	60 (30-120)	100 (50-1000)	1,5 (0,05-8)	0,2 (0,1-0,5)
> 30 000 ådt	30 (20-1000)	0,5 (0,5-100)	60 (10-800)	250 (100-1000)	95 (50-195)	1000 (100-5000)	2 (1-10)	0,25 (0,1-3)

Schablonvärdena är hämtade från Vägdagvatten, råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder (Vägverket, 2004).

\*Värdena kommer från Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor (Vägverket, 2001).

**Tabell 8.** En jämförelse av vägar i Solna och Stockholm, samt resultat från dagvattenundersökningar i Stockholm (Stockholm Vatten 2001c, Solna Stad 2004).

	Vägar i Solna		Vägar i Stockholm			Vägar i Solna		Vägar i Stockholm	
	E4:an		Blommensberg			Frösundaleden		Bergslagsvägen	
Trafikmängd (ådt)	120 000/100 000		120 000		Trafikmängd (ådt)	39 000		33 000	
Körbanor	3		3		Körbanor	2		2	
Väggkant	nedsänkt väg/vegetation		bro		Väggkant	trotoarkant		väggren	
Dagvattenprover			maj 96, okt 96-maj 97, sept 97. 32 prover		Dagvattenprover			aug 96-nov 96. 11 prover tagna i rännsten	
			<b>Pb (µg/l)</b> min 2 median 50 max 147 <b>SS (mg/l)</b> min 48 median 320 max 1295					<b>Pb (µg/l)</b> min 12 median 41 max 100 <b>SS (mg/l)</b> min 6 median 41 max 416	
	Vägar i Solna		Vägar i Stockholm			Vägar i Solna		Vägar i Stockholm	
	Huvudstaleden		Älvsjövägen			Tritonvägen		Älvsjövägen	
Trafikmängd (ådt)	21 000		17 000		Trafikmängd (ådt)	14 000		17 000	
Körbanor	1		1		Körbanor	1		1	
Väggkant	trotoarkant		trotoarkant		Väggkant	trotoarkant		trotoarkant	
Dagvattenprover			maj 99-april 00. 31 prover		Dagvattenprover			maj 99-april 00. 31 prover	
			<b>Pb (µg/l)</b> min 2 median 15 max 87 <b>SS (mg/l)</b> min 20 median 175 max 1899					<b>Pb (µg/l)</b> min 2 median 15 max 87 <b>SS (mg/l)</b> min 20 median 175 max 1899	

Intervallen i tabell 6 och 7 beskriver osäkerheten och variationen från plats till plats. Därför görs en bedömning om föroreningsmängderna kan vara förhöjda lokalt utifrån resultaten i kapitel 2 om föroreningskällor. Därefter används tabell 9 för att bedöma storleken av deras miljöpåverkan. I tabell 9 saknas suspenderat material och kadmium, två grupper med vida intervall för vägar med högre årsdygnstrafik (ådt) än 30 000. Trafikintensiteten betraktas därför ha ”någon” betydelse för suspenderat material. Hur dessa förhållanden påverkar kadmium är svårt att uppskatta när detta beror på typ av beläggning och vilken bensin användning som är utmärkande för Solnaområdet. Kadmium antas ändå ha en ”liten” påverkan av trafikintensiteten (Naturvårdsverket, 2002).

En annan viktig faktor som påverkar föroreningsmängderna på vägar är utformningen. Därför är det inte konstigt att stadstrafik i många avseenden orsakar högre föroreningar än stora landsvägar, i och med saknaden av vegetation utmed väggkanten. I kapitel 2 framgår att vägar med kantsten och dagvattenbrunnar kan ha 3 gånger högre dagvattenkoncentrationer av bly och suspenderat material, i jämförelse med vägar med slänter och diken (Vägverket, 2001). För andra metaller kan typiska ”stadsvägar” ha 2 gånger förhöjda värden för övriga metaller och 10 % för kväve (Vägverket, 2001). I och med detta är utgångspunkten i beräkningarna att stadsgatorna i Solna uppvisar samma mönster. För en del gator görs andra antagande vilka redovisas separat i kommande kapitel. Atmosfärisk deposition beräknas påverka alla studerade områden med förhöjda värden enligt tabell 7, eftersom det handlar om stadsmiljöer. Kadmium finns inte med i tabell 9 som anger hur föroreningarna ökar genom atmosfärisk deposition. Men det finns under-

sökningar från Stockholmsregionen som visar på förhöjda koncentrationer till följd av nederbörd (Solna Stad 2010). Därför beräknas atmosfärisk depositionen höja kadmiumnivåerna i dagvattnen. Påverkningsgraden antas vara ”liten” i skalan ”dominerande- liten” enligt tabell 9. Schablonvärdena i tabell 7 antas höjas med 40 %, 30 %, 20 % respektive 10 % i relation till tabell 9. Om något antagande leder till att ett högsta värde i intervall överskrids används maxvärdet.

**Tabell 9.** Föroreningskallornas relativa påverkan på föroreningskoncentrationen i dagvattnen. Skalan är: dominerande-stor-någon-liten (Malmqvist, 1994).

Källa	COD	Kväve	Fosfor	Bly	Zink	Koppar
Trafik <sup>1</sup>	stor	någon	liten	stor	någon	någon
Korrosion, erosion	Någon	liten	någon	liten	stor	dominant
Regn stoftnedfall	Någon	någon	någon	någon	stor	någon
Lokala aktiviteter	liten	liten	stor	liten	liten	liten

<sup>1</sup> Korrigeringar av trafikens betydelse har gjorts gällande COD och bly (Vägverket, 2001).

För att beräkna den årliga mängden av en förorening som når en recipient från ett specifikt område används formel 1 och 2, där schablonvärdena är angivna i µg eller mg per liter (Malmqvist, 1994). Schablonvärdena multipliceras med medelnederbörden i Stockholm de senaste 30 åren minus förväntad avdunstningsmängd. Även faktorer som arean för varje markområde och en avrinningskoefficient (se tabell 10) multipliceras med schablonvärdena.

$$F_{\text{år}} = c \times a \times A \times (P-b) \times 10^{-3} \quad \text{- används när c anges i } \mu\text{g/l} \quad \text{(formel 1)}$$

$$F_{\text{år}} = c \times a \times A \times (P-b) \quad \text{- används när c anges i mg/l} \quad \text{(formel 2)}$$

**a**= avrinningskoefficient; konstant som beror på andelen hårdgjord yta som bidrar till avrinningen och områdets vertikala nivåskillnader (se tabell 10).

**A**= Total andel markyta inom området (**m<sup>2</sup>**)

**P**= Total nederbörd under ett år. P uppskattas till 539 **mm/år**, som är medelvärdet av den årliga nederbörden i Stockholm de senaste 30 åren. (SMHI 2005-04-07)

**b**= konstant som reducerar vattenförluster från avdunstning (**mm**). b sätts till 100 mm för flacka områden (Malmqvist, 1994).

**c**= schablonvärde för föroreningskoncentration i dagvattnet från givet markanvändningsområde. (**µg/l**) eller (**mg/l**)

**F<sub>år</sub>** = Total uttransporterad föroreningsmängd per år. (**g/år**)

**Tabell 10.** Avrinningskoefficienter (Svenskt vatten, 2004)

Markanvändning	Flacka områden	Kuperade områden
Betong, asfalt	0,8	0,8
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation	0,7	0,9
Slutet byggnadssätt med planterade gårdar, Industrier	0,5	0,7
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,4	0,6
Radhus, kedjehus	0,4	0,6
Villor, tomter <1000 m <sup>2</sup>	0,25	0,35
Villor, tomter >1000 m <sup>2</sup>	0,15	0,25

**Räkneexempel enligt formel 1:**

Sjövägen utmed Råstasjön har uppmätts till 8040 m<sup>2</sup> och avrinningskoefficienten kan uppskattas till 0,8 µg/l. Utmed körbanan finns trottoarkanter och mycket liten del av dagvattnet kan infiltreras vid vägkanterna vilket är vanligt för stadstrafik.

För att räkna ut årligt tillförsel koppar till Råstasjön används  $c=75$  (µg/l) som utgångspunkt. Schablonvärdet korrigeras utifrån ”närhet till tätbebyggelse” och i tabell 9 anges att atmosfärisk deposition har ”någon” påverkan. Föroreningskoncentrationen bedöms vara förhöjd med 20 %.. Detta ger  $c=75*1,20=90$ . Utifrån denna information kan årlig kopparmängd till Råstasjön beräknas:  $90*0,8 \times 8040 \times (0,539-0,100) \times 10^{-3} \approx 254$  g/år.

Eftersom de studerade stadsdelarna varierar i storlek räknas de totala föroreningsmängderna från Hagalund, Solna Strand och Råsunda om till kg/(år, ha).(se formel 3) Detta mått ger en generaliserande bild på hur föroreningarna varierar mellan olika stadsmiljöer. Resultatet av beräkningar enligt formel 3 redovisas i kapitel 6.4.

$$F_{(kg/(år,ha))} = F_{(g/år)} / (1000 * A_{område}) \quad (\text{Formel 3})$$

$$A_{område} = \text{Stadsdelens area (ha)}$$

$$F_{(kg/(år,ha))} = \text{Kg förorening per år och hektar (kg/(år,ha))}$$

## 6.3.2 Korrigering av schabloner och uppskattning av reningseffekt

### 6.3.2.1 Hagalund

- + Den intensiva trafiken på E4:n beräknas ge 2 gånger förhöjda halter enligt tabell 9 och vägen saknar breda diken. En vis rening förmodas ändå ske av dagvattnet när brunnarna är placerade längs med smala vegetationsstråk. Metallkoncentrationen kan också förväntas vara förhöjd när vägpartiet ligger på lägre höjd än omgivningen, vilket förhindrar ämnen från att blåsa iväg. Vägens utformning förväntas ge 1,5 gånger förhöjda halter för metaller med undantag för bly.
- + I och med extrema maxvärden för bly och suspenderat material, vilket troligtvis beror på dagvattenprover från tunnlar med hög lagringskapacitet, används uppmätta värden från vägar med jämförbara trafikvolym. När det gäller E4:an används maxvärden från bron på Essingeleden (se tabell 8). Bron har trafikvolym i samma storleksordning som E4 i höjd med Solna. Troligtvis är ändå lagringskapaciteten på bron mycket lägre än den nedsänkta delen av E4 genom Solna med tanke på vindförhållandena. För Frösundaleden används medianvärden från Bergslagsvägen (se tabell 8) med liknande förhållanden. Det bör ändå påpekas att Bergslagsvägen saknar trottoarkant vid mätpunkten till skillnad för Frösundaleden.
- + Grönområden intill E4:an förväntas ha 4 gånger förhöjda halter i jämförelse med medianvärden från grönområden beroende på närhet till intensiv trafik.
- + Frösundaleden är utformad med kantsten och förväntas ha 2 gånger högre koncentrationer än mediankoncentrationer från vägar med samma trafikvolym. Detta gäller för metaller (förutom bly). Kväveinnehållet beräknas vara 10 % högre än mediankoncentrationen.
- + Grönområden intill Frösundaleden beräknas ha 2 gånger högre schablonvärden enligt tabell 9.
- + Industriområdet beräknas ge ”stor” påverkan på fosfor och ”liten” påverkan på kadmium, eftersom verksamheten är relaterad till fordonsskötsel.
- + För hela området beräknas ”närhet till tätbebyggelse” ge ökade föroreningar enligt atmosfärisk deposition i tabell 9.

**Tabell 11.** Korrigerade schabloner för användningsområden inom Hagalund. Vägarna är uppdelade efter trafikmängd (Solna Stad, 2004b) och gatornas utformning.

Hagalund	E4		Frösundaleden		Stadstrafik		Urbana ytor generellt	
Förorening	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c
Pb (µg/l)	30	147	30	108	40	48	25	30
Cd (µg/l)	0,5	0,98	0,5	1,1	0,5	0,55	0,5	0,55
Cu (µg/l)	60	144	60	144	75	90	50	60
Zn (µg/l)	250	638	250	650	240	312	150	195
COD (mg/l)	95	171	95	114	160	192	70	84
SS (mg/l)	1000	1295	1000	3000	200	200	120	120
N (mg/l)	2	3,2	2	2,64	2	2,4	2	2,4
Pb (mg/l)	0,25	0,35	0,25	0,3	0,3	0,36	0,3	0,36
	Industriområden		Grönområden intill E4		Grönområden intill Frösundaleden		Andra grönområden	
Förorening	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c
Pb (µg/l)	40	48	15	36	15	27	15	18
Cd (µg/l)	0,5	0,61	0,2	0,3	0,2	0,26	0,2	0,22
Cu (µg/l)	70	84	20	40	20	32	20	24
Zn (µg/l)	250	325	60	144	60	102	60	78
COD (mg/l)	90	108	40	80	40	72	40	48
SS (mg/l)	170	170	40	72	40	56	40	40
N (mg/l)	2	2,4	1	1,8	1	1,6	1	1,2
Pb (mg/l)	0,3	0,47	0,1	0,18	0,1	0,16	0,1	0,12

### 6.3.2.2 Solna strand

Området kan förväntas ha förhöjda koncentrationer föroreningar beroende på:

- + (Huvudstaleden och Tritonvägen.) Vägarna är utformade med kantsten, vilket förväntas öka metallernas koncentration med 200 % undantaget bly som kan förväntas öka med 300 % Kväve beräknas öka med 10 % (se kapitel 2.2.1). För grönområden i anslutning till dessa vägar antas påverkan från trafiken vara ”stor” för bly och COD, ”någon” för koppar, zink och kväve, samt ”liten” för fosfor.
- + Koncentrationen av suspenderat material och bly på Huvudstaleden och Tritonvägen beräknas utifrån medianvärden på Älvsjövägen (se tabell 8).
- + Förekomsten av öppna kopparytor enligt inventering (se bilaga 10) är 224 m<sup>2</sup>. Korrosion från naturlig föråldrad koppar har i undersökts i Stockholm och uppgick till 2,0 g/(m<sup>2</sup> ,år) (Bergbäck et al., 2001). Det årliga bidraget förväntas därför bli 2\*224=448/(g,år)
- + I området ligger ett värmeverk och enligt tabell 7 har lokala aktiviteter ”liten” påverkan för kväve. I området beräknas dagvattnet ha 10 % höjda koncentrationer kväve.
- + ”Närhet till tätbebyggelse” beräknas påverka hela området med förhöjda föroreningsmängder i omfattning ”stor” för zink, ”någon” för bly, koppar, COD, kväve och fosfor, samt ”liten” för kadmium.



**Tabell 12.** Korrigerade schablonvärden för Solna Strand. En uppdelning för vägarna är gjord utifrån trafikintensitet (Solna Stad, 2004b) och vägutformningen.

Solna strand	Huvudstaleden		Tritonvägen		Stadstrafik		Urbana ytor generellt	
	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c
Pb (µg/l)	25	15	20	72	40	48	25	30
Cd (µg/l)	0,5	1,1	0,5	1,1	0,5	0,55	0,5	0,55
Cu (µg/l)	45	108	35	120	75	90	50	60
Zn (µg/l)	150	390	100	260	240	312	150	195
COD (mg/l)	60	72	40	48	160	192	70	84
SS (mg/l)	100	175	75	225	200	200	120	120
N (mg/l)	1,5	2,1	1,2	1,56	2	2,5	2	2,5
Pb (mg/l)	0,2	0,24	0,15	0,18	0,3	0,36	0,3	0,36
	Industriområden		Grönområden intill intensiv trafik		Andra grönområden			
Förorening	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c	median	valt värde c
Pb (µg/l)	20	15	15	22,5	15	18		
Cd (µg/l)	0,5	0,55	0,2	0,24	0,2	0,22		
Cu (µg/l)	70	84	20	28	20	24		
Zn (µg/l)	250	325	60	90	60	78		
COD (mg/l)	90	108	40	60	40	48		
SS (mg/l)	100	175	40	48	40	40		
N (mg/l)	2	2,5	1	1,4	1	1,3		
Pb (mg/l)	0,3	0,36	0,1	0,13	0,1	0,12		

### 6.3.2.3 Norra Råsunda

+ Området är del av stadsmiljö och därför beräknas den atmosfäriska depositionen ge förhöjda föroreningskoncentrationer i dagvatten.

**Tabell 13.** Korrigerade schabloner för området ”norra Råsunda”

Norra Råsunda	Stadstrafik		Flerfamiljsbostäder		Villaområden		Grönområden	
Förorening	median	valt värde	median	valt värde	median	valt värde	median	valt värde
	c		c		c		c	
Pb (µg/l)	40	<b>40</b>	20	<b>24</b>	15	<b>18</b>	15	<b>18</b>
Cd (µg/l)	0,5	<b>0,55</b>	0,4	<b>0,44</b>	0,3	<b>0,33</b>	0,2	<b>0,22</b>
Cu (µg/l)	75	<b>90</b>	50	<b>60</b>	35	<b>42</b>	20	<b>24</b>
Zn (µg/l)	240	<b>312</b>	180	<b>234</b>	120	<b>156</b>	60	<b>78</b>
COD (mg/l)	160	<b>192</b>	80	<b>96</b>	60	<b>72</b>	40	<b>48</b>
SS (mg/l)	200	<b>200</b>	120	<b>120</b>	70	<b>70</b>	40	<b>40</b>
N (mg/l)	2	<b>2,4</b>	2	<b>2,4</b>	1,5	<b>1,8</b>	1	<b>1,2</b>
Pb (mg/l)	0,3	<b>0,36</b>	0,3	<b>0,36</b>	0,3	<b>0,36</b>	0,1	<b>0,12</b>
	Urbana ytor generellt		Centrumområden					
Förorening	median	valt värde	median	valt värde	median	valt värde	median	valt värde
	c		c		c		c	
Pb (µg/l)	25	<b>30</b>	40	<b>48</b>				
Cd (µg/l)	0,5	<b>0,55</b>	0,5	<b>0,55</b>				
Cu (µg/l)	50	<b>60</b>	70	<b>84</b>				
Zn (µg/l)	150	<b>195</b>	250	<b>325</b>				
COD (mg/l)	70	<b>84</b>	120	<b>144</b>				
SS (mg/l)	120	<b>120</b>	200	<b>200</b>				
N (mg/l)	2	<b>2</b>	2	<b>2,4</b>				
Pb (mg/l)	0,3	<b>0,3</b>	0,3	<b>0,36</b>				

### 6.3.2.4 Solparkens damm

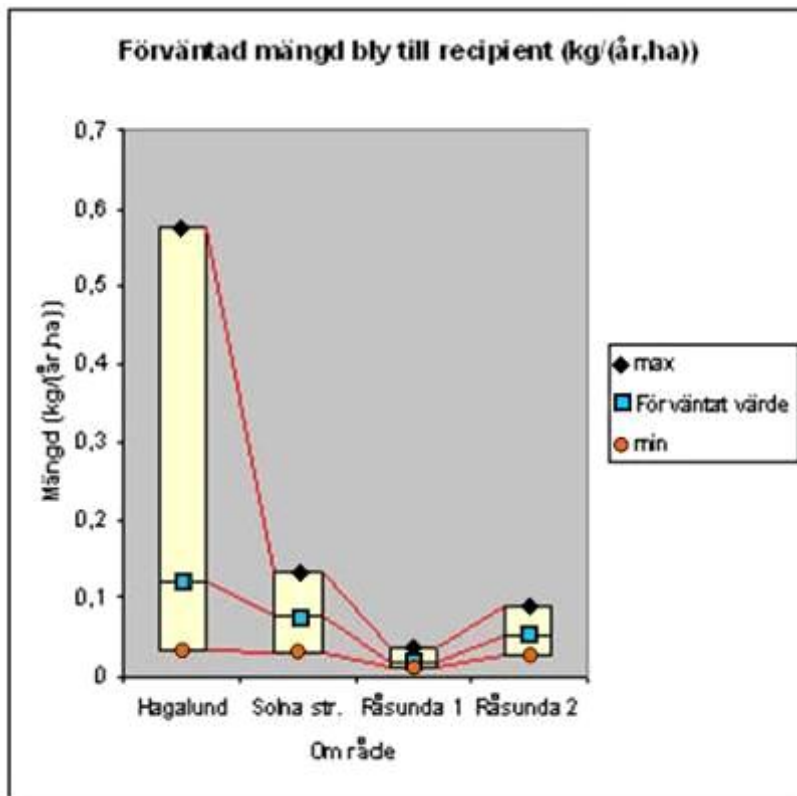
Reningsgraden för metaller uppskattas enligt medelvärde i bilaga 1. För metaller motsvarar detta en rening på 75 %, för suspenderat material 62,5 % och kväve 15%. Enligt Vägverket ligger reningsgraden för fosfor mellan 20-70% (Vägverket, 2004) och därför används medelvärdet 45 %. I verkligheten varierar reningsgraden mycket för olika dammar vilket kan bero på till exempel detaljutformningen och underhållet.

## 6.4 Resultat

Utförliga beräkningar enligt kapitel 6.3 redovisas i bilagorna. I bilaga 5 finns räkningar för Hagalund, i bilaga 6 för Solna Strand och i bilagorna 7-9 för Råsundaområdet. I följande kapitel illustreras förväntade årliga mängder föroreningar för varje ämne. Dessutom visas intervall mellan de största och minsta värdena, vilket klargör osäkerheten i beräkningarna med använda schabloner.

### 6.4.1 Bly

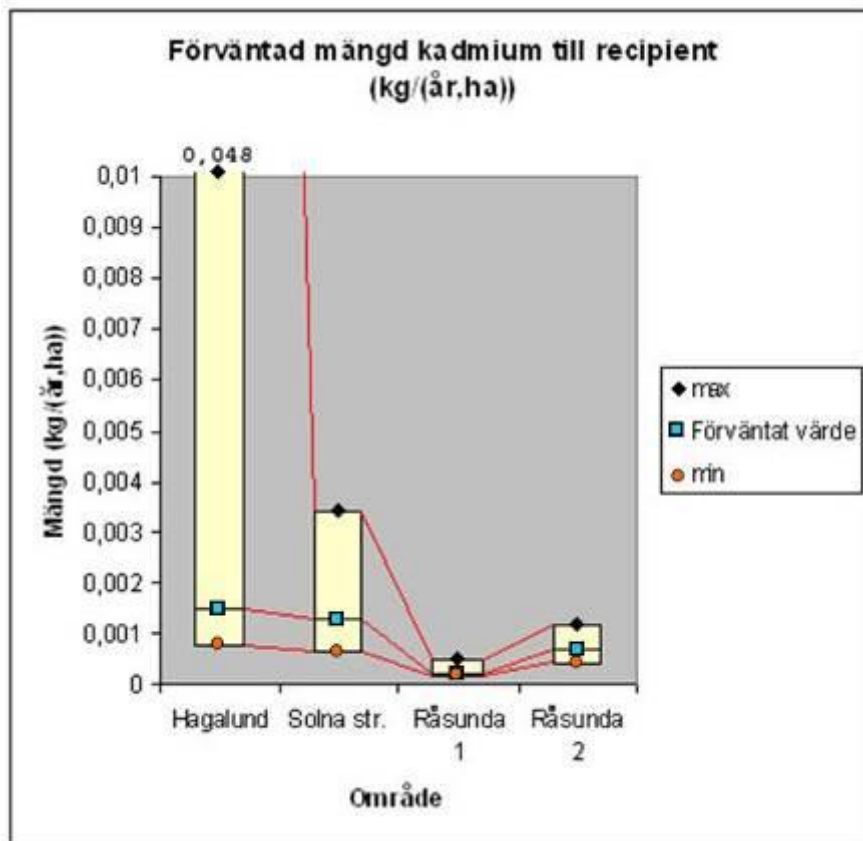
I figur 21 framgår att den förväntade mängden bly per hektar är störst för Hagalund, följt av Solna Strand och Råsunda.



**Figur 21.** Förväntade värden för bly i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=0,12, Solna Strand: väntevärde=0,08, Råsunda1: väntevärde=0,02, Råsunda2: väntevärde=0,05

## 6.4.2 Kadmium

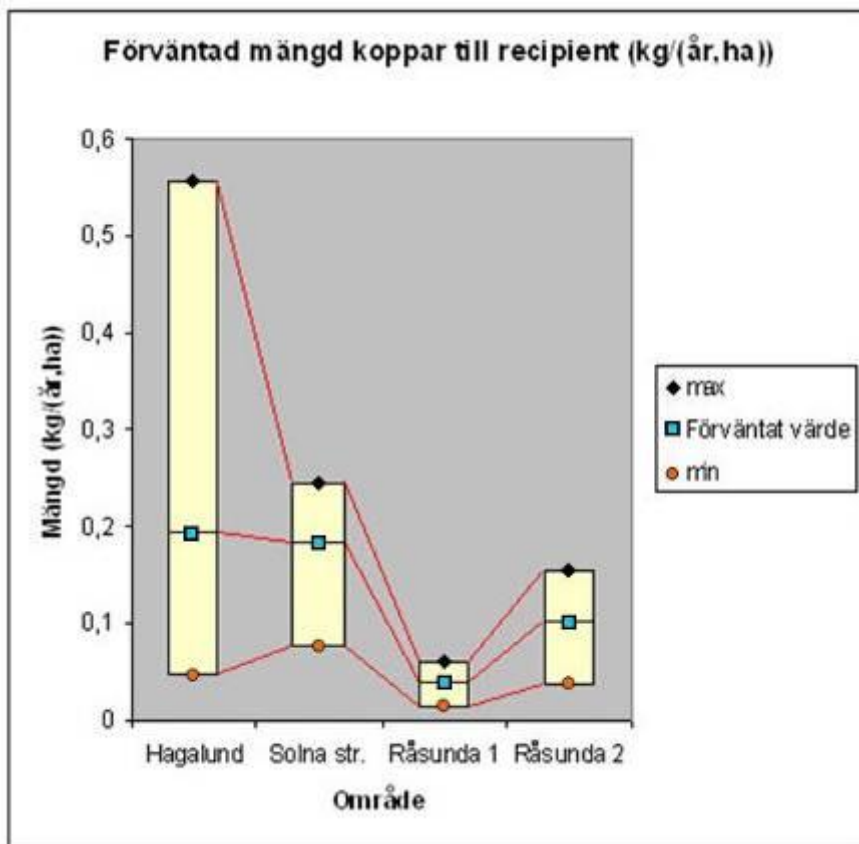
Resultaten för förväntad mängd kadmium är likartad för Hagalund och Solna Strand, medan mängderna är mindre för Råsunda (se figur 22). För "Råsunda1" visar också resultatet en årlig minskning per hektar på nästan 71 % som följd av Solparken.



**Figur 22.** Förväntade värden för kadmium i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=0,0015, Solna Strand: väntevärde=0,0013, Råsunda1: väntevärde=0,0002, Råsunda2: väntevärde=0,0007

### 6.4.3 Koppar

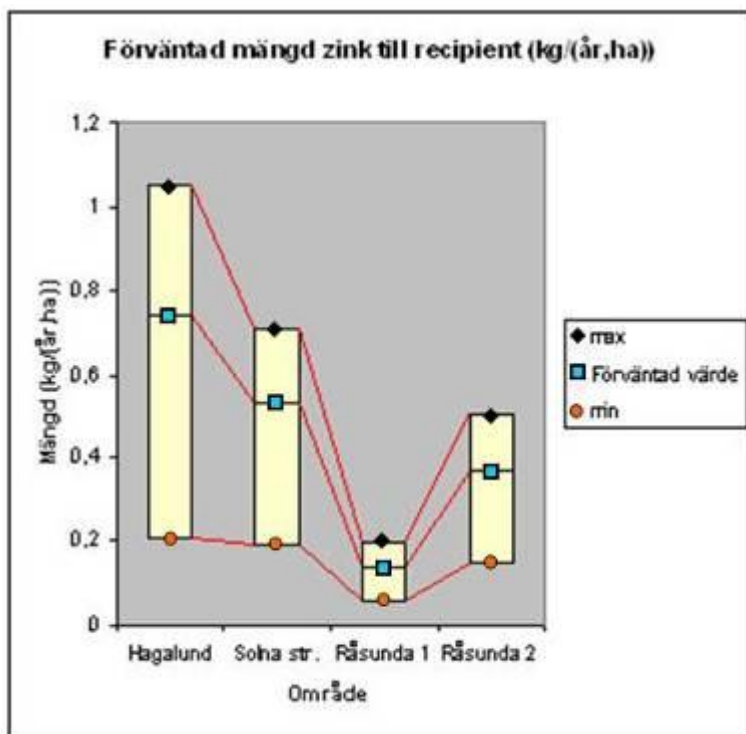
Mängden koppar per hektar är lika stor i Hagalund och Solna Strand, men mindre för Råsunda (se figur 23).



**Figur 23.** Förväntade värden för koppar i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=0,19, Solna Strand: väntevärde=0,19, Råsunda1: väntevärde=0,04, Råsunda2: väntevärde=0,10

### 6.4.4 Zink

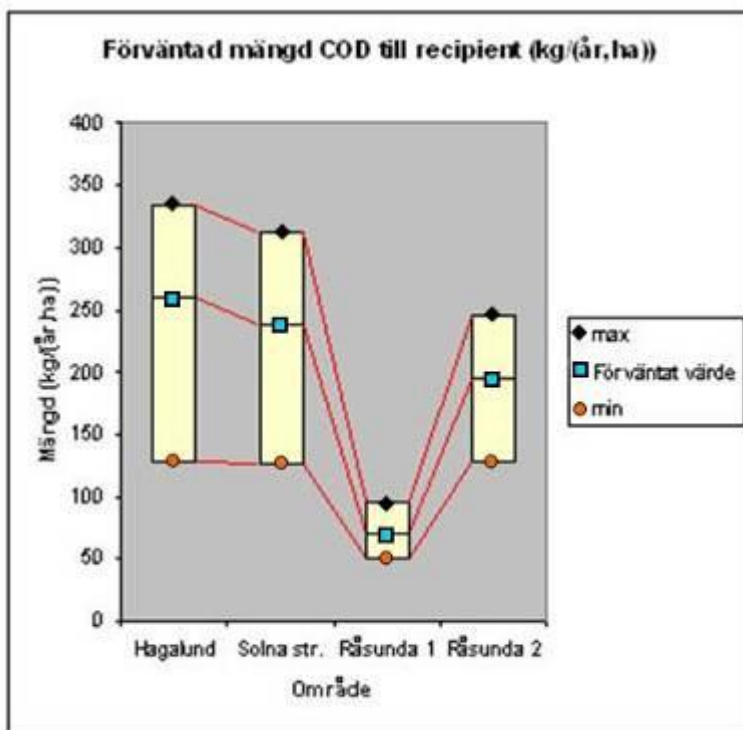
Beräkningarna för zink i visas i figur 24. Koncentrationen zink är högst i Hagalund följt av Solna strand och Råsunda.



**Figur 24.** Förväntade värden för zink i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=0,74, Solna Strand: väntevärde=0,53, Råsunda1: väntevärde=0,14, Råsunda2: väntevärde=0,37

### 6.4.5 COD

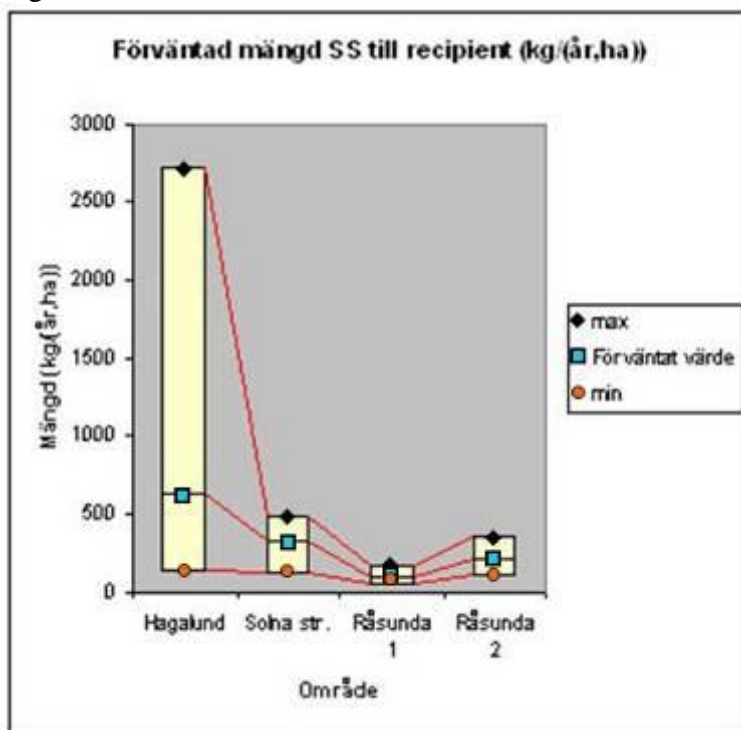
COD-värdena i figur 25 ligger ganska nära varandra för de tre stadsdelarna, om man bortser från Solparkens reningseffekt.



**Figur 25.** Förväntade värden för COD i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=259, Solna Strand: väntevärde=238, Råsunda1: väntevärde=71, Råsunda2: väntevärde=195

### 6.4.6 Suspenderat material

Resultaten i figur 26 visar att koncentrationen suspenderat material i dagvatten är högre i Hagalund än de andra stadsdelarna. Resultatet visar också en stor spridning för Hagalund.

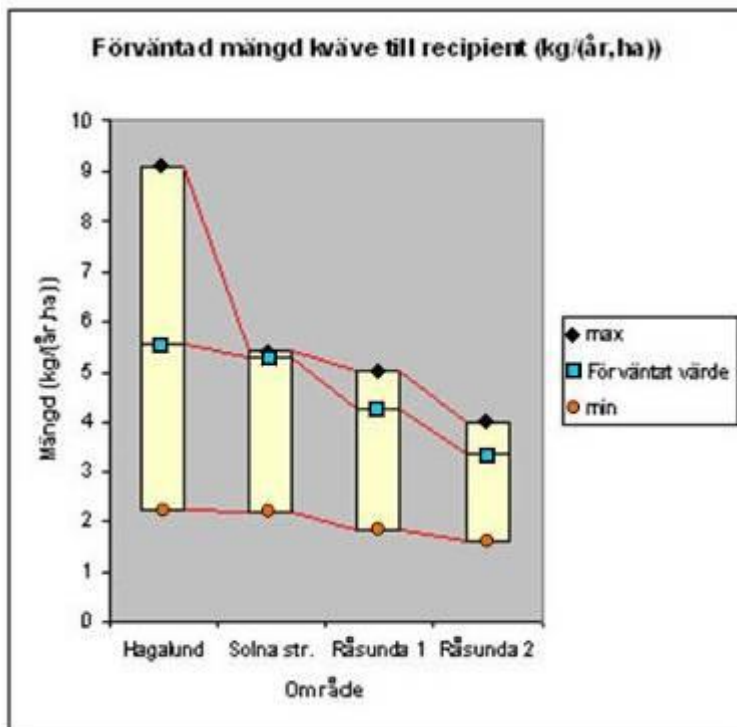


**Figur 26.** Förväntade värden för suspenderat material i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=636, Solna Strand: väntevärde=332, Råsunda1: väntevärde=103, Råsunda2: väntevärde=216



### 6.4.7 Kväve

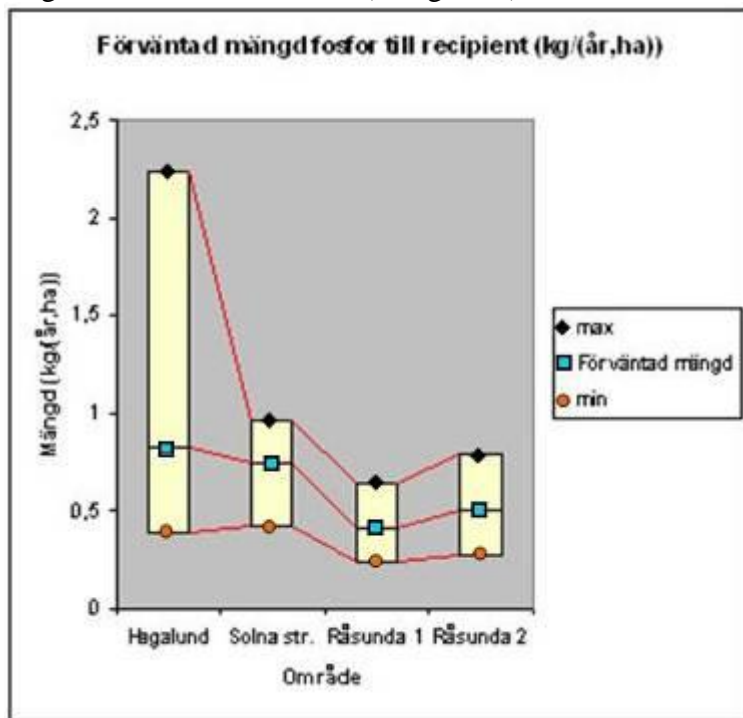
Kvävekoncentrationen i dagvatten har i undersökningar uppvisat högre halter för vägar, centrum- och industriområden och andra urbana miljöer, än villa- och grönområden. Beräkningarna i figur 27 anger inga stora skillnader mellan de studerade områdena.



**Figur 27.** Förväntade värden för kväve i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=5,5, Solna Strand: väntevärde=5,3, Råsunda1: väntevärde=4,3, Råsunda2: väntevärde=3,3

### 6.4.8 Fosfor

De förväntade fosformängderna per hektar är lägre för Råsundaområdet i jämförelse med Hagalund och Solna Strand (se figur 28).



**Figur 28.** Förväntade värden för fosfor i respektive stadsdel. Hagalund: väntevärde=0,82, Solna Strand: väntevärde=0,75, Råsunda1: väntevärde=0,41, Råsunda2: väntevärde=0,50

## 7. Diskussion

Resultaten i kapitel 6.4 visar på en stor osäkerhet kring föroreningskoncentrationer från det trafikintensiva området. Detta tydliggörs i högsta grad för suspenderat material, som måste bero på slitage från beläggning och däck. Vid en jämförelse mellan det trafikintensiva Hagalund och bostadsområdet Råsunda, så har Hagalund större föroreningsmängd per yta och år. Detta gäller alla studerade föroreningar i storleksordningen; kadmium 87 %, bly 58 %, zink 50 %, koppar 47 %, kväve 40 %, fosfor 39 % och COD 25 %. Beräkningarna visar att föroreningarna inom Solna Strand i många avseenden är jämförbara med Hagalund. Kopparmängderna beräknas bli 0,19 kg/(år,ha) för båda områdena och små skillnader skiljer områdena sett till kadmium, fosfor, kväve och COD. En anledning till att kopparkoncentrationen beräknas vara lika stor är att det förekommer kopparkoppar i Solna strand där trafikbelastningen annars är mindre.

Resultaten visar att det är miljöekonomiskt mer försvarbart att rena dagvattnet från den hårt trafikerade delen av Hagalund, följt av Solna strand och sist Råsundaområdet. Med tanke på att förekomsten av metaller är hög i Brunnsviken och Bällstaviken är det också fördelaktigt att rena dagvattenflöden från genomfartsleder till recipienterna. Generellt är koncentrationen av fosfor ett problem i alla studerade sjösediment vilket kan leda till övergödningssproblem. Men det är samtidigt viktigt att inte blint se fosfor som ett isolerat problem utan att även minska kvävetillflödet. N/P-kvoten i samtliga studerade recipienter ligger mellan 6,25 och 25 (kvoten för kväve/fosfor balans i år 15-30). Därför tyder situationen på att det finns ett överskott av fosfor i en del av de studerade recipienterna medan kväve kan vara det näringsämne som begränsar eutrofieringen. Generell bör fosfor minskas i insjöar som har onaturligt höga halter (Naturvårdsverket, 2003b). Men samtidigt kan det vara effektivare att minska kvävetillförseln i de recipienter som har lägst N/P-kvoter. Vilket näringsämne som är effektivast att rena sett till övergödningen har inte studerats djupgående i denna rapport.

Om det finns möjlighet för kommunen att använda någon oexploaterad yta i närheten av genomfarternas för artificiell våtmark eller sedimenteringsanläggning kan både näringsämnen och tungmetaller reduceras i betydande grad. Innan en större investeringsåtgärd görs vid ett punktutflöde för dagvatten, är det lämpligt att samla mer kunskap om dagvattenföroreningar genom prover. Detta är särskilt viktigt vid kraftigt trafikbelastade leder. Om det förekommer mycket partikulärt material i dagvatten från en väg beror det antagligen till stor del på slitage av beläggning och däck. Om så är fallet är det lämpligt att även undersöka om vattenlösliga ämnen som till exempel vissa metaller ansamlas med det partikulära materialet. I så fall kan det vara kostnadseffektivt att anlägga en sedimenteringsdam trots högre kostnader.

Generellt måste all sand från halkbekämpning renas innan det kan återanvändas eftersom det grovpartikulära materialet ansamlar mycket tungmetaller (Reinosdotter, 2003). Ur miljösynpunkt är det motiverat att endast salta vägarna i undantagsfall. Om saltning förekommer bör detta tas i beräkning vid anläggning av dammar eller infiltrationsanläggningar. Det finns en risk att natriumjonerna kan minska infiltrationen i mark och att andra

metaller frigörs ur jorden. Kloridjonerna som är mer rörliga än natriumjonerna kan orsaka en direkt risk för känsliga recipienter. Därför bör känsliga recipienter skyddas från dagvatten från vägar som saltas.

Solparkens reningsdamm i Råsunda har uppskattats minska de årliga föroreningarna från en area på 17,44 hektar medan avrinningsområdena utgör 48,32 hektar. Från hela den studerade ytan beräknas anläggningen rena 33 % metaller, 34 % COD, 31 % suspenderat material, 20 % fosfor och 7 % kväve. Osäkerheten i dessa beräkningar är ändå stora, eftersom medelvärden för reningseffekten i dammar använts. Det är också viktigt att komma ihåg att uträkningarna för Råsundaområdet rör ett större område, än det som bidrar med dagvatten till Solparken. Rening av dagvatten i stadsdelen är inte optimal ur en miljöekonomisk synvinkel eftersom beräkningarna visar på att koncentrationen föroreningar i dagvattnet är relativt låga. Men för att ge rättvisande helhetsbild, måste även faktorer som total vattenvolym till dammen, Råstasjöns känslighet och anläggningskostnad vägas in i sammanhanget. Dessutom utgör Solparken en estetisk värdefull miljö och är ett bra ”demoprojekt” för att uppmärksamma Råsundaborna om dagvattenfrågor.

Från ett miljöekonomiskt perspektiv bör dagvattnet från E4:n renas, främst på grund av höga mängder suspenderat material och metaller. Men detta skulle också ge den bästa miljöeffekten för näringsämnen och COD sett till föroreningsmängd per yta. Därtill bör också tilläggas att saltningen förmodligen ökar rörligheten för metaller och i samband med snösmältning finns därmed risk för ökade halter metaller i Brunnsviken” (Marsalek, 2003). Dagvattenrening från motorvägen kan emellertid försvåras av utrymmesbrist och ökade investeringskostnader. En lösning kan i stället vara att leda vägdagvattnet till en anläggning i närheten genom samarbete mellan Solna kommun och Vägverket och samtidigt rena dagvattnet från Frösundaleden och andra delar av Hagalund.

Hurvida beräkningarna kan generaliseras för andra områden är svårt att säga utan detaljerad information om de andra områdena. Alla områden är unika och lokala verksamheter, geologin eller andra fysiska faktorer kan förändra dagvattnets sammansättning från plats till plats. Men det är sannolikt att trafiken, och vägarnas utformning har stor betydelse, liksom vissa enskilda verksamheter. Dessutom kan metaller, främst koppar och zink, vara kraftigt förhöjda i områden där de förekommer som öppna ytor. Särskilt kopparkoppar bör beaktas vid bedömning av dagvattenföroreningar.

Ur juridisk synvinkel har bedömningsgrunderna för och kraven på dagvattenrening inte varit särskilt tydliga för punktutsläpp. Men införandet av EU:s vattendirektiv kommer ge konkreta riktlinjer för hur punktkällor ska bedömas. En klar skillnad är att när en myndighet i framtiden beslutar om en punktåtgärd kommer även recipienternas tillstånd påverka beslutet om eventuell reningsanläggning. Som regel bör därför föroreningarna från de viktigaste punktkällorna renas sett till hur recipienterna riskerar att påverkas negativt. Sedan december 2009 skulle åtgärdsplanerna från Vattenmyndigheten vara klara och dessa kommer att precisera vad kommuner och andra aktörer måste göra för att ”god status” ska uppnås i recipienterna (Vattenmyndigheterna 2010-07-04). I och med att åtgärdsplanerna är bindande är det rimligt att Solna kommun kommer få ökade investeringskostnader mellan 2009-2012, om inte åtgärder vidtagits tidigare. Detta kan sägas

utifrån att Naturvårdsverkets miljökvalitetskriterier överskrider idag för näringsämnen och för en del metaller i Brunsviken, Ulvsundasjön och Råstaviken. Men ansvaret ligger även på grannkommunerna, statliga myndigheter och miljöfarlig verksamhet. Sett till dagvattenföroreningar är det också rimligt att höga krav ställs på intensivt trafikerade områden. Innan åtgärdsplanerna börjar gälla, är det nödvändigt att Solna kommun undersöker vilka föroreningskällor som har störst proportionell påverkan på recipienter och att en diskussion förs med Vattenmyndigheten. Detta för att kommunen ska få ökad kunskap om kontaminationerna och en bättre grund för en ekonomisk bedömning av framtiden.

Under arbetets gång har en stor del av tiden gått till att samla information om tidigare dagvattenundersökningar och annan relevant miljöforskning. Det finns många rapporter från den akademiska världen, men också från statliga och kommunala myndigheter. Detta ger förstås en bred grund för en generaliserade dagvatten rapport men utgör också en problematik. Den tidigare forskningen utgår ofta från lokala situationer för miljön och beskriver förorenat dagvatten i samband med platser. Det är till exempel svårt att direkt jämföra föroreningskoncentrationer i dagvatten från stadstrafik och landsvägar eftersom lagringskapaciteten varierar mycket från plats till plats. På öppna landsvägar finns i regel ett tak för hur mycket föroreningar som kan lagras på vägen innan vinden för med sig ämnena till andra platser ((Lorant, 1992). I vindskyddade miljöer kan mycket större mängder ansamlas och i extremfallet kan spolning av långa vägtunnlar leda till extremt höga föroreningsmängder. Samtidigt ligger de högsta värdena för bly och suspenderat material i Vägverkets schablontabeller i samma storleksordning som värden från vattenprover efter högtrycksspolning i långa vägtunnlar. Utan närmare studier för dessa värden försvåras en tillämpning av schablonberäkning för vägar med hög trafikbelastning i allmänhet. I och med detta kan en fördjupad studie om lagringskapaciteten på vägar ge en bättre grund för schablonberäkningar i framtiden. I denna rapport har stadstrafiken gett stort genomslag i resulterande beräkningar och resultaten kan sägas ge en generaliserande bild för hur förekomsten av föroreningar i dagvatten skiljer sig mellan olika stadsmiljöer. Men det går inte att säga att resultaten representerar Solna på detaljnivå, vilket särskilt gäller bly och suspenderat material.

## 8. REFFERENSER

### Litteratur

Abelson B., 2004. Miljölagar för väghållare. Svenska Kommunförbundet ISBN: 91-7289-261-7

Alloway, B J., 1990. Heavy metals in soils. Blackie, USA and Canada :Halsted press. ISBN: 0-216-92698-X

Alm H., Banach A., Larm T., 2010. Förekomst och rening av av prioriterade ämnen, Metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2010-06.

Banverket, 2004. Framtidsplan för järnvägen 2004-2015, sammanfattning. Banverket

Bergbäck B., Johansson K., Mohlander U., 2001. Urban Metal flows- a case study of Stockholm, review and conclusions. Water, air and soil pollution (WASP) : Fokus 1:3-24, 2001.

Berge, D., Fjeld, E., Hindar, A., Kaste, O., 1997. Nitrogen retention in two Norwegian watercourses of different trophic status. Ambio 26, 282-288.

Brandt N., Gröndahl F., 2000. Miljöeffekter, Kompendium i miljöskydd del 4. Kungliga Tekniska Högskolan, Industriellt Miljöskydd. ISBN 91-630-9297-2

Butler D., Davies J W., 2004. Urban drainage, 2nd edition. Spon Press, ISBN 0415306078

Caraco D., 1997. Stormwater BMP Design Supplement for Cold Climates, December 1997. Centerfold Water Protection. Ellicott City.

DayWater, 2003. Report 5.1 5 June 2003 (Draft version). DayWater, 77455 Marne-La-Vallee Cedex (France), URL:<http://daywater.enpc.fr/www.daywater.org/>

Department of Planning and Local Government, 2009. Water Sensitive Urban Design Technical Manual for the Greater Adelaide Region. Government of South Australia, Adelaide. ISBN-978-876702-99-1.

Eriksson J., Nilsson I., Simonsson., 2005. Wiklanders Marklära. Studentlitteratur Uppsala.

Europeiska Gemenskapens officiella tidning, 2000. EGT L 327/1, 22.12.2000 SV

Field R., O'shea M.L., Chin K.K., (2000). Integrated Stormwater management. Lewis Publishers, ISBN 0-87371-805-4.

Healthy Waterways, 2006. Water Sensitive Urban Design (WSUD) - Technical Design Guidelines for South East Queensland, version 1 June 2006. Moreton Bay Waterways and Catchments Partnership, QLD, Australia.

Holmgren A., 1998. PAH Polycykliska aromatiska kolväten, Källor, toxiska och kemiska egenskaper samt förekomst i Stockholms dagvatten. Luleå Tekniska Universitet, Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik avd för VA-teknik. Examensarbete 1998:008 CIV

Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), 2001. Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001. ITM Rapport 108.

IVL (Svenska Miljöinstitutet AB), 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL-rapport B1538.

IVL (Institutet för vatten- och luftvårdsforskning), 1997. Kartläggning av koppartak i Stockholm, Solna och Sundbyberg med digitala flygbilder. IVL-rapport: B1278.

Larm T., 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV). Rapport nr 1994-06

Ljung E., 2003. Tungmetaller I slam från avloppsreningsverk – En jämförande studie mellan enskilda reningsverk I Europa. Miljö- och hälsoskyddsutbildningen, Stockholms Universitet.

Lorant I., 1992. Highway Runoff Water Quality, Literature Review. Ontario Ministry of Transportation, The Research and Development Branch. MAT-92-13

Länsstyrelsen I Stockholms län, 2004. Hur mår sjöarna och vattendragen? Rapport 2004:12.

Malmqvist P.-A., 1994. Dagvattnets sammansättning. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV). Rapport nr 1994-11

Marsalek J., 2003. Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. Water Science and Technology Vol 48 No 9 pp 61–70 © IWA Publishing 2003

Michanek G., Zetterberg C., 2004. Den svenska miljörätten. Iustus Förlag AB, Uppsala. ISBN 91-7678-512-2

Miikelsen P.S., Viklander M., Linde J.J., 2001. BMPs in urban stormwater management in Denmark and Sweden. American Society of Civil Engineers 2001, sidorna 354-368. ISBN 0-7844-0602-2

Miljöförvaltningen i Stockholm, Stockholm Vatten, Scandiaconsult, 2001. Organiska miljögifter Ola Näringsämnen och bakterier – Källor till föroreningar i dagvatten Stockholm Stad, del 2.

Miljöförvaltningen i Stockholm, 1999. Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholm Stad, del 1 METALLER.

Månsson N., Bergbäck B., 2007. Bly, kadmium och kvicksilver – Flöden och lager i Stockholms teknosfär. Stockholm Stad. ISSN 1653-9168.

Naturvårdsverket, 2004. Handbok för vatten(Arbetsmaterial)

Naturvårdsverket, 2006. Metaller mobiliter i mark. Rapport 5536 ISBN 91-620-5536-4 ISSN 0282-7298.

Naturvårdsverket, 2003a. En basbok om Ramdirektivet för vatten. Rapport 5307 ISBN 91-620-5307-8

Naturvårdsverket, 2003b. Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar – Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 5288 ISBN 91-620-5288-8

Naturvårdsverket, 2002. Metaller i stad och land- miljöproblem och åtgärdsstrategier. Rapport 5184. ISBN 91-620-5184-9

Naturvårdsverket, 2000. Environmental Quality Criteria- Lakes and watercourses. report 5050. ISBN 91-620-5050-8 (Svensk version: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.)

Norrenergi AB, 2004. Det är grönt- miljöredovisning Norrenergi 2004.

Olofsson A., 2003. Juridiska förutsättningar för förnyelse av städernas avloppssystem. Juridiska institutionen Handelshögskolan, Göteborgs Universitet.

Reinosdotter K., 2003. Local or central snow deposits? Luleå Tekniska Universitet, institutionen för samhällsbyggnadsteknik. Licentiatuppsatts 2003:71.

Solna Stad, 2004a. Miljö program- Koncernen Solna stads miljöinriktning 2005-2008.

Solna Stad, 2004b. Förslag till trafiknätsanalys- Solna Stad. Tekniska kontoret/Gatu- och trafikavdelningen.

Solna Stad, 2002a. Dagvattenstrategi för Solna Stad. Miljökontoret i Solna, Solna Vatten.

Solna Stad 2010. Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen. Dagvatten, informationsblad.



Statsbyggnadsdivisionen, Solna Stad 2005. ÖP 2006- Översiktsplan för dagens och framtiden Solna 2006-2025, samrådshandling våren 2005 Stadsbyggnadsdivisionen Solna Stad.

Sternbeck J., Sjödin Å., Andréasson K., 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnels studies. Atmospheric Environment 36 (2002) 4735-4744.

Stockholm Stad, 2010. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten.

Stockholm Stad, 2007. Bly, kadmium och kvicksilver – Flöden och lager i Stockholms teknosfär. ISSN 1653-9168.

Stockholm Vatten, 2001a. Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 3 Rening av dagvatten.

Stockholm Vatten, 2001b. Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 2 Dagvattenklassificering.

Stockholm Vatten, 2001c. Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000. Rapport nr 3/2001.

Stockholm Vatten, 2001d. Spolvatten från trafiktunnlar i Stockholm. Rapport nr 11/2001.

Stockholm Vatten, 2001e. Källor till föroreningar i dagvatten, del 2 Olja Näringsämnen och bakterier.

Stockholm Vatten, 2000a. Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 1 Recipientklassificering.

Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar P90. ISSN: 1651-4947

Vattenmyndigheterna, 2007. Broschyr: Vattenråd, teori och praktik. Södra Östersjöns och Västerhavets vattendistrikt.

Viklander M., Malmqvist P.-A., 1998a. Stadens snö – snöns påverkan på miljö, ekonomi och välbefinnande i våra tätorter. Svenska kommunförbundet 1998. ISBN: 91-7099-769-1

Viklander M., 1998b. Particle Size Distribution and Metal Content in Street Sediments. Journal of Environmental Engineering, August 1998.

Vägverket, 2004. Vägdagvatten, råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder. Vägverket publikation 2004:195.

Vägverket, 2001. Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor. Vägverket Publ 2001:114

## **Digitala kartor**

Miljöförvaltningen i Stockholm, 1997. Resultat från IVLs kartläggning av koppartak i Stockholm, Solna och Sundbyberg med digitala flygbilder från 1997.

Miljöförvaltningen i Stockholm, Stockholm vatten, 1994. Tillrinningsgränser för sjöar/kombinerat område(reningsverk)/mälaren samt saltsjön. Vattenprogram för Stockholm – sjöar och vattendrag.

Solna Stad, 2005-04-21. Miljöfarliga verksamheter i Solna kommun. Miljökontoret.

Solna Stad, 2005-04-08. Ledningskartan. Solna Vatten.

## **Internet**

Europakommissionen, 2005-09-15a. URL:

[http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/priority\\_substances.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/priority_substances.htm)

Europakommissionen, 2005-09-15b. URL:

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/timetable.html>

IVL (Svenska Miljöinstitutet AB), 2005-10-17. Nederbördsdata från Aspvreten.

URL: [http://www.ivl.se/db/plsql/dvsnedar\\$b1.ActionQuery?P\\_STAT\\_ID=101y](http://www.ivl.se/db/plsql/dvsnedar$b1.ActionQuery?P_STAT_ID=101y)

Länsstyrelsen i Västmanlands län, 2005-06-14.

URL: <http://www.u.lst.se/mallar/standard.asp?artikelId=1489&strukturId=385>

(Sökväg: Vår verksamhet/Vattenmyndigheten/Vattenmyndigheten-information)

Miljöbarometern, 2012-10-10a.

URL: <http://miljobarometern.stockholm.se/sub.asp?mp=VP&mo=9&dm=5>

(Sökväg: Miljöbarometern/Vattendirektivet/Saltvattenvikar/Brunnsviken)

Miljöbarometern, 2012-10-10b.

URL: <http://miljobarometern.stockholm.se/sub.asp?mp=VP&mo=8&dm=2>

(Sökväg: Miljöbarometern/Vattendirektivet/Östra Mälaren och dess vikar/Bälstaviken - Ulvsundasjön)

Nationalencyklopedin 2009, 2009-03-05

URL: [http://www.ne.se/article/article.jsp?i\\_art\\_id=1162573](http://www.ne.se/article/article.jsp?i_art_id=1162573)

Solna Stad, 2005-09-04. Solnakartan. Statsingenjörskontoret i Solna. URL:  
<http://kartor.solna.se/lw/>

Stadsingenjörskontoret i Solna, 2005-09-04. Solnakartan  
URL: <http://kartor.solna.se/lw/>

Stockholm Vatten, 2005-05-09a.  
URL:[http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar\\_vattendrag/index.asp](http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar_vattendrag/index.asp)  
(Sökväg Vattenvård/Sjöar & vattendrag/ Brunnsviken .)

Stockholm Vatten, 2005-05-09b.  
URL:[http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar\\_vattendrag/index.asp](http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar_vattendrag/index.asp)

Stockholm Vatten 2005-05-09. Sökväg Vattenvård/Sjöar & vattendrag/ Ulvsundasjön-Bällstaviken.  
URL:[http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar\\_vattendrag/index.asp](http://www.stockholmvatten.se/index.asp?mainframe=http://www.stockholmvatten.se/vattenvard/sjoar_vattendrag/index.asp)

TRIWA (The River Torne International Watershed) 2009-03-05, URL:  
<http://www.triwa.org/swe/arbetsplan.htm#Referensförhållanden>

Vattenförvaltningarna 2010-03-28. Mot ett bättre vatten – ett faktablad om den nya vattenförvaltningen. URL:  
[http://cmsweb.lst.se/NR/rdonlyres/4B092C80-8A82-4425-AFA2-5739D20AEB71/0/faktablad\\_2Web.pdf](http://cmsweb.lst.se/NR/rdonlyres/4B092C80-8A82-4425-AFA2-5739D20AEB71/0/faktablad_2Web.pdf)

Vattenmyndigheterna, 2010-06-13. URL:  
<http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/Om+vattenforvaltning/>

Vattenmyndigheterna, 2010-06-29. URL:  
[http://cmsweb.lst.se/vattenmyndigheten/Pressrum/Nyheter/2010/1005\\_forstasida.htm](http://cmsweb.lst.se/vattenmyndigheten/Pressrum/Nyheter/2010/1005_forstasida.htm)

Vattenmyndigheterna 2010-07-04. URL:  
<http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/Om+vattenforvaltning/beslut.htm>

Vattenmyndigheterna, 2010-12-10. URL:  
<http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/Om+vattenforvaltning/Vattenplanering/>

Vattenmyndigheterna, 2011-02-24. URL:  
<http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/Projektwebbar/VISS/ordlista/>

## **Muntliga källor**

SMHI, 2005-04-07. Årlig medelnederbörd i Stockholm under de senaste 30 åren. Intervju med handläggare på SMHI.

Solna stad, 2005-06-07. Intervju med handläggare på kommunen angående bilaga 12 ”miljöfarliga verksamheter inom Solna kommun. Miljökontoret.

Solna Stad, 2005-04-07. Intervju med Lena Gehlin handläggare på kommunen angående hantering av dagvatten i Solna. Solna Vatten.

Vägverket, 2005-05-20. Intervju med handläggare på Vägverket, Region Stockholm angående reningsanläggning vid E4an utanför Hagalund.

## Appendix – Begrepp inom dagvattenplanering

**Huvudavrinningsområde** Sverige har 119 huvudavrinningsområden och de definieras av att de är minst 200 km<sup>2</sup> och att det inom området finns ett huvudvattendrag som har kontakt med havet (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Delavrinningsområde** Ett delavrinningsområde är en yta varifrån all ytavrinning från land avrinner via vattendrag eller sjöar till en och samma punkt i sjö eller vattendrag. I Sverige finns ca 12000 delavrinningsområden och dessa använts då huvudavrinningsområdena kan vara för stora för detaljerade undersökningar. Ett delavrinningsområde består ofta av flera avrinningsområden (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Avrinningsområden** Ett område där naturliga vattendelare (högsta punkter) åtskiljer det avrinnande vattnet från ett annat avrinningsområde. Ett avrinningsområde har en gemensam huvudriktning på vattenflödet (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Tillrinningsområden** Begreppet använts när endast markområden med avrinnande vatten till sjöar och vattendrag avses (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Recipient** Vattenförekomst som är mottagare av renat eller orenat avloppsvatten/dagvatten från samhällen eller naturen (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Dagvatten** Ytavrinnande vatten från regn eller smältande snö, som kommer från t.ex. gator, takytor, övrig fastighetsmark eller grönytor (Larm, 1994).

**Bräddvatten** Avloppsvatten i kombinerade system som på grund av stor volym måste ledas direkt till recipient. Detta kan inträffa vid kraftiga regn (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Dränvatten** Inläckage i avloppsledningar (t.ex. dagvattenledningar) genom dränering (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Grundvatten** Vattenförekomst i marklagrens hålrum och på ogenomtränglig grund (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Separerade system** Ett ledningsnät där avloppsvatten från hushåll och dagvatten leds i skilda ledningar (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**Kombinerade system** Ett ledningsnät där avloppsvatten från hushåll och dagvatten leds i gemensamma ledningar till reningsverk (Vattenmyndigheterna, 2011-02-24).

**COD** (Kemisk syreförbrukning). Förkortningen är ett mått på mängden organiskt substans (Nationalencyklopedin 2009-03-05)

**BMPs (Best management practices)** Kontroll av dagvattenflöden med strukturella eller icke strukturella metoder. Strukturella metoder tillämpas genom till exempel lokala infiltrationsanläggningar, eller dammar. Icke strukturella metoder består av kontroll av dagvattnets sammansättning genom till exempel minskad användning av kemikalier eller byggnadsmaterial samt ändrade rutiner för gatuunderhåll (Miikelsen et al., 2001).

**PAH** (Polycykliska aromatiska kolväten) Till PAH-gruppen hör hundratal kolväteföreningar som uppstår vid förbränning. En del av PAH-föreningarna är cancerogena (Holmgren, 1998).

**SS** (Suspended material)= Partikulärt material i olika storleksgrupper, som kan bestå av grus, sand eller damm. Partikulärt material binder ofta upp tungmetaller i närheten av föroreningskällor. (Malmqvist, 1994).

**First flush** Koncentrationen av föroreningar är vanligtvis störst i inledningsfasen på ett regn. Detta gäller speciellt efter en lång torrperiod, då vattnet sköljer av markytan. ”First flush” effekten kan orsaka tillfällig toxicitet i en recipient med föroreningsmängder över det normala. (Malmqvist, 1994).

**LOD** Förkortning av lokalt omhändertagande av dagvatten. LOD- anläggningar som t.ex. dammar, diken, perkolationsmagasin, fungerar som flödesutjämnare vid intensivt regn. På detta sätt avlastas övriga delar av va-systemet. (Malmqvist, 1994).

**Referensförhållanden** Ett miljötillstånd som är opåverkat av mänskliga verksamheter. (TRIWA, 2009-03-05)

## **Bilagor**

- BILAGA 1**, Intervall för reningseffekt i olika anläggningar eller genom vegetation
- BILAGA 2**, Areor för markanvändningen i del av Hagalund
- BILAGA 3**, Areor för markanvändningen i Solna strand
- BILAGA 4**, Areor för markanvändningen i del av Råsunda
- BILAGA 5**, Uträkningar för Hagalund
- BILAGA 6**, Uträkningar för Solna strand
- BILAGA 7**, Uträkningar för norra Råsunda (till recipient)
- BILAGA 8**, Uträkningar för norra Råsunda (till Solparken)
- BILAGA 9**, Uträkningar för norra Råsunda (hela området)
- BILAGA 10**, Kopparytor inom Solna strand
- BILAGA 11**, Årlig variation av föroreningskoncentrationen i nederbörd 1986-1999
- BILAGA 12**, Miljöfarliga verksamheter inom Solna kommun

## Bilaga 1

Renings effekt i dagvattensanläggningar eller genom vegetation (DayWater, 2003).

Behandling Anläggning	Hydraulisk robusthet	Renings effekt %						Underhåll anspråk	Omgivnings- och estetiska värden
		TSS	Kväve	Bakterier	Kolväte föreningar	Metaller			
						Totalt	Vattenlös ta metaller		
Samdfång	Hög	10-30	-	-	5-10	10-20	0	Låg-Måttlig Dyrt att ersätta	Inga
Filter	Låg-Måttlig	60-90	20-30	20-40	70-90	70-90	10-20	Låg-Måttlig Dyrt att ersätta Igensättnings potential	oanselig, diskret, ej ökat omgivningsvärde
Infiltration Magasin/Dränering	Låg-Hög	60-90	20-50	70-80	70-90	70-90	20-35	Måttlig-Hög Dyrt att återställa Känslig för igensättning	Föga lögonfallande, diskret, Begränsat omgivningsvärde
Diken	Hög	10-40	10-35	30-60	60-75	70-90	15-25	Dyrare än konventionella dränering	Måttlig visuell attraktion, selektiv växtlighet kan höja omgivningsvärdet
Dammar	Låg-Måttlig	50-85	10-20	45-80	60-90	60-90	20-30	Måttlig-Hög Dyrt att slamsuga	Måttliga estetiska värden
Lammelavskiljare	Låg-Måttlig	30-70	10-15	35-65	40-80	30-60	0-5	Måttlig-Hög Dyrt att underhålla	Inga
Torra fördröjnings- magasin	Måttlig-Hög	60-80	20-40	20-40	-	40-55	0-15	Måttlig	Begränsade
Fördröjningsmagasin • 6-10 timmars fördröjning	Hög	40-80	20-40	40-50	30-60	30-60	5-10	Måttlig-Hög	Hög estetisk attraktion Måttligt-Hög omgivningsvärde
• 16-24 timmars fördröjning	Hög	50-90	20-40	60-75	50-75	45-85	10-25	Måttlig-Hög	Högre omgivningsvärde med vegetation
Avsättningsmagasin	Hög	80-90	20-40	40-60	30-40	35-50	10-20	Måttlig	Måttlig
Vätmarker	Måttlig-Hög	70-95	30-50	75-95	50-85	40-75	15-40	Måttlig-Hög Dyrt att ersätta växtlighet	Högt estetisk- och omgivningsvärde



## Bilaga 2

Markanvändningen inom området i Hagalund.

Vägar inom Hagalundområdet		
stadstrafik	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Andersv.	800	0,08
Brahev.	840	0,08
Carl Thunbergs v.	808	0,08
Hagav.	5984	0,60
Råsundaleden	5176	0,52
Slottsv.	1032	0,10
Väg inom industriområde	1408	0,14
<b>Summa</b>	<b>16047</b>	<b>1,60</b>
större vägar		
>30000 ådt		
Frösundaleden med utfarter	12481	1,25
E4	10186	1,02

Industriområden inom Hagalundsområdet		
	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
E4/Frösundaleden /Kolonnv.	43083	4,31

Urbana ytor generellt inom Hagalundsomr.		
	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Brahev./Andersv.	5408	0,54
Brahev./Slottsv./Råsundaleden	5248	0,52
Carl Thunbergs v./Hagav.	16224	1,62
E4/Frösundaleden /Råsundaleden	11566	1,16
Hagav./Andersv.	4128	0,41
Hagav./E4	2304	0,23
Viktoriag./Slottsv.	25792	2,58
<b>Summa</b>	<b>70670</b>	<b>7,07</b>

Grömråden inom Hagalundsområdet		
ej anslutn. med intensiv trafik	Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)
Carl Thunbergs v./ Brahev.	1280	0,13
Söder om Hagav.	5284	0,53
<b>Summa</b>	<b>6564</b>	<b>0,66</b>
I anslutn. med intensiv trafik		
Norr om Frösundaleden	2408	0,24
Söder om Frösundaleden	2136	0,21
<b>Summa</b>	<b>4544</b>	<b>0,45</b>
Intill E4	6641	0,66

### Bilaga 3

#### Markanvändningen inom området i Solna strand.

Vägar inom Solna Strand		
Stadtrafik	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Hemvärnsgatan	8223	0,82
Hemvärnsgatans förlängning mot Norrenergi	830	0,08
Korta gatan	1743	0,17
Solna strandväg	9506	0,95
Torggatan	3733	0,37
Vretenvägen	4937	0,49
<b>Summa</b>	<b>28972</b>	<b>2,90</b>
Större vägar		
<15 000 ådt	10000	1,00
Tritonvägen		
>15 000 ådt		
Huvudstaleden	1997	0,20
Grönområden inom Solna Strand		
<b>ej anslutn. med intensiv trafik</b>	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Söder om Hemvärnsg.	2770	0,28
Utmed Bällstaviken	9349	0,93
Vid T:bana	2377	0,24
<b>Summa</b>	<b>14496</b>	<b>1,45</b>
<b>i anslutn. Med intensiv trafik</b>		
Norr om Huvudstaleden	4377	0,44
Norr om Tritonv.	4059	0,41
Söder om Tritonv.	2127	0,21
<b>Summa</b>	<b>10563</b>	<b>1,06</b>

Urbana ytor generellt inom Solna Strand		
	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Hemvärnsg./Vrtetenv.	14735	1,47
Korta g./Vretenv.	8798	0,88
Rondel Solna Strandv.	113	
Solna Strandv.	46859	4,69
Torgg./Vretenv./Tritonv.	14922	1,49
Tritonv./Hemvärnsg./Vrtetenv.	5599	0,56
Tritonv./Korta g.	19212	1,92
Vretens T:bana	542	0,05
<b>Summa</b>	<b>110780</b>	<b>11,08</b>

Industriområdenområden inom Solna Strand		
	Direkt till recipient(m2)	Direkt till recipient(ha)
Huvudstaleden/Solna Strandv.	27142	2,71

## Bilaga 4

Markanvändningen inom området i norra Råsunda.

Vägar inom norra Råsunda			Flerfamiljsbostäder inom norra Råsunda		
stadstrafik	Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)		Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)
Asps.		896	Aspst./Interv.		3915
Eks.		343	Bergst (norra sidan)/Erik Sandbergs g.		6424
Ellen Hillsv.	212		Bergst (södra sidan)/Erik Sandbergs g.		4704
Erik Sandbergs g.		9255	Ekst./Aspst		4419
Förrådsg.	381	1431	Erik Sandbergs g. /Filmg./		7568
Gator inom filmstaden	3968	352	Råsundav.		
Grindv.	475		Förrådsg./Uppfartsg./ Erik Sanbergs g.		6765
Hasselst.	845	616	Förrådsg./Interv.		7013
Lilla g.	803		Hassels. norr om Råsundav.	896	2688
Nyckelv.	615		Hassels./Förrådsg. / Uppfartsg.	816	5440
Näckrosv.	4081	2400	Hassels./Uppfartsg./Erik Sandbergs g.		4896
Parkv.		2465	Idrottsg./Solnav.	3207	
Postgr.	103		Lilla g./Förrådsg.	4609	2960
Ryttarv.	443		Lilla g./Interv.	956	3297
Råstav	4896	1432	Nyckelv./Råsundav.	1608	
Råsundav.	5652	18759	Näckrosv. norra sidan	6992	
Sjöv.	8070		Näckrosv. södra sidan	2560	
Solnav.	394		Näckrosv./Filmstaden /Råsundav.	2816	11616
Solparksv.	665	279	Näckrosv./Råsundav.		6400
Stråkv.	1760		Parkv./Stråkv./Råsundav.	3741	
Tottv.	4676		Postgr./Råstav.	4674	505
Uppfartsv.	381	1431	Ryttarg./Råsundav.	944	
Vinterv.	2198	2629	Sjöv./Interv.	7562	
Åreb.	746		Solparksv./Interv.	2494	775
Österv.	6945		Stråkv./Interv.		3662
			Uppfartsg./Förrådsg./norr om Råsundav.	1327	3471
			Vinterv./Parkv. /Stråkv.		3265
			Väster om Ekst./ Erik Sandbergs g.		7360
			Österv./Åsv.	7880	
Summa (m2)	48310	42286	Summa (m2)	53083	97143
Summa (ha)	4,83	4,23	Summa (ha)	5,31	9,71

Villaområden inom norra Råsunda		
	Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)
Ellen Hillsv./Sjöv.	8320	
Grindv./Råstav.	8545	
Näckrosv./Råstav.	7813	
Sjöv. vid Råstasjön	23429	
Tottv./Österv.	8254	
Åreb.	13925	
Summa (m2)	70286	0,00
Summa (ha)	7,03	0,00

Grönområden inom norra Råsunda			Urbana ytor generellt inom norra Råsunda		
	Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)		Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)
Förrådsg./Råsundav.		1636	Erik Sandbergs g.		1920
Hassels./Råsundav.		3249	Näckrosgården		3520
Källb.(Ekst.		6624	Råsunda k:a	3168	
Nyckelv./Råsundav.	4817		Summa (m2)	3168	5440
Näckrosv./Sjöv.	28699		Summa (ha)	<b>0,32</b>	<b>0,54</b>
Näckrosparken (till Råstasjön)	16949				
Näckrosparken (till Solparken)		12592			
Råstav./förråddsg.	7734		<b>Centrumområden inom norra Råsunda</b>		
Sjöv./Tottv.	4748			Direkt till recipient(m2)	Via Solparken(m2)
Solparken		3705	Filmstaden	33136	
Solparksv./Postgr.	2460	1794	Summa (ha)	<b>3,31</b>	
Tottv./Österv.	897				
Utmed Råstasjön	31234				
Vinterv./Råstav.	437				
Österv./Vinterv.	2796				
Summa (m2)	100771	29600			
Summa (ha)	<b>10,08</b>	<b>2,96</b>			

## Bilaga 5

### Beräknade årliga föroreningsmängder i dagvattnet från Hagalund.

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{\text{år}} = c \cdot a \cdot (A \cdot x(100^2)) \cdot (0,439)</math> (g/år)</b>					
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntade föroreningsmängder (g/år)	Intervall för föroreningsmängd (g/år)	Enhet	
Hagalund (E4) A=1,02 ha a=0,8	Trafik>30 000 ådt	P	0,35	0,1-3	1253,784	358 - 10747	g/år
		N	3,2	1-10	11463,168	3582 - 35822	g/år
		Pb	0,108	0,02-1	386,88192	72 - 3582	g/år
		Cd	0,00098	0,0005-0,1	3,5105952	1,79112 - 358,224	g/år
		Cu	0,144	0,01-0,8	515,84256	36 - 2866	g/år
		Zn	0,638	0,1-1	2285,46912	358 - 3582	g/år
		SS	4200	100-5000	15045408	358224 - 17911200	g/år
		COD	171	50-190	612563,04	179112 - 680626	g/år
Hagalund Frösundaleden med tillfarter A=1,25 a=0,8	Trafik<30 000ådt	P	0,3	0,1-3	1317	439 - 13170	g/år
		N	2,64	1-10	11589,6	4390 - 43900	g/år
		Pb	0,108	0,02-1	474,12	88 - 4390	g/år
		Cd	0,0011	0,0005-0,1	4,829	2,195 - 439	g/år
		Cu	0,144	0,01-0,8	632,16	44 - 3512	g/år
		Zn	0,65	0,1-1	2853,5	439 - 4390	g/år
		SS	3000	100-5000	13170000	439000 - 21950000	g/år
		COD	114	50-190	500460	219500 - 834100	g/år
Hagalund lokalgator A=1,60 a=0,8	Stadstrafik	P	0,36	0,2-0,5	2022,912	1124 - 2810	g/år
		N	2,4	1-2,5	13486,08	5619 - 14048	g/år
		Pb	0,048	0,015-0,07	269,7216	84 - 393	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,001	3,09056	1,68576 - 5,6192	g/år
		Cu	0,09	0,025-0,11	505,728	140 - 618	g/år
		Zn	0,312	0,1-0,35	1753,1904	562 - 1967	g/år
		SS	200	70-250	1123840	393344 - 1404800	g/år
		COD	192	110-230	1078886,4	618112 - 1292416	g/år
Hagalund A=7,07 a=0,5	Urbana ytor generellt	P	0,36	0,2-0,4	5586,714	3104 - 6207	g/år
		N	2,4	1-2,5	37244,76	15519 - 38797	g/år
		Pb	0,03	0,015-0,06	465,5595	233 - 931	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,0009	8,5352575	4,655595 - 13,96679	g/år
		Cu	0,06	0,025-0,1	931,119	388 - 1552	g/år
		Zn	0,195	0,08-0,3	3026,13675	1241 - 4656	g/år
		SS	120	50-200	1862238	775933 - 3103730	g/år
		COD	84	40-120	1303566,6	620746 - 1862238	g/år
Hagalund A=4,31 a=0,4	Industriområden	P	0,47	0,2-0,6	3557,1292	1514 - 4541	g/år
		N	2,4	1-2,5	18164,064	7568 - 18921	g/år
		Pb	0,048	0,01-0,06	363,28128	76 - 454	g/år
		Cd	0,00061	0,0003-0,0009	4,6166996	2,270508 - 6,811524	g/år
		Cu	0,084	0,025-0,11	635,74224	189 - 833	g/år
		Zn	0,325	0,12-0,4	2459,717	908 - 3027	g/år
		SS	170	70-230	1286621,2	529785 - 1740723	g/år
		COD	108	60-120	817382,88	454102 - 908203	g/år

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{\text{år}} = c * a * (Ax(100^2))^*(0,439)</math> (g/år)</b>					
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntade föroreningsmängder (g/år)	Intervall för föroreningsmängd (g/år)	Enhet	
Hagalund i anslutning till E4 A=0,66 a=0,2	Grönområden	P	0,18	0,1-0,4	104,3064	58 - 232	g/år
		N	1,8	1-2	1043,064	579 - 1159	g/år
		Pb	0,036	0,015-0,04	20,86128	9 - 23	g/år
		Cd	0,0003	0,0002-0,0005	0,173844	0,12 - 0,29	g/år
		Cu	0,04	0,02-0,07	23,1792	12 - 41	g/år
		Zn	0,144	0,060-0,2	83,44512	35 - 116	g/år
		SS	72	40-160	41722,56	23179 - 92717	g/år
		COD	80	40-75	46358,4	23179 - 43461	g/år
Hagalund i anslutning till Frösundaleden A=0,45 a=0,2	Grönområden	P	0,16	0,1-0,4	63,216	40 - 158	g/år
		N	1,6	1-2	632,16	395 - 790	g/år
		Pb	0,027	0,015-0,04	10,6677	6 - 16	g/år
		Cd	0,00026	0,0002-0,0005	0,102726	0,08 - 0,20	g/år
		Cu	0,032	0,02-0,07	12,6432	8 - 28	g/år
		Zn	0,102	0,060-0,2	40,3002	24 - 79	g/år
		SS	56	40-160	22125,6	15804 - 63216	g/år
		COD	72	40-75	28447,2	15804 - 29633	g/år
Ej anslutning till intensiv trafik A=0,66 a=0,2	Grönområden	P	0,12	0,1-0,4	69,5376	58 - 232	g/år
		N	1,2	1-2	695,376	579 - 1159	g/år
		Pb	0,018	0,015-0,04	10,43064	9 - 23	g/år
		Cd	0,00022	0,0002-0,0005	0,1274856	0,12 - 0,29	g/år
		Cu	0,024	0,02-0,07	13,90752	12 - 41	g/år
		Zn	0,078	0,060-0,2	45,19944	35 - 116	g/år
		SS	40	40-160	23179,2	23179 - 92717	g/år
		COD	48	40-75	27815,04	23179 - 43461	g/år
Hagalund Total area (ha) 17,02	Hela området	P			13974,5992	6694 - 38096	g/år
		N			94318,272	38233 - 154596	g/år
		Pb			2001,52392	576 - 9813	g/år
		Cd			24,9861679	12,9088 - 824,3985	g/år
		Cu			3270,32172	828 - 9489	g/år
		Zn			12546,95803	3602 - 17933	g/år
		SS			32575134,56	2558448 - 46359102	g/år
		COD			4415479,56	2153734 - 5694137	g/år

## Bilaga 6

### Beräknade årliga föroreningsmängder i dagvattnet från Solna strand.

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{\text{år}} = c \cdot a \cdot (Ax(100^2)) \cdot (0,439)</math> (g/år)</b>							
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntade förörensning	Intervall för föroreningsmängd (g/år)		Enhet		
Solna Strand Huvudstaleden A=0,20 a=0,8	> 15 000 ådt	P	0,24	0,1-0,35	168,576	70	-	246	g/år
	N	2,1	0,8-2,1	1475,04	562	-	1475	g/år	
	Pb	0,09	0,015-0,06	63,216	11	-	42	g/år	
	Cd	0,0011	0,0003-0,0009	0,77264	0,21072	-	0,63216	g/år	
	Cu	0,108	0,025-0,09	75,8592	18	-	63	g/år	
	Zn	0,39	0,075-0,35	273,936	53	-	246	g/år	
	SS	300	50-200	210720	35120	-	140480	g/år	
	COD	72	30-120	50572,8	21072	-	84288	g/år	
Solna Strand Tritonvägen A=1,00 a=0,8	< 15 000 ådt	P	0,18	0,1-0,25	632,16	351	-	878	g/år
	N	1,56	0,6-1,8	5478,72	2107	-	6322	g/år	
	Pb	0,072	0,001-0,05	252,864	4	-	176	g/år	
	Cd	0,0011	0,0003-0,0009	3,8632	1,0536	-	31,608	g/år	
	Cu	0,12	0,02-0,07	421,44	70	-	246	g/år	
	Zn	0,26	0,05-0,275	913,12	176	-	966	g/år	
	SS	225	40-150	790200	140480	-	526800	g/år	
	COD	48	20-80	168576	70240	-	280960	g/år	
Solna Strand lokalgator A=2,90 a=0,8	Stadstrafik	P	0,36	0,2-0,5	3666,528	2037	-	5092	g/år
	N	2,5	1-2,5	25462	10185	-	25462	g/år	
	Pb	0,048	0,015-0,07	488,8704	153	-	713	g/år	
	Cd	0,00055	0,0003-0,001	5,60164	3,05544	-	10,1848	g/år	
	Cu	0,09	0,025-0,11	916,632	255	-	1120	g/år	
	Zn	0,312	0,1-0,35	3177,658	1018	-	3565	g/år	
	SS	200	70-250	2036960	712936	-	2546200	g/år	
	COD	192	110-230	1955482	1120328	-	2342504	g/år	
Solna Strand A=11,08 a=0,5	Urbana ytor generellt	P	0,36	0,2-0,4	8755,416	4864	-	9728	g/år
	N	2,5	1-2,5	60801,5	24321	-	60802	g/år	
	Pb	0,03	0,015-0,06	729,618	365	-	1459	g/år	
	Cd	0,00055	0,0003-0,0009	13,37633	7,29618	-	21,88854	g/år	
	Cu	0,06	0,025-0,1	1459,236	608	-	2432	g/år	
	Zn	0,195	0,08-0,3	4742,517	1946	-	7296	g/år	
	SS	120	50-200	2918472	1216030	-	4864120	g/år	
	COD	84	40-120	2042930	972824	-	2918472	g/år	
Solna Strand A=2,71 a=0,4	Industriområden	P	0,36	0,2-0,6	1713,154	952	-	2855	g/år
	N	2,5	1-2,5	11896,9	4759	-	11897	g/år	
	Pb	0,048	0,01-0,06	228,4205	48	-	286	g/år	
	Cd	0,00055	0,0003-0,0009	2,617318	1,427628	-	4,282884	g/år	
	Cu	0,084	0,25-0,11	399,7358	119	-	523	g/år	
	Zn	0,325	0,12-0,4	1546,597	571	-	1904	g/år	
	SS	170	70-230	808989,2	333113	-	1094515	g/år	
	COD	108	60-120	513946,1	285526	-	571051	g/år	

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{\text{år}} = c \cdot a \cdot (Ax(100^2)) \cdot (0,439)</math> (g/år)</b>						
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntade förorening	Intervall för föroreningsmängd (g/år)			Enhet
Solna Strand I anslutning till Huvudstaleden eller Tritonvägen A=1,06 a=0,2	Grönområden							
	P	0,13	0,1-0,4	120,9884	93	-	372	g/år
	N	1,4	1-2	1302,952	931	-	1861	g/år
	Pb	0,0225	0,015-0,04	20,9403	14	-	37	g/år
	Cd	0,00024	0,0002-0,0005	0,223363	0,186136	-	0,46534	g/år
	Cu	0,028	0,02-0,07	26,05904	19	-	65	g/år
	Zn	0,09	0,060-0,2	83,7612	56	-	186	g/år
	SS COD	48 60	40-160 40-75	44672,64 55840,8	37227 37227	-	148909 69801	g/år g/år
Solna Strand Ej i anslutning till intensiv trafik A=1,45 a=0,2	Grönområden							
	P	0,12	0,1-0,4	152,772	127	-	509	g/år
	N	1,3	1-2	1655,03	1273	-	2546	g/år
	Pb	0,018	0,015-0,04	22,9158	19	-	51	g/år
	Cd	0,00022	0,0002-0,0005	0,280082	0,25462	-	0,63655	g/år
	Cu	0,024	0,02-0,07	30,5544	25	-	89	g/år
	Zn	0,078	0,060-0,2	99,3018	76	-	255	g/år
	SS COD	40 48	40-160 40-75	50924 61108,8	50924 50924	-	203696 95483	g/år g/år
Solna Strand  Total area (ha): 20,4 Koppartak förväntas bidra med (g/år): 448	Hela området							
	P			<b>15209,59</b>	8495	-	19681	g/år
	N			<b>108072,1</b>	44137	-	110365	g/år
	Pb			<b>1806,845</b>	612	-	2764	g/år
	Cd			<b>26,73457</b>	13	-	70	g/år
	Cu			<b>3777,516</b>	1561	-	4987	g/år
	Zn			<b>10836,89</b>	3896	-	14417	g/år
	SS COD			<b>6860938</b> <b>4848456</b>	2525830 2558141	-	9524720 6362559	g/år g/år



## Bilaga 7

Beräknade årliga föroreningsmängder i dagvattnet från norra Råsunda till recipient.

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{år} = c \cdot a \times (A \times 100^2) \cdot (0,439)</math> (g/år)</b>				Enhet	
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntad föroreningsmängd(g/år)	Intervall för föroreningsmängd(g/år)		
Norra Råsunda (till recipient) Lokalgator+ Huvudgata A=4,83 a=0,8	Stadstrafik	P	0,36	0,2-0,5	6106,6656	3393 - 8481	g/år
		N	2,4	1-2,5	40711,104	16963 - 42407	g/år
		Pb	0,048	0,015-0,07	814,22208	254 - 1187	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,001	9,329628	5,0889 - 16,9630	g/år
		Cu	0,09	0,025-0,11	1526,6664	424 - 1866	g/år
		Zn	0,312	0,1-0,35	5292,44352	1696 - 5937	g/år
		SS	200	70-250	3392592	1187407 - 4240740	g/år
		COD	192	110-230	3256888,32	1865926 - 3901481	g/år
Norra Råsunda (till recipient) A=5,31 a=0,45	Flerfamiljsbostäder	P	0,36	0,2-0,6	3776,3658	2098 - 6294	g/år
		N	2,4	1-3	25175,772	10490 - 31470	g/år
		Pb	0,024	0,02-0,07	251,75772	210 - 734	g/år
		Cd	0,00044	0,0003-0,0007	4,6155582	3,1470 - 7,3429	g/år
		Cu	0,06	0,025-0,11	629,3943	262 - 1154	g/år
		Zn	0,234	0,12-0,4	2454,63777	1259 - 4196	g/år
		SS	120	100-260	1258788,6	1048991 - 2727375	g/år
		COD	96	90-150	1007030,88	944091 - 1573486	g/år
Norra Råsunda (till recipient) A=7,03 a=0,2	Villaområden	P	0,36	0,1-0,4	2222,0424	617 - 2469	g/år
		N	1,8	1-2	11110,212	6172 - 12345	g/år
		Pb	0,018	0,015-0,04	111,10212	93 - 247	g/år
		Cd	0,00033	0,0002-0,0005	2,0368722	1,2345 - 3,0862	g/år
		Cu	0,042	0,02-0,07	259,23828	123 - 432	g/år
		Zn	0,156	0,060-0,2	962,88504	370 - 1234	g/år
		SS	70	40-160	432063,8	246894 - 987574	g/år
		COD	72	40-75	444408,48	246894 - 462926	g/år
Norra Råsunda (till recipient) A=10,08 a=0,2	Grönområden	P	0,12	0,1-0,4	1062,0288	885 - 3540	g/år
		N	1,2	1-2	10620,288	8850 - 17700	g/år
		Pb	0,018	0,015-0,04	159,30432	133 - 354	g/år
		Cd	0,00022	0,0002-0,0005	1,9470528	1,7700 - 4,4251	g/år
		Cu	0,024	0,02-0,07	212,40576	177 - 620	g/år
		Zn	0,078	0,060-0,2	690,31872	531 - 1770	g/år
		SS	40	40-160	354009,6	354010 - 1416038	g/år
		COD	48	40-75	424811,52	354010 - 663768	g/år
Norra Råsunda (till recipient) A=0,32 a=0,5	Urbana ytor generellt	P	0,36	0,2-0,4	252,864	140 - 281	g/år
		N	2,4	1-2,5	1685,76	702 - 1756	g/år
		Pb	0,03	0,015-0,06	21,072	11 - 42	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,0009	0,38632	0,2107 - 0,6322	g/år
		Cu	0,06	0,025-0,1	42,144	18 - 70	g/år
		Zn	0,195	0,08-0,3	136,968	56 - 211	g/år
		SS	120	50-200	84288	35120 - 140480	g/år
		COD	84	40-120	59001,6	28096 - 84288	g/år

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{år} = c \cdot a \times (A \times 100^2) \cdot (0,439)</math> (g/år)</b>				Enhet	
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntad föroreningsmängd(g/år)	Intervall för föroreningsmängd(g/år)		
Norra Råsunda (till recipient) Filmstaden A=3,31 a=0,4	Centrumområden						
	P		0,36	0,2-0,6	2092,4496	1162 - 3487	g/år
	N		2,4	1-3	13949,664	5812 - 17437	g/år
	Pb		0,048	0,02-0,07	278,99328	116 - 407	g/år
	Cd		0,00055	0,0003-0,0007	3,196798	1,7437 - 4,0687	g/år
	Cu		0,084	0,025-0,11	488,23824	145 - 639	g/år
	Zn		0,325	0,120-0,400	1889,017	697 - 2325	g/år
	SS		200	100-260	1162472	581236 - 1511214	g/år
COD		144	90-150	836979,84	523112 - 871854	g/år	
Norra Råsunda (till recipient)  Total area (ha): 30,88	Hela området						
	P				15512,4162	8296 - 24553	g/år
	N				103252,8	48990 - 123115	g/år
	Pb				1636,45152	816 - 2972	g/år
	Cd				21,5122292	13,1948 - 36,5180	g/år
	Cu				3158,08698	1150 - 4781	g/år
	Zn				11426,27005	4610 - 15673	g/år
	SS				6684214	3453657 - 11023422	g/år
COD				6029120,64	3962129 - 7557802	g/år	

## Bilaga 8

Beräknade årliga föroreningsmängder i dagvattnet från norra Råsunda till Solparken.

Område, area och avrinningskoefficient	Förorening Områdets karaktär	Uträkningar <b>Formel: <math>F_{gr} = c \cdot a \times (A \times 100^2)^* (0,439) (g/\text{år})</math></b>				Enhet	
		Valt värde c (mg/l)	Intervall för c (mg/l)	Förväntad föroreningsmängd(g/år)	Intervall för föroreningsmängd(g/år)		
Norra Råsunda (till Solparken) Lokalgator+ Huvudgata A=4,23 a=0,8	Stadstrafik	P	0,36	0,2-0,5	5348,0736	2971 - 7428	g/år
		N	2,4	1-2,5	35653,824	14856 - 37139	g/år
		Pb	0,048	0,015-0,07	713,07648	223 - 1040	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,001	8,170668	4,4567 - 14,8558	g/år
		Cu	0,09	0,025-0,11	1337,0184	371 - 1634	g/år
		Zn	0,312	0,1-0,35	4634,99712	1486 - 5200	g/år
		SS	200	70-250	2971152	1039903 - 3713940	g/år
		COD	192	110-230	2852305,92	1634134 - 3416825	g/år
Norra Råsunda (till Solparken) A=9,71 a=0,45	Flerfamiljsbostäder	P	0,36	0,2-0,6	6905,5578	3836 - 11509	g/år
		N	2,4	1-3	46037,052	19182 - 57546	g/år
		Pb	0,024	0,02-0,07	460,37052	384 - 1343	g/år
		Cd	0,00044	0,0003-0,0007	8,4401262	5,7546 - 13,4275	g/år
		Cu	0,06	0,025-0,11	1150,9263	480 - 2110	g/år
		Zn	0,234	0,12-0,4	4488,61257	2302 - 7673	g/år
		SS	120	100-260	2301852,6	1918211 - 4987347	g/år
		COD	96	90-150	1841482,08	1726389 - 2877316	g/år
Norra Råsunda (till Solparken) A=2,96 a=0,2	Grönområden	P	0,12	0,1-0,4	311,8656	260 - 1040	g/år
		N	1,2	1-2	3118,656	2599 - 5198	g/år
		Pb	0,018	0,015-0,04	46,77984	39 - 104	g/år
		Cd	0,00022	0,0002-0,0005	0,5717536	0,5198 - 1,2994	g/år
		Cu	0,024	0,02-0,07	62,37312	52 - 182	g/år
		Zn	0,078	0,060-0,2	202,71264	156 - 520	g/år
		SS	40	40-160	103955,2	103955 - 415821	g/år
		COD	48	40-75	124746,24	103955 - 194916	g/år
Norra Råsunda (till Solparken) A=0,54 a=0,5	Urbana ytor generellt	P	0,36	0,2-0,4	426,708	237 - 474	g/år
		N	2,4	1-2,5	2844,72	1185 - 2963	g/år
		Pb	0,03	0,015-0,06	35,559	18 - 71	g/år
		Cd	0,00055	0,0003-0,0009	0,651915	0,3556 - 1,0668	g/år
		Cu	0,06	0,025-0,1	71,118	30 - 119	g/år
		Zn	0,195	0,08-0,3	231,1335	95 - 356	g/år
		SS	120	50-200	142236	59265 - 237060	g/år
		COD	84	40-120	99565,2	47412 - 142236	g/år
Norra Råsunda (till Solparken) Total area (ha): 17,44	Hela området	P			12992,205	7305 - 20451	g/år
		N			87654,252	37822 - 102847	g/år
		Pb			1255,78584	663 - 2558	g/år
		Cd			17,8344628	11,0867 - 30,6494	g/år
		Cu			2621,43582	933 - 4045	g/år
		Zn			9557,45583	4038 - 13748	g/år
		SS			5519195,8	3121334 - 9354168	g/år
		COD			4918099,44	3511890 - 6631293	g/år

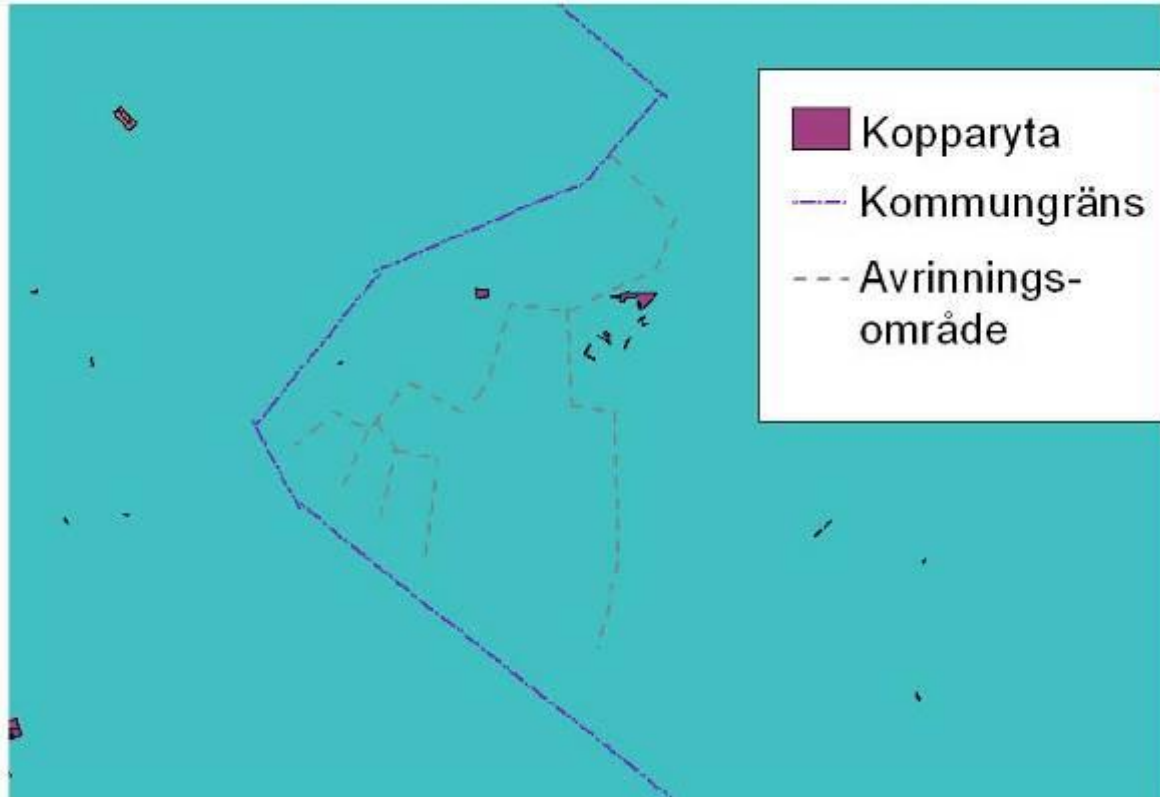
## Bilaga 9

Beräknade årliga föroreningsmängder i dagvattnet från norra Råsunda.

		Reningseffekt	Förväntad mängd föroreningar via Solp efter rening (g/år)	Intervall förväntade mängder föroreningar via Solp, efter rening (g/år)
Norra Råsunda (till Solparken)	P	0,55	7146	4017 - 11248
	N	0,85	74506	32149 - 87420
	Pb	0,25	314	166 - 639
A=17,44	Cd	0,25	4	3 - 8
	Cu	0,25	655	233 - 1011
	Zn	0,25	2389	1010 - 3437
	SS	0,325	1793739	1014434 - 3040105
	COD	0,25	1229525	877973 - 1657823
			Förväntad föroreningsmängd inräknat dagvattenrening (g/år)	Intervall förväntad föroreningsmängd inräknat dagvattenrening (g/år)
Norra Råsunda	P		22658	12313 - 35801
Hela området	N		177759	81139 - 210535
	Pb		1950	982 - 3611
Total area (ha):	Cd		26	16 - 44
48,32	Cu		3813	1383 - 5792
	Zn		13816	5620 - 19110
	SS		8477953	4468090 - 14063526
	COD		7258646	4840101 - 9215625
			Förväntad föroreningsmängd utan dagvattenrening (g/år)	Intervall förväntad föroreningsmängd utan dagvattenrening (g/år)
Norra Råsunda	P		28505	15600 - 45004
Hela området	N		190907	86812 - 225962
	Pb		2892	1480 - 5529
Total area (ha):	Cd		39	24 - 67
48,32	Cu		5780	2082 - 8826
	Zn		20984	8648 - 29421
	SS		12203410	6574991 - 20377590
	COD		10947220	7474019 - 14189095

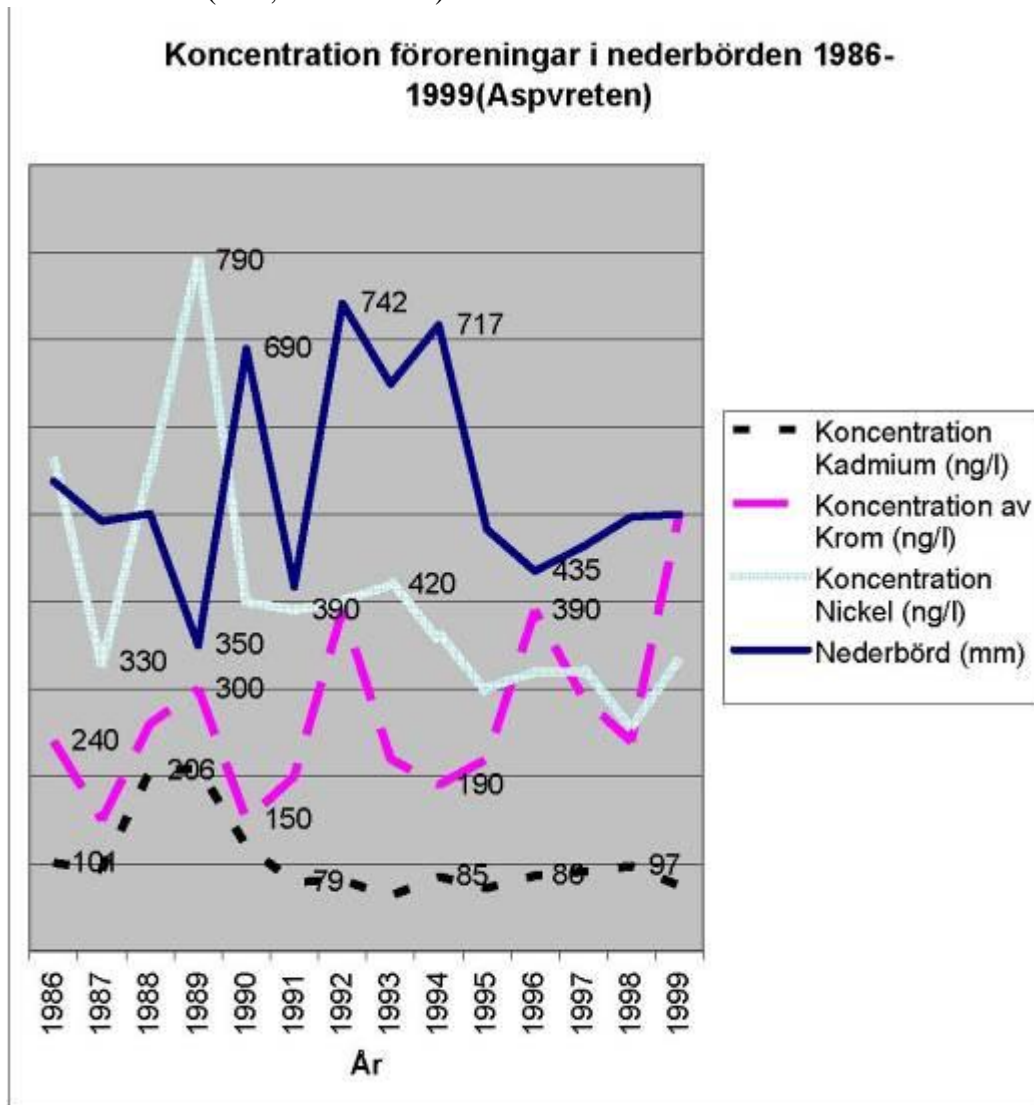
## Bilaga 10

Inom undersökta avrinningsområden, vid Solna Strand, förekommer två öppna kopparytor som är ca 224 m<sup>2</sup> (Miljökontoret i Stockholm Stad 1997; Miljökontoret i Stockholm at el. 1994).



## Bilaga 11

Årliga medelvärden av koncentrationen kadmium, nickel och krom i nederbörden, samt årlig nederbörd mellan 1986-1999. Diagrammet redovisar bakgrundshalter av föroreningar i atmosfären (IVL, 2005-10-17).



## Bilaga 12

Miljöfarliga verksamheter som är anmälningspliktiga eller som kräver tillstånd från länsstyrelsen eller miljödomstolen (Solna Stad, 2005-04-21). Grönt= a-verksamhet, Rött- b-verksamhet, Blått= c-verksamhet (Solna Stad, 2005-06-07).

