Rapport *Nr 2010–06*

Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten

Henrik Alm
Agata Banach
Thomas Larm

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

SV-Utveckling styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje Kommun
Olof Bergstedt	Göteborg Vatten
Per Fåhraeus	Varbergs Kommun
Carina Färm	Eskilstuna Energi & Miljö AB
Daniel Hellström	Svenskt Vatten AB
Marie Nordkvist Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Mats Rostö	Gästrike Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Lena Söderberg	Svenskt Vatten AB
Ulf Thysell	VA SYD
Susann Wennmalm	Käppalaförbundet
Fred Ivar Aasand	Norsk Vann, adjungerad

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten
Utveckling

Bibliografiska uppgifter för nr 2010-06

Rapportens titel: Förekomst och rening av prioriterade ämnen, tungmetaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten

Title of the report: The occurrence and reduction of priority substances, heavy metals and other substances in storm water

Rapportnummer: 2010-06

Författare: Henrik Alm, Agata Banach, Thomas Larm (mobil: +46 (0)73 412 63 08, e-post: thomas.larm@sweco.se), Dagvatten- och Ytvattengruppen, Sweco Environment, SWECO

Projektnummer: 29-101

Projektets namn: Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt övriga ämnen i dagvatten

Projektets finansiering: Svenskt Vatten Utveckling och SWECO Environment AB

Rapportens omfattning
Sidantal: 69
Format: A4

Sökord: Dagvatten, vattendirektivet, reningsanläggningar, prioriterade ämnen, lösta metaller, flödesproportionell provtagning

Keywords: Storm water, stormwater, water framework directive, treatment, priority substances, dissolved metals, flow proportional sampling

Sammandrag: Vattendirektivets prioriterade ämnen och lösta metaller studerades i dagvatten och två dagvattenanläggningars reningsfunktion utvärderades. En jämförelse av uppmätta halter med miljökvalitetsnormer och dagvattenriktvärden genomfördes.

Abstract: The water framework directives priority substances and dissolved metals in storm water and the reduction efficiency of two wet ponds were evaluated. Analyzed concentrations were compared to environmental quality standards and proposed criteria.

Målgrupper: Tillsynsmyndigheter, VA-huvudmän, och forskare

Omslagsbild: Ladbrodammen i Upplands Väsby sommartid (t.v.) och Tibbledammen i Kungsängen vintertid (t.h.). Fotograf: Agata Banach, Sweco

Rapport: Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se

Utgivningsår: 2010

Utgivare: Svenskt Vatten AB
© Svenskt Vatten AB

Layout: Bertil Örtenstrand, Ordförrådet AB.

Förord

Genom ett samarbete mellan Sweco och fem norrortskommuner i Stockholms län (Upplands Väsby, Upplands Bro, Täby, Sigtuna och Sollentuna) har två separata projekt varit möjliga att genomföra där förekomsten av ett stort antal grundämnen och miljöstörande föroreningar har studerats i dagvatten. Inom projekten har även en utvärdering av dagvattenanläggningars reningsfunktion genomförts.

Swecos projekt som redovisas i denna rapport har syftat till att undersöka förekomsten och reningen av Vattendirektivets prioriterade ämnen, lösta metaller samt ett antal övriga ämnen genom att studera två dagvattenanläggningar med hjälp av flödesproportionell provtagning. Syftet har även varit att jämföra uppmätta föroreningshalter med tillgängliga miljökvalitetsnormer för ytvatten och föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp.

Swecos studie har varit möjlig att genomföra bland annat tack vare kommunernas satsning och resurser på projektet *NOS–dagvatten: Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner*. Vi skulle därmed vilja rikta ett stort tack till samtliga deltagande kommuner och WRS som bidragit med flödesmätningen, provtagningsutrustningen och sammanställningen av flödesdata. Vi vill särskilt tacka Upplands Bro och Upplands Väsby kommun för all hjälp med provtagningen i deras dammar och för det trevliga bemötandet.

För värdefull granskning av arbete och rapporten vill vi tacka Daniel Hellström, Svenskt Vatten, Jan Mattson, Gryab samt Jonas Andersson, WRS. För finansieringen vill vi tacka Svenskt Vatten Utveckling och Sweco Environments ABs Teknikutveckling.

Författarna

Innehåll

Förord **3**

Sammanfattning **6**

Summary **7**

1 Bakgrund **8**
1.1 Frågeställning 9
1.2 Studieområde 10

2 Inledning **11**
2.1 Allmänt om dagvatten och föroreningskällor 11
2.2 EG:s ramdirektiv för vatten och prioriterade ämnen 11
2.3 Riktvärden för dagvatten 14

3 Schablonhalter (Årsmedel) **16**

4 Metod **19**
4.1 Allmänt om provtagning av dagvatten 19
4.2 Praktiskt genomförande samt kompletterande mätning 19
4.3 Beräkningar 20
4.4 Modellering av föroreningshalter och reningseffekter 21

5 Dagvattenanläggningar som ingick i studien **22**
5.1 Ladbrodammen 22
5.2 Tibbledammen 25

6 Resultat **29**
6.1 Flödes- och nederbördsdata 29
6.2 Förekomst av metaller och övriga ämnen 31
6.3 Förekomst av prioriterade ämnen 34
6.4 Reningseffekt av metaller och övriga ämnen 36
6.5 Reningseffekt av prioriterade ämnen 39
6.6 Årstidsvariation 41

7 Jämförelser **45**
7.1 Jämförelse mellan uppmätta och utifrån schabloner beräknade halter och lösta fraktioner. 45
7.2 Jämförelse mellan uppmätta och beräknade reningseffekter 46

8 Diskussion och slutsatser....48
8.1 Föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp och miljökvalitetsnormer för ytvatten....48
8.2 Förekomst av metaller och övriga ämnen....48
8.3 Reningseffekter av metaller och övriga ämnen....50
8.4 Förekomst av prioriterade ämnen....52
8.5 Reningseffekt av prioriterade ämnen....54
8.6 Övrigt....55

9 Referenser....56
9.1 Litteratur....56
9.2 Internet....58
9.3 Underlagsstudier för schablonhalter i StormTac, v. 2010-01....58

Bilagor....63
1 Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen och ämnesgrupper (EG, 2008)....63
2 Samtliga analyserade ämnen....64
3 Schablonhalter för övriga ämnen (StormTac, v. 2010-03)....65
4 Schablonhalter för övrig markanvändning (StormTac, v. 2010-03)....67

Sammanfattning

Användning av produkter innehållande tungmetaller och organiska kemikalier i bebyggda områden har resulterat i att förorenande ämnen sprids till vattenmiljön. Som ett steg i att eliminera vissa föroreningar har en lista över 33 kemiska ämnesgrupper antagits, i Europas Ramdirektiv för Vatten (Vattendirektivet), som prioriterade ämnen för utfasning.

Flera dagvattenanläggningar har tidigare studerats avseende föroreningsförekomst, koncentration och reningseffekter, men det finns bristande underlag främst avseende prioriterade ämnen, lösta metaller och PCB.

Syftet med studien var att öka kunskapen kring förekomsten av prioriterade ämnen, lösta metaller och PCB i dagvatten samt att utvärdera dagvattenanläggningars förmåga att avskilja dessa. Därutöver presenteras schablonhalter för dagvatten per markanvändning och de uppmätta resultaten jämförs med modellerade, Vattendirektivets miljökvalitetsnormer (MKN) för ytvatten och med föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp.

Flödesproportionell provtagning har genomförts under ett år i både inlopp och utlopp till två dagvattendammar. De två dammarna som utvärderades är Ladbrodammen och Tibbledammen, vilka är belägna i två kommuner norr om Stockholm.

34 respektive 29 av de 84 analyserade prioriterade ämnena och PCB detekterades vid Ladbrodammen respektive Tibbledammen. Vissa av dessa ämnen förekom i halter över MKN för ytvatten i både inlopp och utlopp. Koppar, bly och zink förekom i koncentrationer över föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp i inkommande vatten medan samtliga utloppshalter låg under dessa värden. Bly visade sig till största delen vara partikelbunden. Andelen löst fraktion för de övriga metallerna varierade mellan 30–70 %.

Reningseffekten av de lösta metallfraktionerna var lägre än för totalthalten. Olika ämnen avskiljdes olika effektivt under olika årstider, generellt uppvisades högre reningseffekter sommartid men även vintertid uppvisades relativt god rening för flertalet ämnen. Avseende prioriterade ämnen och PCB var reningseffekten god bortsett från DEHP och nonylfenol som var negativ i båda dammarna.

Reningseffekter och halter har beräknats med modellen StormTac och dessa värden har sedan jämförts med uppmätt data. Beräkningarna resulterade i en justering av schablonhalten för kvicksilver. Platsspecifika parametrar i modellen såsom inloppshalt och våtmarksandel visade sig ge reningseffekter som bättre överensstämde med mätdata.

Studien uppvisade att dagvatten är ett transportmedium för prioriterade ämnen, vilka sprids från urbana områden till recipienter. Utvärderingen har även visat att dagvattendammar kan användas i förebyggande syfte och förhindra att prioriterade ämnen transporteras till nedströms liggande recipienter. Såvitt bekant är denna studie unik avseende prioriterade ämnen i dagvatten.

Summary

Urbanization has lead to an extensive use of materials containing heavy metals and organic compounds. This has resulted in spreading of these substances to the aquatic environment using storm water as one of the pathways. As a measure to remove these pollutants, 33 chemical substances and groups have been listed as Priority substances for elimination by the European Water Framework Directive (WFD).

Many storm water treating facilities have been evaluated but there is still a lack of data considering the occurrence, concentration and reduction efficiency of WFD priority substances, dissolved fractions of metals and PCB.

The aim of the study was to increase the knowledge of the occurrence of priority substances, PCB and dissolved fractions of heavy metals in storm water. The objective was also to evaluate the reduction efficiency of these substances in wet ponds and to compare analyzed concentrations to the WFD Environmental Quality Standards (EQS) for surface water. Furthermore, the total concentrations of heavy metals were compared with the proposed quality criteria for storm water. Standard concentrations of storm water were also compiled and described.

The study was performed by analyses of flow proportional storm water samples taken at the in- and outlets of two wet ponds. The two ponds Ladbrodammen and Tibbledammen are situated north of Stockholm, Sweden. The sampling period was one year.

34 of 84 analyzed priority substances and PCB were detected in Ladbrodammen and 29 were detected in Tibbledammen. Some substances occurred above EQS in both in- and outlets. Copper, lead and zinc occurred in total concentrations above the proposed criteria for storm water in the incoming water. All outlet concentrations were lower than the criteria. Lead was mainly attached to particles. The other dissolved fractions of metals varied between 30–70 %.

The reduction efficiency of the dissolved fractions of metals was lower than for the total concentration. Different substances were reduced with varying efficiencies during different seasons. Generally, higher reduction efficiencies were observed during the summer period. However, a relatively good reduction of several substances occurred also during the winter period. The reduction efficiency of DEHP and nonylphenol was negative in both ponds but there was a reduction of all other WFD substances and PCB.

Reduction efficiencies and concentrations were calculated with the model StormTac and compared to measured data. This resulted in changed standard concentrations of mercury. Site-specific parameters, such as inlet concentrations and the share of wetland, resulted in reduction efficiencies with better fit to measured data.

It was shown that storm water functions as a pathway for priority substances that spread from urban areas to receiving waters, and that wet ponds may be used as effective measures against the transport of priority pollutants to downstream recipients.

1 Bakgrund

Under hösten 2006 påbörjades projektet *Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner*, som förkortas *NOS-dagvatten* (Norrortskommuner i samverkan). Studien är ett samarbetsprojekt mellan Stockholmsregionens kommuner Upplands Bro, Upplands Väsby, Sigtuna, Sollentuna och Täby, som kunde starta tack vare bidrag från Region- och trafikplanekontoret, Stockholms läns landsting. Upplands Väsby kommun var huvudsökande för NOS-dagvattenprojektet.

Syftet med kommunernas projekt NOS-dagvatten var att ge ökad kunskap om verklig föroreningstransport i dagvatten, om dagvattenanläggningars reningsfunktion och om metodik för utvärdering av dessa. Totalt studerades fem dagvattenanläggningar, en i respektive kommun och de parametrar som kommunerna undersökte var totalhalten fosfor (P) och kväve (N), fosfatjoner (PO_4^-), suspenderad substans (SS), totalhalter av tungmetallerna kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb), nickel (Ni), zink (Zn) samt vissa alifater (raka kolvätekedjor) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH-16; en lista över 16 PAH:er som US-EPA sammanställt). Även vattnets pH undersöktes. Dessa parametrar undersöks vanligtvis i dagvattensammanhang och utnyttjas som primära miljöindikatorer för värdering av vattnets generella kvalitet (samt för bedömning om ekosystemets fundamentala funktion är hotad). NOS-dagvatten kommer att slutredovisas i en SVU-rapport under hösten 2010.

Kommunernas satsning möjliggjorde att teknikkonsultföretaget Sweco kunde gå med som samarbetspartners, satsa interna utvecklingspengar och genomföra ett separat delprojekt som redovisas i denna rapport. Sweco påbörjade sin studie under 2008 och under 2009 erhöll företaget ytterligare bidrag från Svenskt Vatten Utveckling för att kunna förlänga analysperioden samt för att sprida resultatet. I Swecos studie ingick två av huvudstudiens fem dammar och dessa undersöktes med avseende på delvis samma, men framförallt andra parametrar.

Swecos projekt har främst syftat till att undersöka förekomsten och reningen av Vattendirektivets prioriterade ämnen, lösta metaller samt ett antal övriga ämnen. Genom att utvärdera fler dagvattenanläggningar med avseende på fler parametrar kunde mer tillförlitliga data kring deras reningseffekter erhållas. Innan studien påbörjades observerades även ett behov av att öka tillgången på data från vinterperioden för att kunna studera årstidsvariationen med avseende på såväl halter som reningseffekter. Det fanns en kunskapslucka vad gäller andel av metallerna som förekommer i löst fraktion i dagvatten samt hur effektivt denna fraktion avskiljs. I och med ikraftträdandet av Vattendirektivet insågs dessutom behovet av ökad kunskap kring förekomsten av miljöstörande organiska föroreningar.

Genom insamling av den här typen av information kan kommuner bli bättre på att välja typ av anläggning för effektiv dagvattenrening samt öka kunskapen kring dimensioneringen av dessa utifrån aktuella föroreningar och riktvärden för dagvattenutsläpp.

Till de föroreningar som ingick i Swecos delstudie hör Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen eller ämnesgrupper, PCB-7, 20 metallers totala och lösta fraktion samt suspenderad substans (SS; mått på partiklar eller uppslammade ämnen), klorid (Cl^-), ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-), kemisk syreförbrukning (COD; Chemical oxygen demand), löst organiskt kol (DOC; Dissolved organic carbon), totalt organiskt kol (TOC; Total organic carbon). Vattendirektivets lista över de 33 prioriterade ämnena redovisas i Bilaga 1 och samtliga ämnen vilka analyserats i denna studie redovisas i Bilaga 2.

COD, d.v.s. kemisk syreförbrukning, utgör ett indirekt mått på vattnets innehåll av organiska föreningar (humus) vilka kräver en viss mängd syre för fullständig nedbrytning. Höga halter COD i vatten kan leda till ökad syreförbrukning i recipienten varför denna parameter är intressant att studera. DOC och TOC är i princip samma analys som utförs på filtrerat respektive ofiltrerat vatten (Naturvårdsverket, 2007).

Denna studie är särskilt intresseväckande då analyser av samtliga prioriterade ämnen i dagvatten tidigare inte genomförts i Sverige. Det är också ovanligt att löst fraktion av metaller undersöks och i synnerhet vad gäller dagvattenanläggningars förmåga att fånga dessa. En delstudie av sex utvalda prioriterade ämnen har tidigare genomförts i ett samarbete mellan Stockholms universitet och Sweco, *Förekomst av vattendirektivets prioriterade ämnen – utvalda ämnen i dagvatten* (Banach, 2008). I ett samarbete mellan Sveriges lantbruksuniversitet och Sweco har även en studie kring sambandet mellan vattenkemi, ekosystemstruktur och funktion i dagvattendammarna Tibble- och Ladbrodammen samt Väsbyån utförts (Günes, 2010).

1.1 Frågeställning

I denna rapport görs ett försök till att besvara följande frågor:

- I vilka koncentrationer förekommer Vattendirektivets prioriterade ämnen och PCB-7 i dagvatten?
- Hur förhåller sig uppmätta (”verkliga”) föroreningskoncentrationer till de beräknade utifrån schablonhalter?
- Hur förhåller sig verkliga reningseffekter till de beräknade, vilka tar hänsyn till volymsamband, andel grundzons- och flytbladsvegetation (växtandel), dammform (längd:bredd) samt föroreningshalter i inkommande och utgående vatten.
- Hur förhåller sig de i projektet uppmätta föroreningskoncentrationerna till miljökvalitetsnormerna?
- Skiljer sig förekomsten och koncentrationerna av de organiska föroreningarna mellan de två lokalerna?
- I vilka koncentrationer förekommer de utvalda metallerna och syrehämmande ämnena?
- Hur stor andel av metallerna utgörs av löst fraktion?
- Hur förhåller sig uppmätta koncentrationer till de av Riktvärdesgruppen i RTK:s dagvattennätverks föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp?
- Vilken reningseffekt har Ladbrodammen och Tibbledammen?

- Hur stor andel av löst metallfraktion avskiljs i dagvattenanläggningarna?

1.2 Studieområde

De dagvattenanläggningar som ingick i studien är belägna i två grannkommuner norr om Stockholm. Dels studerades Ladbrodammen i Upplands Väsby dels Tibbledammen vid Kungsängen i Upplands Bro. Provtagning och flödesmätning utfördes av respektive kommun vid båda lokalernas inlopp och utlopp och erhållen flödesproportionell data har legat till grund för beräkning av total mängd förorening i respektive avrinningsområdes dagvatten. Uppgifter från tidigare genomförda beräkningar av markanvändningsfördelning inom dammarnas avrinningsområden har använts.

2 Inledning

2.1 Allmänt om dagvatten och föroreningskällor

Att ha kunskap om de föroreningar som finns i dagvatten är nödvändigt när man idag önskar arbeta för en hållbar vattenförvaltning i syfte att uppnå en god vattenstatus inne i städer. En god förvaltning behövs då en varierad sammansättning av föroreningar kan medföra risker för exponerade människor, växter och djur samt leda till såväl tekniska som estetiska problem. Samtliga kemikalier kan leda till negativa, främst biologiska, effekter i vattenmiljön om de förekommer i tillräckligt hög koncentration eller frekvens.

Dagvatten anses vara den huvudsakliga föroreningskällan till de sjöar och vattendrag som ligger inne i eller i närheten av städer. Detta kan tyckas vara en felaktig formulering då dagvatten från början är ett rent vatten som kontamineras då damm och föroreningar sköljs ut från atmosfären och när regnet spolar av stadens ytor. Med andra ord utgör dagvatten ett transportmedium för föroreningar, vilka kommer från såväl punktkällor som diffus spridning, vilka antingen torr- eller våtdeponeras till stadens ytor (Eriksson, 2007a,b; Gnecco, 2005; Kayhanian, 2007).

Vilken typ av förorening som följer med dagvatten beror markanvändningen på de ytor vilka regn- eller smältvatten varit i kontakt med. Inom ett avrinningsområde genereras föroreningar i anslutning till biltrafik, avsköljningsprocesser och mänsklig aktivitet såsom biltvätt eller besprutning med bekämpningsmedel. Inne i städer kommer såväl organiska som oorganiska komponenter att ansamlas och föroreningarna kommer att återfinnas i såväl löst som kolloidal form alternativt vara bundna till partiklar vilket gör dagvattnet till en heterogen blandning, som normalt ligger inom pH intervallet 5,5–9,3 (Eriksson, 2007a; Gnecco, 2005).

Studier inom dagvattenområdet påvisar att omgivande markanvändning signifikant påverkar och bidrar till skillnader i avrinningens vattenkvalitet. Vanligtvis uppvisar dagvatten från motorvägar och industriområden högre föroreningskoncentration för flera av de presenterade ämnena än dagvatten med ursprung i annan markanvändning. Dagvatten från jordbruksmark innehåller dock högre kvävehalter än de flesta andra markanvändningarna. På senare tid har motorvägarna hamnat i fokus med hänsyn till de höge halterna av tungmetaller, kolväten och bränsletillsatser som hamnar i dagvattnet (Kayhanian, 2007; Lee, 2000).

2.2 EG:s ramdirektiv för vatten och prioriterade ämnen

2.2.1 Motiven bakom vattenpolitiken

Det finns en risk för vattendrag, sjöar, kustområden och havsvatten att förorenas med föroreningar. En försämrad vattenkvalitet kan orsakas av

organiskt material, näringsämnen och en mängd olika kemiska föreningar vilka framställs av oss människor för en rad olika ändamål. Föroreningar kan förekomma i form av produkter (t.ex. växtskyddsmedel) eller oönskade biprodukter (t.ex. polycykliska aromatiska kolväten, PAH, som uppkommer vid förbränning). De kan vara av historiskt ursprung eller brukas dagligen, de kan frigöras från punktkällor eller via diffusa utsläpp och torr- eller våtdeponeras från atmosfären. Då kemiska ämnen och konsumentvaror tillverkas, används och avfallshanteras kan utsläpp och spill ske till såväl luft, vatten som jord (EG, 2006a; EG, 2006b).

Då ytvatten förorenas med kemiska ämnen kan akvatiska ekosystem påverkas negativt vilket i sin tur kan leda till att både habitat (levnadsplatser) och biodiversitet (biologisk mångfald) går förlorade. Vissa föroreningar har låg reaktionsförmåga och klassas som persistenta vilket innebär att de både kan bioackumulera, d.v.s. ansamlas i en levande organism och biomagnifiera, vilket innebär ansamling i näringskedjan. Persistenta ämnen kan hittas i miljön trots att de varit förbjudna flera år tillbaka i tiden (Lithner et al, 2001). Människor kan drabbas av vattenmiljöns föroreningar bland annat via konsumtion av förorenad fisk och skaldjur samt via dricksvatten. Tusentals ämnen har kunnat spåras i sötvattenmiljöer och det har påvisats att organiska föroreningar kan transporteras över stora områden då man funnit dessa på avlägsna platser (EG, 2006a; EG, 2006b; www.vattenportalen.se).

2.2.2 Ramdirektivet för vatten

Europaparlamentets och rådets ramdirektiv 2000/60/EG för vatten trädde i kraft år 2000 med målet om en omfattande och effektiv strategi mot bland annat kemisk förorening av ytvatten och grundvatten. Avsikten med direktivet, som även kallas för Vattendirektivet, är att få en allomfattande lagstiftning för Europas vattenresurser. Enligt artikel 1 i direktivet är syftet med Vattendirektivet att grunda ett hjälpmedel för att skydda inlandsytvatten, vatten i övergångszon,[1] kustvatten och grundvatten från ytterligare försämring av kvaliteten. Intentionen är att skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem och våtmarker. Genom direktivet vill man även kunna främja en hållbar vattenresursanvändning samt minska eller upphöra med utsläpp av prioriterade och prioriterade farliga ämnen till vattenmiljön. Med hjälp av direktivet vill man förbättra grundvattenstatusen och införa åtgärder för effektminskning vid översvämningar och torka (EG, 2000; EG, 2006a; EG, 2006b).

Ett av direktivets syften berör detta projekt i särskild hög grad, nämligen att hindra föroreningsspridning och att upphöra med utsläpp och spill av prioriterade ämnen. Målet är att i slutändan uppnå koncentrationer i den akvatiska miljön som ligger nära naturligt förekommande halter och nära noll för de av människan framställda prioriterade ämnena (EG, 2000).

[1] Ytvatten vid ett flodutlopp som är salthaltigt p.g.a. närhet till kustvatten och som påverkas av sötvattenströmmar.

2.2.3 Prioriterade ämnen och miljökvalitetsnormer (MKN) för ytvatten

Kemiska föroreningar som konstruerats av människan utgör ett särskilt hot mot vattenresurserna inom hela EU. I och med detta har EG i Vattendirektivets artikel 16 beslutat om strategier mot förorening av vatten, vattenmiljöer och dricksvatten. Som ett första steg till dessa strategier lades i enlighet med artikel 16.2 ett förslag till en lista över prioriterade ämnen fram (EG, 2000; EG, 2006a).

Enligt Ramdirektivet för vatten definieras *prioriterade ämnen* som ämnen vilka innebär en betydande risk för vattenmiljön eller via denna kan utgöra en sådan risk. Bland de prioriterade ämnen som valts ut genom riskbedömningar finns även *prioriterade farliga ämnen* vilka är riskfyllda och givit upphov till oro. Dessa farliga ämnen har beskrivits i annan relevant EG lagstiftning och internationella konventioner där gradvis eliminering och upphörande av utsläpp och spill varit målet (EG, 2000; EG, 2001).

Under 2001 beslutade den Europeiska Gemenskapen om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på området för vattenpolitik. I beslut nummer 2455/2001/EG fastlades 33 prioriterade ämnen eller ämnesgrupper vilka regleras i bilaga i Vattendirektivet (2000/60/EG). Bland de 33 ämnen eller ämnesgrupper som tagits fram har elva stycken klassats som mycket riskfyllda och har av den anledningen definierats som prioriterat farliga ämnen. Syftet med denna lista är att i framtiden medverka till att utsläpp och spill från farliga ämnen upphör alternativt gradvis elimineras före år 2020 samtidigt som nya ämnen successivt tas upp på listan. Valet av de 33 ämnena eller ämnesgrupperna genomfördes med hjälp av det så kallade COMMPS-förfarandet som baseras på föroreningarnas risker för akvatiska ekosystem och människors hälsa vid vattenanvändning (t.ex. badvatten och dricksvatten) med beaktande ur ett europeiskt perspektiv (EG, 2001; EG, 2006b).

En lista med ämnen framtagen ur ett europeiskt perspektiv antas medföra att en del ämnen blir av lägre relevans för Sverige då vissa sedan länge varit förbjudna i landet. Studier visar att flera av de prioriterade föroreningarna sällan blivit uppmätta i svensk miljö, men trots att ett ämne varit förbjudet under en längre period finns ingen garanti för att det inte ska uppträda i naturen. Långa atmosfäriska transporter, oregistrerad användning, läckage och diffus spridning från importerade gods, oavsiktlig bildning och tidigare emissioner av persistenta ämnen kan vara orsaker till att föroreningarna hittas i miljön (Sternbeck, 2003).

De föreningar vilka i nuläget finns med på listan över prioriterade ämnen kännetecknas av att vara persistenta, toxiska och ha en benägenhet att bioackumulera. Till dessa ämnen hör även föreningar vilka har visat sig ge upphov till endokrina (hormonella) avvikelser samt tungmetaller vilka medför likartade störningar. Listan inkluderar kemikalier så som växtskyddande medel, biocider, metaller samt andra grupper till exempel polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och polybromerade flamskyddsmedel (PBDE) (EG, 2001).

För att förebygga och begränsa att kemiska föroreningar skadar vattenresurser har EU- gemensamma miljökvalitetsnormer för priorite-

rade ämnen tagits fram. Enligt vattendirektivet utgör Miljökvalitetsnormer (MKN) ett kriterium för bedömning av miljömålet god *kemisk ytvattenstatus* (artikel 4.1a i Vattendirektivet). Miljökvalitetsnormerna skall fungera som ett instrument för bedömning av huruvida en medlemsstat inom EU uppfyller ett krav eller inte. Med normerna som grund skall medlemsstaterna vidta åtgärder för att gradvis minska förorening från prioriterade ämnen och för att utsläpp och spill av prioriterade farliga ämnen ska upphöra eller gradvis elimineras. Miljökvalitetsnormerna ska trygga ett tillräckligt skydd för vattenmiljön och människors hälsa (EG, 2008).

I december 2008 beslutade Europaparlamentet och rådet om införandet av direktiv 2008/105/EG. Nya miljökvalitetsnormer för 33 prioriterade ämnen och vissa andra förorenande ämnen trädde ikraft. Utöver detta listas elva nya förorenande ämnen i samma direktiv, vilka ska ses över och eventuell identifieras som prioriterade ämnen eller prioriterade farliga ämnen. Miljökvalitetsnormerna utgör idag ett hjälpmedel för de fem regionala Vattenmyndigheterna vid klassificering och bestämning av kvalitet för avgörandet av kemisk ytvattenstatus.

Det finns två olika MKN, den ena är AA-MKN (annual average) som är ett årsmedelvärde och som har i syfte att säkra en långsiktig kvalitet hos den akvatiska miljön. Nivån ger skydd mot långtidsexponering och innebär att ett prioriterat ämne tillfälligt får förekomma i koncentrationer som överskrider detta värde så länge den genomsnittliga halten över året inte överträds. Den andra normen är MAC-MKN (maximun allowable concentration) som är den maximalt tillåtna koncentrationen, som ger skydd mot korttidsexponering. Syftet med denna norm är att begränsa föroreningstopparna (EG, 2006a; EG, 2006b EG, 2008, SWECO, 2007).

2.3 Riktvärden för dagvatten

Riktvärden för dagvatten används i syfte att kunna bedöma reningsbehovet av dagvatten från ett visst område och i kontrollprogram för befintliga reningsanläggningar. Riktvärden för dagvatten avser normalt årsmedelvärden, då detta är standard för att beskriva ett dagvattens föroreningsinnehåll, se vidare kapitel 3. I dagsläget saknas nationella riktvärden och en nationell metodik för att ta fram platsspecifika riktvärden.

I denna rapport används det förslag till riktvärden (årsmedelvärden) som är framtagna inom ramen för regionala dagvattennätverket i Stockholms län (Riktvärdesgruppen, 2009). Dessa riktvärden är framtagna under 2008 av ett antal kommuner, VA-huvudmän och konsulter. Innan förslaget ansågs klart genomfördes en remissrunda till medlemmarna i dagvattennätverket samt till utvalda personer med dagvattenkompetens i Sverige. Riktvärdena är ett förslag och det är upp till varje myndighet att besluta om och hur de ska användas. Flera kommuner har valt att använda dem som riktvärden i exempelvis policydokument, eventuellt efter lokala anpassningar. De föreslagna riktvärdena är inte fastställda att gälla i kontrollprogrammen för studerade anläggningar.

I förslaget till riktvärden används tre olika nivåer. De tre nivåerna skiljer avseende utsläppspunkt. Nivå 1 används vid direktutsläpp till recipient. Nivå 2 används för ett delområde som inte har direktutsläpp till recipient, exempelvis en nyexploatering. Nivå 3 används för en specifik verksamhetsutövare (3), som inte har direktutsläpp till recipient. Riktvärdena varierar även beroende på om recipient. Är recipienten en mindre sjö, en havsvik eller ett vattendrag, betecknas de ”M”, som i ”Mindre”. För andra recipienter av typen hav eller stora sjöar blir benämningen ”S”, som i ”Större”. Riktvärdena presenteras i Tabell 2-1. Då riktvärdena är relativt nya saknas, vid denna rapports författande, en enhetlig praxis hur de olika nivåerna används.

För Ladbrodammen sker ett direktutsläpp till ett vattendrag, Väsbyån. Riktvärde 1M tillämpas därmed för Ladbrodammen. För Tibbledammen sker också ett direktutsläpp, men till en större sjö, Mälaren. Denna del av Mälaren (Tibbleviken) ligger dock inom ett skyddsområde för dricksvatten varmed recipienten föreslås likställas med en mindre och mer känslig recipient. Riktvärde 1M föreslås därför tillämpas även för Tibbledammen.

Tabell 2-1 Föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp. Riktvärden avser årsmedelhalter och totalhalt.

		Riktvärde				
	Enhet	**1M**	**2M**	**1S**	**2S**	**3VU**
P	µg/l	160	175	200	250	250
N	mg/l	2,0	2,5	2,5	3,0	3,5
Pb	µg/l	8	10	10	15	15
Cu	µg/l	18	30	30	40	40
Zn	µg/l	75	90	90	125	150
Cd	µg/l	0,40	0,50	0,45	0,50	0,50
Cr	µg/l	10	15	15	25	25
Ni	µg/l	15	30	20	30	30
SS	mg/l	40	60	50	75	100
olja	mg/l	0,40	0,70	0,50	0,70	1,0

3 Schablonhalter (Årsmedel)

Här redovisas schablonhalter för dagvatten. Endast mätvärden som baseras på långvarig (oftast flera år, ibland flera månader) flödesproportionell provtagning har använts, se referenser för de enskilda utredningarna. Schablonhalterna avser årsmedelhalt. Årsmedelhalt har under lång tid använts för att beskriva dagvattens föroreningsinnehåll (Naturvårdsverket, 1974; Hultgren et al, 1983; Larm, 1994; Malmqvist et al, 1994, VBB VIAK 1997, Stockholm Stad och Stockholm vatten AB, 2001). Det saknas en enhetlig plats där data från dagvattenundersökningar sammanställds i Sverige. På hemsidan till dagvatten- och recipientmodellen StormTac, (www.stormtac.com, 2009), sammanställs schablonvärden i form av årliga avrinningskoefficienter och schablonhalter för olika markanvändning. Schablonvärdena uppdateras kontinuerligt efter kännedom om nya undersökningar och redovisas på hemsidan. På hemsidan redovisas även referenserna till dessa data.

Schablonhalterna kalibreras även för att ta hänsyn till tidstrender. Dessutom har för ämnen med få data jämförelser gjorts med data från liknande markanvändning och anpassning av schablonhalterna har gjorts efter detta. Det bör dock nämnas att en enda undersökning (ett specifikt databasvärde) egentligen utgör värdet av en lång serie av flödesproportionellt tagna samlingsprover. Detta innebär att enskilda värden kan utgöra ett sammanställt medelvärde av flera prover eller många olika undersökningar. Hänsyn har tagits till detta vid val av schablonhalt.

Främst svenska undersökningar har använts för kalibreringen varmed dessa schablonhalter är mest tillförlitlig för svenska förhållanden, men på grund av bristen på data för vissa föroreningar och vissa markanvändningar har även internationella studier använts. Generellt är tillförlitligheten högst (spridningen minst) för de olika bostadsområdena och genomfartsvägar samt för ämnena partiklar (SS), näringsämnen och metaller, undantaget kvicksilver. I ett markanvändningsområde exempelvis villabebyggelse ingår även lokalgatorna, så dessa ska inte beräknas separat. En översiktligt utförd bedömning av hur säker eller osäker respektive schablonhalt är redovisas i de sammanställda tabellerna i denna rapport.

Vid beräkning av föroreningsbelastning vid ett specifikt dagvattenutlopp ska hänsyn tas både till halten i dagvatten och i basflöde, där det senare förekommer. Inget basflöde förekommer hos exempelvis små tillrinningsområden såsom en vägsträcka. Basflödets halter är lägre och dess halter redovisas inte här.

Vid detaljerade beräkningar bör platsspecifika schablonhalter användas där värden anpassas mellan standard-, min- och maxvärden. Finns t.ex. koppartak i ett bostadsområde kan schablonhalten för koppar ökas mot maxvärdet. För exempelvis mer tätbebyggda bostadsområden och mer föroreningsalstrande industriområden används värden närmare maxvärdena. I StormTac finns funktioner som exempelvis beskriver föroreningsinnehåll som en funktion av trafikintensitet.

Av ovanstående text indikeras att schablonhalter är komplext att ta fram men utgör samtidigt ett bra underlag för att beräkna halter och mängder. Vidare är det svårt att statistiskt beräkna och kortfattat redovisa osäkerheter eftersom underlaget är så olika för olika ämnen och för varje markanvändning. Användningen av schablonhalter för beräkning av dagvattnets föroreningstransport i form av årliga medelhalter och mängder är en vedertagen metod (Hultgren et al, 1983; Larm, 1994; Larm, 1996; Larm, 2000; Malmqvist et al, 1994; Marsalek och Ng, 1989; Naturvårdsverket, 1974; Nix, 1994; VBB VIAK 1997).

Schablonhalterna presenterade i denna rapport är framtagna för beräkning enligt Larm (2000). I metoden beräknas årlig föroreningsbelastning utifrån total årlig nederbörd (korrigerad för mätfelen avdunstning, vind och vidhäftning), volymavrinningskoefficienter, areor och schablonhalter per markanvändning i tillrinningsområdet. Genom metoden kan även årsmedelhalt beräknas.

I Tabell 3-1 sammanställs schablonhalterna från StormTac, version 2010-03, som standardvärden, min- och maxvärden. Textformatet på värdena i tabellerna indikerar bedömd osäkerhetsnivå baserat på antalet data och deras osäkerheter. Indelningen har skett överslagsmässigt i tre nivåer, utan statistiska beräkningar. De senare har ansetts vara svåra att utföra på grund av den varierande typen och kvaliteten på indata. Min- och maxvärden exkluderar extremvärden vilket innebär att värdena kan hamna utanför detta intervall vid extremväder och/eller för områden med ovanligt föroreningsalstrande material. Standardvärdena är varken median- eller medelvärden utan är framtagna utifrån en samlad bedömning av statistiska data (såsom medel- och medianvärden) och med beaktande av tidstrender och kalibreringar utifrån fallstudier samt jämförelser mellan data från olika markanvändning. I modellen finns fler ämnen och fler markanvändningar utöver de som presenteras här. De mest använda och tillförlitliga värdena presenteras här i rapportens huvuddel, övriga presenteras i Bilaga 3 (övriga ämnen) och Bilaga 4 (övrig markanvändning).

Olja analyseras som oljeindex vilket schablonhalterna avser (tidigare avsågs vanligen opolära alifatiska kolväten men analysmetoden har ändrats sedan dess, nu är det vanligast att analysera oljeindex). PAH16 avser summan av 16 polycykliska aromatiska kolväten (PAHer), bland dessa bens(a)pyrén (BaP) som nedan även finns separat redovisat.

Med atmosfärisk deposition (se Tabell 3-1) avses den totala årliga halten i våt- och torrdeposition. Den används på ytvatten och för att beräkna föroreningsmängden direkt på ytvatten (sjöar, vattendrag och hav) från atmosfären. Föroreningar från atmosfärisk deposition är inkluderade i övriga markanvändningar.

Olika textformat i data i Tabell 3-1 indikerar bedömd osäkerhetsnivå baserat på antalet data och deras osäkerheter: **Säkrast data** (fet stil), mellansäker data (normal stil), *mest osäker data* (kursiv stil).

Tabell 3-1 Schablonhalter i form av standard-, min- och maxvärden (StormTac, version 2010-03). Årsmedelhalter avses. ÅDT = ÅrsDygnsTrafik

Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH16	BaP
1. Standardvärden	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Väg (5 000 ÅDT)	0,14	1,7	14	31	62	0,24	1,0	1,2	*0,060*	79	0,17	0,67	0,030
Väg (15 000 ÅDT)	**0,20**	**2,0**	**21**	**59**	**116**	**0,30**	**2,6**	**2,5**	*0,060*	**95**	**0,50**	**1,1**	0,035
Väg (30 000 ÅDT)	**0,24**	**2,4**	**31**	**72**	**197**	**0,44**	**5,0**	**4,4**	*0,060*	**115**	**1,02**	**1,5**	0,042
Parkering	0,10	1,1	30	40	140	0,45	15	4,0	*0,050*	140	0,80	*1,7*	*0,060*
Villaområde	**0,20**	**1,4**	**10**	**20**	**80**	**0,50**	4,0	**6,0**	*0,015*	**45**	**0,40**	*0,60*	*0,050*
Radhusområde	**0,25**	**1,5**	**12**	**25**	**85**	**0,60**	6,0	7,0	*0,020*	**45**	**0,60**	*0,60*	*0,050*
Flerfamiljshusområde	**0,30**	**1,6**	**15**	**30**	**100**	**0,70**	**12**	**9,0**	*0,025*	**70**	**0,70**	*0,60*	*0,050*
Fritidshusområde	0,20	*3,3*	*5,0*	*20*	*80*	*0,50*	*2,0*	*5,0*	*0,015*	*50*	*0,10*	*0,30*	*0,030*
Koloniområde	**0,15**	5,0	5,0	15	50	0,20	*0,20*	1,0	*0,012*	38	*0,10*	*0*	*0*
Centrumområde	**0,28**	**1,9**	**20**	**22**	**140**	1,0	*5,0*	8,5	*0,050*	**100**	1,50	*0,60*	*0,10*
Industriområde	0,30	1,8	*30*	*45*	*270*	*1,50*	*14*	*16*	*0,070*	100	*2,50*	*1,0*	*0,15*
Parkmark	**0,12**	**1,2**	6,0	15	25	*0,30*	*3,0*	*2,0*	*0,020*	49	*0,20*	*0*	*0*
Atmosfärisk deposition	**0,032**	**1,5**	**3,0**	**5,0**	**30**	**0,11**	**0,17**	**0,40**	*0,010*	**0**	**0**	1,9	*0,010*
Skogsmark	**0,035**	**0,75**	**6,0**	**6,5**	**15**	**0,20**	**0,50**	*0,50*	*0,0050*	**34**	*0,10*	0	*0*
Jordbruksmark	0,22	**5,3**	*9,0*	*14*	*20*	*0,10*	*1,0*	*0,50*	*0,0050*	*100*	*0,15*	*0*	*0*
Gräs- och ängsmark	**0,20**	1,0	6,0	**15**	**30**	0,30	2,0	0,50	*0,0050*	45	*0,20*	*0*	*0*
Våtmark	**0,050**	**0,90**	*6,0*	*7,5*	*13*	*0,15*	*0,15*	*0,50*	*0,0050*	**16**	*0,10*	*0*	*0*
2. Minimumvärden													
Vägar (<500 ÅDT)	**0,14**	**1,2**	**5,0**	**20**	**60**	**0,20**	**1,0**	**1,2**	*0,060*	**40**	**0,17**	**0,20**	0,0070
Parkering	0,070	0,60	11	25	50	0,20	3,0	*1,0*	*0,050*	40	0,50	*0,40*	*0,040*
Villaområde	**0,10**	**1,0**	**2,0**	**12**	**50**	**0,30**	1,0	**2,0**	*0,015*	**20**	**0,10**	0,50	*0,030*
Radhusområde	**0,10**	**1,0**	**6,0**	**12**	**60**	**0,30**	1,0	**5,0**	*0,020*	**20**	**0,15**	*0,50*	*0,030*
Flerfamiljshusområde	**0,20**	**1,0**	**8,0**	**12**	**73**	**0,30**	**5,0**	**5,0**	*0,025*	**40**	**0,20**	0,50	*0,030*
Fritidshusområde	0,13	1,7	*2,0*	*5,0*	*40*	*0,15*	*0,5*	*2,0*	*0,015*	*20*	*0,10*	*0,25*	*0,015*
Koloniområde	**0,030**	1,7	2,0	5,0	10	0,030	*0,10*	0,40	*0,010*	15	*0,00*	*0*	*0*
Centrumområde	**0,20**	**1,2**	**10**	**17**	**60**	0,50	*4,0*	5,0	*0,050*	**42**	0,30	*0,50*	*0,030*
Industriområde	0,28	1,4	20	20	*130*	*0,50*	*3,0*	*5,0*	*0,070*	50	*0,50*	*0,55*	*0,040*
Parkmark	**0,090**	**0,70**	1,0	5,0	10	*0,10*	*0,40*	*0,08*	*0,010*	10	*0*	*0*	*0*
Atmosfärisk deposition	**0,010**	**0,80**	**2,0**	**2,5**	**6,0**	**0,030**	**0,10**	**0,10**	*0,010*	**0**	**0**	0,12	*0,010*
Skogsmark	**0,015**	**0,40**	**1,0**	**4,0**	**10**	**0,10**	**0,10**	*0,030*	*0,0050*	**10**	*0*	0	*0*
Jordbruksmark	0,050	2,3	*1,0*	*5,0*	*10*	*0,10*	*0,10*	*0,030*	*0,0050*	**5**	*0*	*0*	*0*
Gräs- och ängsmark	**0,080**	0,70	1,0	**10**	**15**	0,10	0,10	0,030	*0,0050*	40	*0*	*0*	*0*
Våtmark	**0,013**	**0,40**	*0,50*	*5,0*	*5,0*	*0,050*	*0,10*	*0,015*	*0,0050*	**5,0**	*0*	*0*	*0*
3. Maximumvärden													
Väg (100 000 ÅDT)	**0,31**	**4,5**	**80**	**94**	**575**	**1,0**	**16**	**14**	*0,060*	**206**	**3,4**	**2,0**	0,14
Parkering	0,16	1,5	50	50	230	1,0	20	*7,0*	*0,20*	300	1,1	*2,1*	*0,080*
Villaområde	**0,30**	**2,0**	**50**	**60**	**200**	**1,0**	8,0	**11**	*0,20*	**60**	**0,60**	*0,80*	*0,20*
Radhusområde	**0,40**	**2,2**	**55**	**80**	**200**	**1,2**	10	**20**	*0,30*	**60**	**0,80**	*0,80*	*0,20*
Flerfamiljshusområde	**0,40**	**2,2**	**75**	**315**	**350**	**1,5**	**20**	**20**	*0,40*	**150**	**1,0**	0,80	*0,20*
Fritidshusområde	4,0	12	*50*	*60*	*150*	*1,0*	*6,0*	*15*	*0,20*	*60*	*0,20*	*0,40*	*0,10*
Koloniområde	**0,40**	10	50	30	100	0,20	*1,2*	3,0	*0,10*	80	*0,15*	*0*	*0*
Centrumområde	**0,70**	**2,5**	**230**	**60**	**400**	2,0	*20*	20	*0,40*	840	2,0	*0,80*	*0,20*
Industriområde	0,60	*2,7*	*300*	*130*	*600*	*3,0*	*20*	*30*	*0,50*	400	*4,0*	*3,0*	*0,30*
Parkmark	**0,31**	**10**	50	50	40	*0,80*	*6,0*	*5,0*	*0,20*	150	*1,3*	*0*	*0*
Atmosfärisk deposition	**0,16**	**4,5**	**40**	**60**	**50**	**0,30**	**0,30**	**0,90**	*0,010*	**0**	**0**	6,8	*0,011*
Skogsmark	**0,090**	**3,0**	**40**	**20**	**60**	**0,90**	**10**	*6,0*	*0,10*	**70**	*0*	0	*0*
Jordbruksmark	0,40	17	60	20	40	0,80	10	10	*0,10*	**240**	*0*	*0*	*0*
Gräs- och ängsmark	**0,70**	10	40	**30**	**40**	0,80	10	5,0	*0,10*	340	*1,3*	*0*	*0*
Våtmark	**0,20**	**1,8**	*20*	*15*	*20*	*0,40*	*5,0*	*2,5*	*0,050*	**20**	*0*	*0*	*0*

Fet stil: säkrast data. Normal stil: mellansäker data. *Kursiv stil*: mest osäker data.

4 Metod

4.1 Allmänt om provtagning av dagvatten

Vid tidigare undersökningar av föroreningar i dagvatten har oftast grundläggande vattenkvalitetsparametrar såsom näringsämnen och vissa tungmetaller analyserats. I denna studie har utgångspunkten varit att granska ett större antal grundämnen, bland annat metallers totalhalter och deras lösta fraktioner, organiskt material samt ämnen och ämnesgrupper ur Vattendirektivets lista över prioriterade ämnen.

I denna studie togs dagvattenproverna flödesproportionellt i båda dammarnas inlopp och utlopp. Flödesproportionell provtagning innebär att prover tas i förhållande till ett flöde, vilket ger en möjlighet att fånga föroreningar från ett helt regnförlopp. Desto mer det regnar och flödar, desto fler prover tas med tätare tidsintervall. Flödesmätaren skickar en signal till provtagaren när en viss vald volym vatten passerat så att ett vattenprov tas ut och samlas i ett provkärl. Prov tas därmed på ett sådant sätt att det samlade provets volym är proportionell mot vattenflödet under respektive provtagningsperiod. De (enskilda) provmängderna blandas till ett så kallat samlingsprov som sedan analyseras. Flödesproportionell provtagning medför goda förutsättningar för att beräkna föroreningsbelastning för uppmätt period.

För att göra en bedömning av risk för miljöpåverkan behöver mängd förorening som kommer med dagvattnet sättas i relation till påverkad vattenvolym. Därför är det viktigt att stickprover undviks vid all provtagning av dagvatten. Stickprover ger momentana värden som inte överensstämmer med föroreningsbelastningen under en period. Ofta underskattas halterna vid stickprovtagning jämfört med årsmedelhalt eller medelvärdeskoncentrationer per regntillfälle, (”event mean concentration”, EMC). Dessutom förekommer för vissa ämnen en så kallad första smutspuls (”first flush”), medan andra ämnen får sin föroreningstopp senare eller i samband med flödestoppen. Detta förklaras av att en del lättlösliga ämnen frisläpps tidigt och andra senare till dagvattnet under ett regntillfälle (Pitt et al, 2004). Detta medför sammantaget att en helt felaktig bild av föroreningssituationen erhålls vid stickprovtagning.

4.2 Praktiskt genomförande samt kompletterande mätning

Från respektive samlingsprov, som blev mellan 10–20 liter, togs ett vattenprov på 7 liter ut varannan eller var fjärde vecka och skickades för analys till laboratorium. Metoder som främst används vid analys av miljöstörande ämnen i vatten är GC-MS (gaskromatografi-masspektrometri) och GC-ECD (gaskromatografi electron capture detector) och detektionsgränser varierar mellan olika ämnen. Dessa redovisas i resultattabellerna. Vid inloppen till de två i studien ingående dag-

vattenanläggningarna placerades containrar i vilka provtagningsutrustning placerades.

Provtagare av modellen ISCO 6712 FR, som är utrustad med ett klimatskåp för kylning av proverna, installerades vid samtliga stationer och olika typer av flödesmätare användes. Vid Ladbrodammens inlopp styrdes provtagaren med hjälp av en så kallad velocity/hight mätare (v/h-mätare) som monterades i botten på inloppsledningen. En v/h-mätare registrerar vattnets flödeshastighet och nivå. Vid utloppet användes ekolod som mätte vattennivån innan överfall i v-formad skibord. In till Tibbledammen mättes även här flödet med en v/h-mätare och i utloppet registrerades nivån över rektangulärt skibord, se Figur 4-1.

Värden från uppmätta flöden registrerades med 10-minutersintervall och lagrades i en logger som laddades ur allt eftersom. Därefter bearbetades rådata i programmet Flowlink version 4.16 som är en mjukvara och används för insamling, analys och rapportering av vattendata. Sedan konverterades data till Excelformat. Projektet NOS-dagvatten tillhandahöll Sweco flödesdata i form av totala vattenvolymer (m^3) som passerat respektive provpunkt per period.

Den flödesproportionella dagvattenprovtagningen kompletterades med okorrigerade regndata från en av Upplands Bro kommuns ordinarie nederbördsmätare som var placerad i närheten av Tibbledammen i Kungsängen. Syftet med den här typen av kompletterande mätning är att få bättre underlagsdata, som ger möjlighet att beräkna dagvattenflöden vilka i sin tur kan jämföras med uppmätta flöden. Nederbördsdata kan även användas då flöden loggats felaktigt exempelvis i form av minusvärden. Nederbördsmätningar genomfördes under hela provtagningsperioden.

Figur 4-1

Provtagare av modellen ISCO 6712 FR och Tibbledammens utlopp som utgörs av ett rektangulärt skibord (under bron).

4.3 Beräkningar

Dagvatten från Ladbrodammen och Tibbledammen har provtagits med avseende på en rad olika tungmetaller och grundämnen, för dessa har såväl total som löst fraktion analyserats. Vidare har halten organiskt material, kväveföreningar och Vattendirektivets prioriterade ämnen och ämnesgrupper analyserats.

Mätning av vattenflöden och koncentrationer utfördes i syfte att kunna beräkna årsmedelhalterna för respektive ämne samt för bedömningen av hur stor andel av metallerna som utgjordes av löst fraktion. Dessa årsmedelhalter låg sedan till grund för en jämförelse med Vattendirektivets miljökvalitetsnormer for ytvatten samt för en jämförelse med Dagvattennätverket i Stockholms län föreslagna riktvärden för dagvatten.

De flödesviktade halterna användes även för bedömning av dammarnas reningseffekt på årsbasis. I syfte att studera årstidsvariationen beräknades reduktionen över sommar- (maj–okt) respektive vinterperioden (nov–april). Den totala reningseffekten under året har beräknats för samtliga metaller, totalt och löst. Likaså gäller för de övriga ämnena CODCr, DOC, TOC, Cl^-, NH_4^+, NO_3^- och SS.

När det gäller de prioriterade ämnena så har reningseffekterna beräknats för de ämnen som detekterades minst fem gånger, detta för att förekomsten ska ses som säker. I de fall då halterna i både inlopp och utlopp låg under detektionsgräns har värdena exkluderats reningsberäkningarna. Där ett ämne detekterats i en av provpunkterna har värdet som ligger under detektionsgräns satts till halva detektionsgränsen. Dessa fall är dock särskilt noterade i resultatkapitlet.

4.4 Modellering av föroreningshalter och reningseffekter

En översiktlig studie av de båda dammarnas avrinningsområden har utförts. Markanvändningar har tagits fram i syfte att kunna bedöma den förväntade föroreningskoncentrationen. Beräkningarna har utförts utifrån schablonvärden med hjälp av dagvatten- och recipientmodellen StormTac, version 2009-12. Schablonvärdena avser avrinningskoefficienter och halter som är specifika för olika markanvändning. Schablonhalterna beskrivs i kapitel 3. Modellen beräknar flöden utifrån korrigerad nederbörd, avrinningskoefficienter och areor per markanvändning. Föroreningsbelastning beräknas utifrån beräknat flöde och schablonhalter. Se även www.stormtac.com för mer detaljerad beskrivning och ekvationer. Med hjälp av samma modell har även en beräkning av reningseffekten för Ladbrodammen och Tibbledammen utförts. Dessa beräknade koncentrationer och reningseffekter har sedan jämförts med de verkliga uppmätta halterna och den verkliga reduktionen.

5 Dagvattenanläggningar som ingick i studien

5.1 Ladbrodammen

Dagvattenanläggningen ligger i norra delen av Upplands Väsbys centralort, mellan Ladbrovägen och Väsbyån väster om Ladbron och järnvägen. Ladbrodammen har sitt utlopp i Väsbyån som i sin tur mynnar i Oxundasjön och vidare i Mälaren i Rosersbergviken. Anläggningen beskrivs i detalj i redovisningen av NOS-projektet i kommande SVU-rapport, hösten 2010.

Anläggningen som varit i drift sedan 2003 är uppdelad i tre sektioner, en fördamm och huvuddamm som är åtskilda av en makadambarriär samt en våtmarksyta, se Figur 5-1. Runt en stor del av fördammen finns en grund våtmarkszon med vattendjupet 20 cm. I huvuddammen finns en djupare våtmarkszon med vattendjupet 80 cm som angränsar till den grundare våtmarksytan. Den grundare och större våtmarksytan har vattendjupet 20 cm. På våtmarksytan och i för- och huvuddammens grundare våtmarkszoner har sammanlagt 16 000 växter av 35 olika arter planterats i syfte att gynna biologisk diversitet och vattenrening. Här är mikrobiell nedbrytning och växternas upptag de viktigaste processerna i syfte att förbättra vattenkvaliteten.

Figur 5-1 Ladbrodammen. Ovan till vänster; huvuddamm med dess grundzon och flytbladsvegetation. Nedan till vänster; Inlopp, pumphus och fördamm. Till höger; flygbild över dammen.

Inloppsledningen till fördammen kommer från en pumpstation som befinner sig i den södra delen av anläggningen. Fördammens viktigaste funktion är att bromsa upp vattenflödet vilket möjliggör för partikelbundna föroreningar att sedimentera. Under torrväder och mindre regntillfällen pumpas allt vatten till Ladbrodammen, men under större nederbördstillfällen då flödet överstiger 160 l/s bräddar en del av dagvattnet ut i Väsbyån. Bräddning förbi Ladbrodammen sker då flödet överstiger pumpkapaciteten vilket motsvarar ca 25–35 % av total tillrinning under året från hela tillrinningsområdet (enligt uppdaterad beräkning med StormTac, 2009-12).

Vattnet strömmar vidare från fördammen dels till huvuddammen genom/över (beroende på vattenstånd) en makadamvall och dels till våtmarksytan. Från våtmarksytan strömmar vattnet genom en makadambarriär till huvuddammen. Vallens syfte är att mekaniskt rena och lufta vattnet vilket gynnar biologisk aktivitet och därmed nedbrytning av föroreningar. I den nordvästra delen av dammanläggningen ligger utloppet i form av ett överfall (skibord). Från detta skibord transporteras vattnet via ett kort dike vidare till Väsbyån. Dammen har inte något konstruerat tätskikt och jorden under utgörs av lera.

Vattnets uppehållstid i anläggningen varierar beroende på nederbörd. Vid årsmedelflödet som är beräknat till 12,5 l/s blir den teoretiska uppehållstiden 3 dygn medan tiden vid medelregn blir 8 timmar och vid maxflöde 6 timmar. Inga spårämnesförsök och ingen hydraulisk modellering har utförts med avseende på denna uppehållstid. Sådana undersökningar görs sällan, men har förekommit i samband med forskning, t.ex. av Lilla och Stora Järnbrottsdammarna i Göteborg och Krubban i Örebro. Efter en period av uppehåll i dagvattendammen rinner det renade vattnet slutligen ut i Väsbyån. Vid Ladbrodammen sker flödesmätning genom insamling av pumpdriftdata vid anläggningens inlopp där dagvatten pumpas till fördammen. Tabell 5-1 redovisar Ladbrodammens dimensioner, där samma notationer använts som i referensen Larm, 2000. A_{red} i tabellen är tillrinningsområdets reducerade area (area x avrinningskoefficient), avrinningsvolym, V_r, är den vattenvolym som ett medelregn ger och reglervolym är en utjämningsvolym som används för utjämning av flödet och som är differensen mellan maxvolym och permanent volym.

A_{red} är tillrinningsområdets reducerade area (area x avrinningskoefficient),

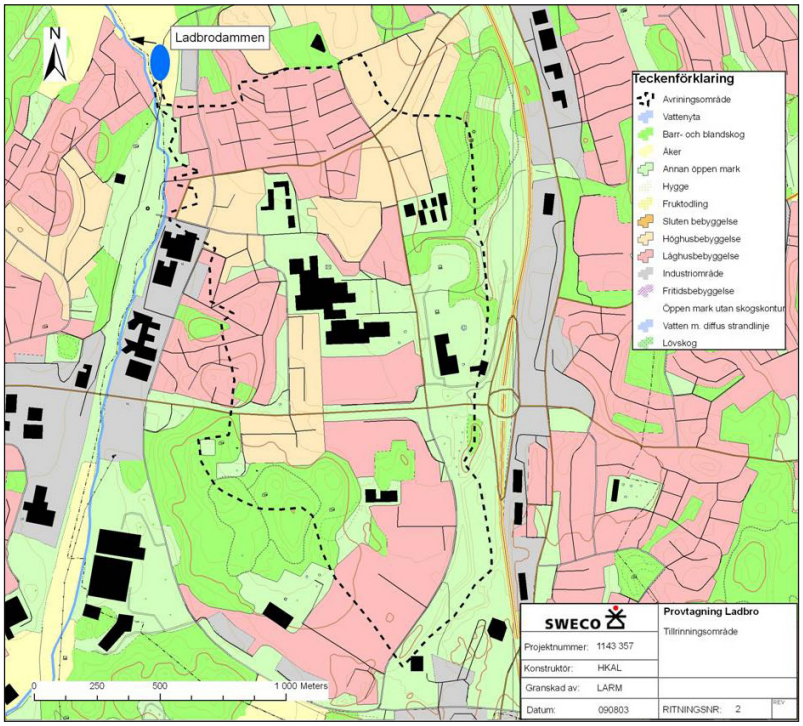
Avrinningsvolym, V_r är den vattenvolym som ett medelregn ger och reglervolym är en utjämningsvolym som används för utjämning av flödet och som är differensen mellan maxvolym och permanent volym.

Tabell 5-1 Ladbrodammens dimensioner.

Dammdimensioner	
Permanent vattenyta, A_p	5 200 m²
A_p/A_{red}	83
Permanent volym, V_p	3 700 m³
Avrinningsvolym, medelregn, V_r	3 700 m³
V_p/V_r	1,0
Reglervolym	500 m³
Maximal dammvolym	4 200 m³
Medeldjup för- och huvuddamm	1,30 m
Anläggningens längd	155 m
Anläggningens medelbredd	35 m
Total area	**5 500 m²**

5.1.1 Ladbrodammens tillrinningsområde

Avrinningsområdets totala area är 201 ha och dess utbredning redovisas i Figur 5-2. Området består till största delen av Upplands Väsby centralort, som motsvarar 70 % av avrinningsområdets totala yta. Genomsnittlig avrinningskoefficient för hela avrinningsområdet är uppskattad till 0,31. Anläggningen beskrivs i detalj i redovisningen av NOS-projektet i kommande SVU-rapport, hösten 2010.



Figur 5-2 Ladbrodammens tillrinningsområde.

Arean per markanvändning i dammens tillrinningsområde har överslagsmässigt uppskattats till följande, se Tabell 5-2.

Tabell 5-2 Area (ha) per markanvändning i tillrinningsområdet till Ladbrodammen.

Markanvändning	Avr koeff	Area (ha)
Parkering	0,85	2,0
Villaområde	0,29	25
Radhusområde	0,36	31
Flerfamiljshusområde	0,46	60
Centrumområde	0,70	10
Industriområde	0,60	3,0
Parkmark	0,18	10
Skogsmark	0,070	25
Jordbruksmark	0,11	5,0
Ängsmark	0,075	30
Total area	**0,31**	**201**

5.1.2 Förväntat föroreningsinnehåll

Tabell 5-3 redovisar beräknade föroreningshalter in till respektive ut från dammanläggningen. StormTac version 2009-12 har använts. För att beräkna utloppshalterna så har volymsambandet V_p/V_r använts (ta-

bellerade i ovanstående avsnitt; V_p är dammens permanenta vattenvolym och V_r är medelregnets avrinningsvolym), samt parametrarna inloppshalt, utloppshalt, form (längd/bredd) och andel växtyta. Dessa beräknade värden jämförs senare i rapporten med uppmätta värden.

Tabell 5-3 Beräknade halter i in- och utlopp till Ladbrodammen. StormTac v. 2009-12.

Ämne	Enhet	Inlopp	Utlopp
P	mg/l	0,20	0,069
N	mg/l	1,4	1,1
Pb	µg/l	11	3,2
Cu	µg/l	20	10
Zn	µg/l	73	27
Cd	µg/l	0,50	0,22
Cr	µg/l	6,1	1,4
Ni	µg/l	6,0	2,9
Hg	µg/l	0,077	0,050
SS	mg/l	49	11
Olja	mg/l	0,54	0,40
PAH	µg/l	0,43	0,13
BaP	µg/l	0,041	0,012

5.2 Tibbledammen

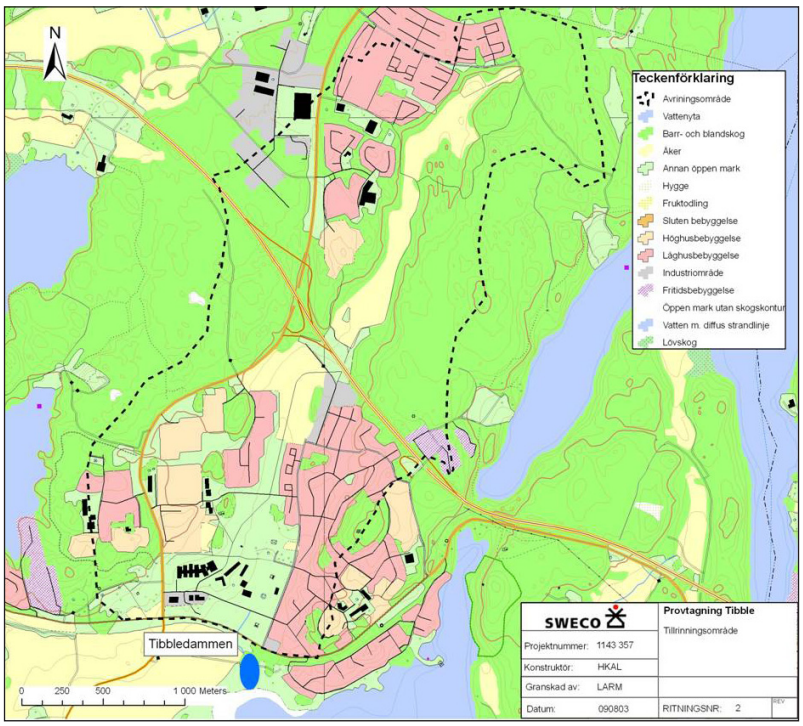
Tibbledammen är belägen i Kungsängen i Upplands Bro kommun. Dammen ligger under en järnväg som är förlagd på en pålad matta och delar dammen i två delar med fritt flöde. Dammen har fram till 1969 varit en biodamm, där Kungsängens avloppsvatten renades. Den ombildades för ca 35 år sedan till en dagvattendamm och hittills utförda analyser har inte påvisat förhöjda halter av näringsämnen som kan ha ursprung från tidigare verksamhet. Den har sedan anläggningsåret varken muddrats eller grävts ur. Idag finns här en tät flora med gott om flytbladsvegetation.

Dagvatten leds in till dammen via ett inloppsdike i nordväst. När vattnet passerat dammen rinner det ut över ett 26 meter brett dämme i den södra delen. Vattnet får sedan passera en översilningsyta innan det samlas upp i ett dike för vidare transport till Tibbleviken. Vid ett årsmedelvattenflöde på ca 40 l/s blir den teoretiska uppehållstiden i dammen cirka 3 dygn. Ett problem är att dammen är för liten för att kunna ge önskvärd uppehållstid och reningseffekt vid större nederbördstillfällen, men den har ändå visats fungera relativt bra tack vare ett nytt utloppsskibord och uppkomsten av flytbladsvegetation i dammen.

5.2.1 Tibbledammens tillrinningsområde

Dammen tar emot dagvatten från ett 649 ha stort avrinningsområde, se Figur 5-3. Den genomsnittliga avrinningskoefficienten för området är beräknad till 0,17.

Arean per markanvändning i dammens tillrinningsområde har överslagsmässigt uppskattats till följande, se Tabell 5-4.



Figur 5-3 Tibbledammens tillrinningsområde.

Tabell 5-4 Area (ha) per markanvändning i tillrinningsområdet till Tibbledammen.

Markanvändning	Avr koeff	Area (ha)
Väg E18, 31 000 fordon/dygn	0,85	9,0
Parkering	0,85	3,4
Villaområde	0,25	88
Radhusområde	0,32	65
Flerfamiljshusområde	0,45	63
Industriområde	0,60	9,6
Skogsmark	0,050	233
Ängsmark	0,075	178
Total	**0,17**	**649**

Tabell 5-5 redovisar Tibbledammens dimensioner, där samma notationer använts som referensen Larm (2000). A_{red} i tabellen är tillrinningsområdets reducerade area (area x avrinningskoefficient), avrinningsvolym, V_r, är den vattenvolym som ett medelregn ger och reglervolym är en utjämningsvolym som används för utjämning av flödet och som är differensen mellan maxvolym och permanent volym.

Tabell 5-5 Tibbledammens dimensioner.

Dammdimensioner	
Permanent area, A_p	5 670 m^2
A_p/A_{red}	51
Permanent volym, V_p	8 700 m^3
Avrinningsvolym, medelregn, V_r	8 050 m^3
V_p/V_r	1,1
Reglervolym	1 570 m^3
Maximal dammvolym	10 270 m^3
Medeldjup permanent	1,50 m
Maxdjup permanent	1,7 m

Figur 5-4 Tibbledammen. Ovan till vänster; Inloppsdike som mynnar i dammen. Nedan till vänster; Utloppsdämme med träspång. Till höger; flygbild över dammen som rinner fritt under järnvägen.

5.2.2 Förväntat föroreningsinnehåll

Tabell 5-6 redovisar beräknade föroreningshalter in till respektive ut från dammanläggningen. StormTac version 2009-12 har använts.

StormTac och liknande modeller beräknar halter och mängder av föroreningar till dammen utifrån schablonhalter, såsom beskrivits i kapitel 3. Ingen reduktion har medräknats för exempelvis vägdagvattnet från E18 genom avsättning i diken på väg till dammen, men en blandning med annat dagvatten och en utspädning med basflöde (inläckande grundvatten) i diken är inkluderad. I denna typ av modell är det normalt att anta att på årlig basis så sker ingen avskiljning i transportsystem, såsom i diken och ledningar, då det antas att höga flöden medför att tidigare ackumulerade föroreningar frigörs och transporteras vidare. Det är möjligt att medräkna en rening genom antaganden av reningseffekt, men det saknas data för att beräkna årlig reningseffekt i diken som beror på dikeslängd, jordart, längslutning, sluttlutning, vegetation, dimensioner på trummor m.m. En viss reduktion är dock inbakad i modellen eftersom en schablonhalt från exempelvis ett villaområde baseras på flödesproportionell provtagning nedströms området och därmed inkluderar effekten av diken och ledningar i området. Reningseffekter av diken med olika utformning kommer att utredas vidare i andra projekt genom fortsatt litteratursökning och flödesproportionell provtagning i vägdiken. Vägverket och Sweco utför till exempel sådana provtagningar och utredningar under 2010. I övrigt kan andra

typer av reningsanläggningar uppströms medräknas, av typen dammar och dylika anläggningstyper där man har bättre data.

För att beräkna utloppshalterna så har volymsambandet V_p/V_r använts (tabellerade i ovanstående avsnitt; V_p är dammens permanenta vattenvolym och V_r är medelregnets avrinningsvolym), samt parametrarna inloppshalt, utloppshalt, form (längd:bredd) och andel växtyta.

Tabell 5-6 Beräknade halter i in- och utlopp till Tibbledammen. StormTac v. 2009-12.

Ämne	Enhet	Inlopp	Utlopp
P	mg/l	0,15	0,055
N	mg/l	1,2	0,95
Pb	µg/l	8,0	2,7
Cu	µg/l	16	8,6
Zn	µg/l	54	23
Cd	µg/l	0,33	0,15
Cr	µg/l	3,8	1,3
Ni	µg/l	4,1	2,1
Hg	µg/l	0,059	0,050
SS	mg/l	34	10
olja	mg/l	0,35	0,35
PAH	µg/l	0,32	0,10
BaP	µg/l	0,028	0,0087

6 Resultat

6.1 Flödes- och nederbördsdata

I detta kapitel redovisas de flödesdata som använts för beräkning av årsmedelhalter och reningseffekter i de två dammarna.

Vid Ladbrodammen har det vid flera tillfällen uppstått problem med loggning av data till följd av tekniska haverier då loggade data har raderats. Det har även hänt att flödesmätningen periodvis inte fungerat på grund av läckage från dammen som skett genom gamla täckdiken. Ett underdimensionerat skibord vid utloppet är en annan orsak som lett till att vatten har runnit över dammens vallar under perioder med höga flöden.

Efter genomförandet av en fördjupad analys av loggade nivåvärden i Tibbledammen observerades också att fel uppstått. På grund av de felaktigt loggade flödena i Ladbrodammens inlopp och Tibbledammens utlopp eller utebliven data har flödesuppgifter från respektive damms motsatta provpunkt (inlopp eller utlopp) använts för beräkning av flödesviktade medelhalter. Detta bygger på antagandet att samma flöde kommer in som ut ur dammen, eller att det som rinner in eller läcker ut ur dammen har samma kvalitet som det uppmätta, vid respektive inlopp och utlopp.

Även om magnituden i flöde har varit felaktiga har proverna tagits proportionellt mot flödet. Detta ansågs vara det mest tillförlitliga sättet efter genomförandet av en fördjupad analys av loggade nivåvärden.

6.1.1 Ladbrodammen

Nedan i Tabell 6-1 redovisas sammanställda flöden (m^3) som passerat Ladbrodammens utlopp per provtagningsperiod.

Tabell 6-1 Dagvattenflöde som passerat Ladbrodammens utlopp.

Blå fält – sommarperiod
Vita fält – vinterperiod

Månad	Från	Till	Flöde (m^3)*
Maj	2008-05-08	2008-05-22	4 800
Maj/Juni	2008-05-23	2008-06-05	400
Juni	2008-06-06	2008-06-19	7 600
Juni/Juli	2008-06-20	2008-07-03	5 800
Juli	2008-07-04	2008-07-17	3 400
Juli	2008-07-18	2008-07-31	600
Augusti	2008-08-01	2008-08-28	30 900
September	2008-08-29	2008-09-10	7 300
September	2008-09-11	2008-09-24	900
Oktober	2008-09-25	2008-10-22	13 300
Okt/nov	2008-10-23	2008-11-06	8 600
November	2008-11-07	2008-11-19	1 100
Nov/dec	2008-11-20	2008-12-16	13 300
dec/jan	2008-12-18	2009-01-21	98 700
Jan/Febr	2009-01-22	2009-02-11	25 700
Feb/Mars	2009-02-12	2009-03-12	20 300
Mars/April	2009-03-13	2009-04-08	13 000
April	2009-04-09	2009-05-06	5 400
Summa			**261 300**

* Utloppsflöde som bearbetats och tillhandahållits från kommunen

6.1.2 Tibbledammen

Nedan i Tabell 6-2 redovisas sammanställda flöden (m^3) som passerat Tibbledammens inlopp per provtagningsperiod.

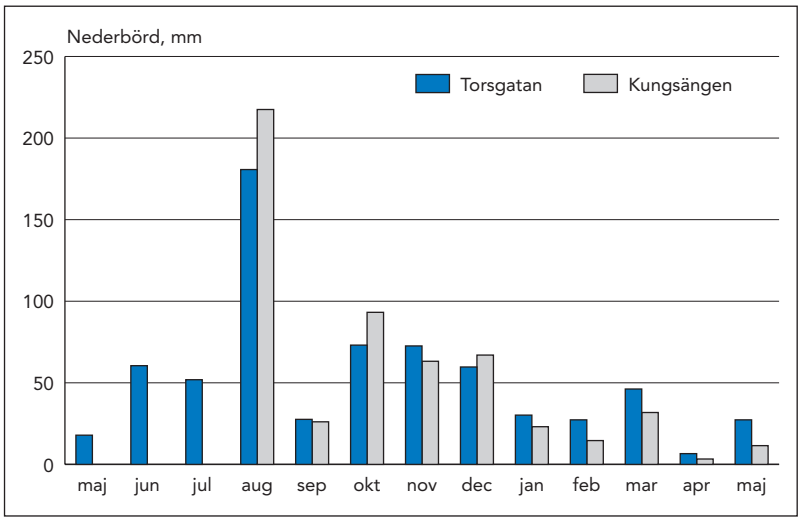
Tabell 6-2 Dagvattenflöde som passerat Tibbledammens inlopp.

Månad	Från	Till	Flöde (m^3)*
Maj	2008-05-08	2008-05-23	41 400
Maj/Juni	2008-05-24	2008-06-05	17 500
Juni	2008-06-06	2008-06-19	20 500
Juni/Juli	2008-06-20	2008-07-03	44 500
Juli	2008-07-04	2008-07-31	148 300
Augusti	2008-08-01	2008-08-28	189 900
Aug/Sept	2008-08-29	2008-09-11	35 900
September	2008-09-12	2008-09-24	61 300
Sept/Okt	2008-09-25	2008-10-22	105 700
Okt/Nov	2008-10-23	2008-11-05	138 900
November	2008-11-06	2008-11-19	185 800
Nov/Dec	2008-11-20	2008-12-16	278 600
Dec/Jan	2008-12-18	2008-01-14	100 900
Jan/Febr	2008-01-15	2009-02-11	91 200
Feb	2009-02-12	2009-02-26	27 200
Feb/mars	2009-02-27	2009-03-11	41 500
Mars/April	2009-03-12	2009-04-08	162 100
April/Maj	2009-04-09	2009-05-06	76 500
Summa			**1 767 800**

* Inloppsflöde som bearbetats och tillhandahållits från kommunen

Blå fält – sommarperiod
Vita fält – vinterperiod

Även nederbördsdata har tillhandahållits av kommunerna. Nedan i Figur 6-1 presenteras den uppmätta nederbörden i Kungsängen (Tibbledammens avrinningsområde) samt den nederbörd som registrerats på Torsgatan i Stockholm. Nederbörden mättes med 0,2 mm vippa. En korrelation mellan de två mätningarna kan observeras. I Upplands Väsby genomfördes ingen separat nederbördsmätning i samband med studien. Avståndet mellan de två lokalerna är ca 9 kilometer.



Figur 6-1 Sammanställd nederbördsdata från Kungsängen, dvs. Tibbledammens avrinningsområde. Här syns en relativt god överensstämmelse med den nederbörd som uppmättes vid mätstationen på Torsgatan i Stockholm under samma period.

6.2 Förekomst av metaller och övriga ämnen

Nederbörden under provtagningsåret har varit varierande med såväl intensiva och långvariga regn som längre perioder med uppehåll. Lågflödena in till dammarna under torrare perioder har medfört två uteblivna provtagningar i både Ladbrodammen och Tibbledammen.

I kommande avsnitt redovisas totala och lösta metaller samt övriga ämnen, i inloppet och utloppet till respektive reningsanläggning. I Kapitel 7 jämförs beräknade och uppmätta halter.

6.2.1 Ladbrodammen

Totala fraktioner

Tabell 6-3 sammanställer uppmätta föroreningshalter i Ladbrodammens in- och utlopp, i form av min- och maxhalter för de enskilda samlingsproverna samt flödesviktade medelhalter. Medelhalterna avser flödsviktade halter som representerar hela mätperioden och som kan betraktas som årsmedelhalter. De senare har jämförts med föreslagna riktvärden, beskrivna i kapitel 3, för utsläpp till recipienten Väsbyån, men det finns inte riktvärden för alla ämnen. Inloppshalterna överskri-

Tabell 6-3 Uppmätta min- och maxhalter i de enskilda samlingsproven samt beräknade årsmedelhalter för Ladbrodammen. Totala fraktioner avses. Jämförelse av medelvärden med föreslagna riktvärden.

			Inlopp			Utlopp			
Ämne	Enhet	Detektions-gräns	Min	Max	Medel	Min	Max	Medel	Riktvärde 1M
Al	µg/l	<2	117	2150	1197	86	1430	397	
As	µg/l	<1	1,1	2,7	2,3	1,0	2,3	2,2	
Ba	µg/l	<0,2	19	71	50	13	54	35	
Ca	mg/l	<0,2	17	71	44	13	87	50	
Cd	µg/l	<0,05	0,068	0,24	0,16	0,089	0,26	0,091	**0,40**
Co	µg/l	<0,05	0,41	3,3	2,2	0,22	2,8	1,1	
Cu	µg/l	<1	13	54	***30***	9	26	14	**18**
Cr	µg/l	<0,5	0,83	42	8,8	0,96	12	7,5	**10**
Fe	mg/l	<0,004	0,35	3,8	2,3	0,41	2,6	0,92	
Hg	µg/l	<0,02	ej detekterad						**0,030**
K	mg/l	<0,5	2,9	6,1	5,0	2,5	7,0	5,1	
Mg	mg/l	<0,09	2,0	9,2	5,3	1,4	11	6,1	
Mn	µg/l	<0,2	25	148	83	16	190	117	
Na	mg/l	<0,12	15	272	140	13	250	95	
S	mg/l	<0,16	4,0	16	10	2,4	17	10	
Ni	µg/l	<0,5	2,1	7,3	4,9	0,82	4,0	2,5	**15**
Pb	µg/l	<0,2	2,7	9,4	6,9	0,70	5,7	2,0	**8,0**
Pt	µg/l	<0,001	0,0036	0,0036	0,0036	0,0022	0,0022	0,0022	
Sb	µg/l	<0,1	1,0	2,9	1,7	0,95	2,2	1,3	
W	µg/l	<0,5	0,71	4,0	1,5	0,56	17	1,6	
Zn	µg/l	<2	81	231	***175***	27	143	66	**75**
CODCr	mg/l	< 5	6,0	51	27	5,0	132	24	
DOC	mg/l	<0,5	3,9	15	8,1	4,1	13	8,8	
TOC	mg/l	<0,5	2,6	16	6,7	2,6	11	7,5	
Klorid	mg/l	<0,5	13	554	260	12	405	159	
NH_4^-	mg/l	< 0,05	0,078	2,8	0,20	0,083	0,61	0,33	
NO_3^+	mg/l	< 2,0	2,2	7,9	5,1	2,7	5,0	3,2	
SS	mg/l	< 5,2	19	100	***53***	4,4	56	15	**40**

Fet kursiv: Halten överskrider Riktvärde nivå 1M. <: Analyserad halt är under detektionsgräns

der riktvärdena för Cu, Zn och SS, vilket indikerat ett reningsbehov. Alla utloppshalter efter Ladbrodammen klarar riktvärdena.

Lösta fraktioner

Med löst fraktion menas att proverna är filtrerade genom ett 0,45 µm filter. Tabell 6-4 redovisar lösta fraktioner av in- och utloppshalterna till Ladbrodammen, samt andelen löst (%). I kapitel 7 jämförs andelen uppmätt löst med motsvarande från andra undersökningar. I vissa fall visade analyserna en högre halt löst än totalt, vilket kan synas märkligt.

Tabell 6-4 Uppmätta in- och utloppshalter i Ladbrodammen. Lösta fraktioner avses.

			Inlopp		Utlopp	
Ämne	Enhet	Detektions-gräns	Medel löst	Andel löst [%]	Medel löst	Andel löst [%]
Al	µg/l	<2	20	2	13	3
As	µg/l	<1	1,7	72	1,3	57
Ba	µg/l	<0,2	34	67	29	82
Ca	mg/l	<0,2	45	101	53	106
Cd	µg/l	<0,05	0,076	48	0,056	61
Co	µg/l	<0,05	0,19	8	0,31	29
Cu	µg/l	<1	10	34	7,4	54
Cr	µg/l	<0,5	5,7	65	6,9	92
Fe	mg/l	<0,004	0,021	1	0,033	4
Hg	µg/l	<0,02	ej detekterad			
K	mg/l	<0,5	4,8	97	5,5	106
Mg	mg/l	<0,09	4,8	91	6,2	102
Mn	µg/l	<0,2	5,3	6,3	50	43
Na	mg/l	<0,12	142	102	100	105
S	mg/l	<0,16	9,2	95	9,5	97
Ni	µg/l	<0,5	3,5	71	1,8	73
Pb	µg/l	<0,2	0,10	1	0,13	6
Pt	µg/l	-	0,0014	39	0,0012	55
Sb	µg/l	<0,1	1,6	93	1,3	97
W	µg/l	<0,5	1,4	94	1,3	80
Zn	µg/l	<2	58	33	36	55

6.2.2 Tibbledammen

Totala halter

Tabell 6-5 sammanställer uppmätta föroreningshalter i Tibbledammens in- och utlopp, i form av min-, max- och medelhalter. Medelhalterna avser flödsviktade halter som representerar hela mätperioden och som kan betraktas som årsmedelhalter. De senare har jämförts med riktvärden för utsläpp till recipienten Mälaren, men det finns inte riktvärden för alla ämnen. Inloppshalterna överskrider riktvärdena för Cu, Pb, Zn och SS, vilket indikerat ett reningsbehov. Alla utloppshalter efter Tibbledammen klarar riktvärdena.

Lösta fraktioner

Med löst fraktion menas här att proverna är filtrerade genom ett 0,45 µm filter. Tabell 6-6 redovisar lösta fraktioner av in- och utloppshalterna till Tibbledammen, samt andelen löst. I vissa fall visade analyserna en högre halt löst än totalt, vilket kan synas märkligt. I kapitel 7 jämförs andelen uppmätt löst med motsvarande från andra undersökning-

Tabell 6-5 Uppmätta min- och maxhalter i de enskilda samlingsproven samt beräknade årsmedelhalter för Tibbledammen. Totala fraktioner avses. Jämförelse av medelvärden med föreslagna riktvärden.

			Inlopp			Utlopp			
Ämne	**Enhet**	**Detektions-gräns**	**Min**	**Max**	**Medel**	**Min**	**Max**	**Medel**	**Riktvärde 1M**
Al	µg/l	<2	660	10 000	1 600	50	910	380	
As	µg/l	<1	<	4,6	1,8	0,5	1,3	0,63	
Ba	µg/l	<0,2	17	96	29	10	25	16	
Ca	mg/l	<0,2	14	48	33	19	53	38	
Cd	µg/l	<0,05	<	0,49	0,16	<	0,11	0,03	**0,4**
Cr	µg/l	<0,05	0,61	11	1,9	0,20	2,1	0,53	**10**
Co	µg/l	<1	4,3	32	9,3	0,52	13	7,0	
Cu	µg/l	<0,5	8,4	66	***20***	5,5	13	9,9	**18**
Fe	mg/l	<0,004	1,2	22	3,4	0,30	2,1	0,84	
Hg*	µg/l	<0,02	<	0,04	0,014	<	0,04	0,013	**0,03**
K	mg/l	<0,5	2,1	6,4	3,1	1,5	6,1	3,3	
Mg	mg/l	<0,09	2,6	8,4	5,6	2,8	9,7	6,1	
Mn	µg/l	<0,2	68	840	200	16	422	79	
Na	mg/l	<0,12	7,0	200	32	13	76	30	
Ni	µg/l	<0,16	3	14	4,6	1,2	4,7	2,9	**15**
Pb	µg/l	<0,5	2,0	28	***8,7***	0,73	3,6	1,8	**8**
S	mg/l	<0,16	2,2	9,3	5,7	3,6	10	6,9	
Sb	µg/l	<0,1	0,28	1,9	0,57	0,22	0,85	0,47	
W	µg/l	<0,5	0,25	8,6	0,78	0,25	2,5	0,75	
Zn	µg/l	<2	29	500	***130***	16	140	55	**75**
CODCr	mg/l	< 5	8,0	120	37	2,5	38	28	
DOC	mg/l	<0,5	3,8	13	9,4	4,6	17	12	
TOC	mg/l	<0,5	4,4	12	8,5	5,5	20	12	
Cl	mg/l	<0,5	10	340	51	18	110	45	
NH_4^-	mg/l	< 0,05	<	0,30	0,12	<	0,30	0,09	
NO_3^+	mg/l	< 2,0	<	4,18	1,7	<	<	1,0	
SS	mg/l	< 5,2	30	270	***81***	<	79	17	**40**

Fet kursiv: Halten överskrider Riktvärde nivå 1M. <: Analyserad halt är under detektionsgräns
* Hg detekterades endast 3 gånger i inlopp samt 1 gång i utlopp

Tabell 6-6 Uppmätta in- och utloppshalter i Tibbledammen. Lösta fraktioner avses.

			Inlopp		Utlopp	
Ämne	**Enhet**	**Detektions-gräns**	**Medel löst**	**Andel löst [%]**	**Medel löst**	**Andel löst [%]**
Al	µg/l	<2	54	3	32	9
As	µg/l	<1	0,50	27	0,64	94
Ba	µg/l	<0,2	10	36	9,9	61
Ca	mg/l	<0,2	31	96	0,03	87
Cd*	µg/l	<0,05	-	-	-	-
Cr	µg/l	<0,05	6,0	65	0,07	80
Co	µg/l	<1	0,09	5	5,1	15
Cu	µg/l	<0,5	5,99	30	5,1	52
Fe	mg/l	<0,004	0,10	3	0,06	8
Hg*	µg/l	<0,02	-	-	-	-
K	mg/l	<0,5	2,78	89	3,1	88
Mg	mg/l	<0,09	5,05	90	5,6	86
Mn	µg/l	<0,2	2,82	1	0,61	1
Na	mg/l	<0,12	32,6	101	29	90
Ni	µg/l	<0,16	2	48	1,7	57
Pb	µg/l	<0,5	0,15	2	0,10	5
S	mg/l	<0,16	6	100	6,5	89
Sb	µg/l	<0,1	0,4	70	0,40	87
W	µg/l	<0,5	0,6	71	0,57	92
Zn	µg/l	<2	17	14	12	24

* Den lösta fraktionen av Cd och Hg detekterades endast vid ett provtagningstillfälle varför dessa värden inte redovisas.

ar. Inga värden för Hg och Cd redovisas då de bägge ämnen endast före kom över detektionsgränsen i en analys. För Hg analyserades 0.031 µg/l in respektive 0,030 µg/l ut, bägge proverna tagna i januari. För Cd var halten då 0,06 µg/l (november) in respektive 0,05 µg/l (dec/jan) ut.

6.3 Förekomst av prioriterade ämnen

Dagvatten från såväl Ladbrodammens som Tibbledammens avrinningsområden innehöll prioriterade ämnen samt PCB-7. Föroreningarna förekom i samtliga analyserade prover. Vilka ämnen som förekom och i vilka halter skiljde sig dock mellan provtagningslokalerna. I detta avsnitt redogörs för de prioriterade ämnena vilka detekterades vid minst ett provtagningstillfälle. I Tabell 6-7 och 6-8 visas hur många gånger ämnena har detekterats i inlopp och utlopp vid respektive lokal. I dessa tabeller visas även laboratoriernas detektionsgränser, min- och maxhalter för de enskilda samlingsproverna samt flödesviktade medelhalter i inlopp och utlopp samt MKN för årsmedelhalter (AA-MKN) och maximalt tillåtna koncentrationer (MAC-MKN) enligt EU (2008). I tabellerna redogörs även för vilka ämnen som ligger över normerna. I det här fallet är det viktigt att komma ihåg att proverna är tagna på dagvatten medan normerna gäller för ytvatten. Dagvatten och miljökvalitetsnormer för ytvatten är egentligen inte direkt jämförbara eftersom avrinnande dagvatten generellt innehåller högre halter än halterna är i ytvattenrecipienten, där en utspädning sker. Högre halter kan därför tillåtas i dagvatten än i ytvatten, se vidare Riktvärdesgruppen, 2009. Jämförelsen mot MKN är gjord på grund av brist på annan referensdata för dagvatten avseende prioriterade ämnen. Eftersom dagvattnets halter generellt är högre jämförs inte bara med AA-MKN utan även med MAC-MKN.

6.3.1 Ladbrodammen

I Ladbrodammens inkommande vatten detekterades 34 av 84 analyserade ämnen och ämnesgrupper, se Tabell 6-7. 24 av dessa detekterades fler än fem gånger. Mest frekvent förekommande var monobutyltenn, nonylfenol (NF), PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153. Dessa ämnen förekom i tio eller fler prover. Diuron, DEHP, och de tre PAH-erna bens(b)fluoranten, indeno(123cd)pyren och benso(ghi) perylen förekom i koncentrationer över AA-MKN (årsmedelvärde) i dammens inlopp. I utloppet låg DEHP, NF, indeno(123cd)pyren och benso(ghi)perylen över AA-MKN. Till de ämnen som överskred MAC-MKN (maximalt tillåten koncentration) i inloppet hör monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT), tributyltenn (TBT) och tetrabutyltenn. De ämnen som överskred denna norm i utloppet var MBT och DBT. I Ladbrodammen detekterades PCB vid samtliga provtillfällen i både in- och utlopp. Huruvida halterna var låga eller inte är svårt att bedöma då referensvärden för dagvatten saknas.

Tabell 6-7 De 34 ämnena som detekterades i Ladbrodammens dagvatten. Antal detektioner i in- och utlopp, laboratoriets detektionsgränser, flödesviktade medelhalter i in- och utlopp vilka jämförs med MKN.

Ämne	Enhet	IN*	UT*	Detektions-gräns	Inlopp	Utlopp	AA-MKN Inlands-ytvatten	MAC-MKN Inlands-ytvatten
BDE 99	µg/l	3	0	<0,0002	0,0002	<		
BDE 47	µg/l	3	0	<0,0002	0,0002	<		
Diuron	µg/l	1	0	<0,01	0,02	<	0,2	1,8
DEHP	µg/l	**8**	**5**	**<1,0**	***2,7***	***4,6***	1,3	x
Acenaften	µg/l	1	1	<0,010	0,021	0,017		
Bens(a)antracen	µg/l	**7**	**2**	**<0,010**	0,028	0,007		
Bens(b)fluoranten	µg/l	**8**	**2**	**<0,010**	***0,086***	0,013	0,03	x
Bens(k)fluoranten	µg/l	**5**	**1**	**<0,010**	0,024	0,007	0,03	x
Bens(a)pyren	µg/l	**7**	**2**	**<0,010**	0,040	0,008	0,05	0,1
Benso(ghi)perylen	µg/l	**8**	**2**	**<0,010**	***0,062***	***0,013***	0,002	x
Dibens(ah)antracen	µg/l	3	0	<0,01	0,03	<		
indeno(123cd)pyren	µg/l	**7**	**2**	**<0,010**	***0,069***	***0,063***	0,002	x
PAH 16	µg/l	**8**	**2**	**<0,08**	0,50	0,14		
PAH cancerogen	µg/l	**8**	**2**	**<0,04**	0,29	0,10		
PAH övriga	µg/l	**8**	**2**	**<0,05**	0,20	0,05		
Fluoranten	µg/l	**7**	**2**	**<0,010**	0,031	0,009	0,1	1
Fenantren	µg/l	2	1	<0,010	0,016	0,007		
Krysen	µg/l	**7**	**2**	**<0,010**	0,037	0,008		
Pyren	µg/l	**8**	**2**	**<0,010**	0,098	0,012		
Monobutyltenn	ng/l	**12**	**7**	**<1,0**	**6,2**	**3,1**	0,2	1,5
Dibutyltenn	ng/l	8	5	<1,0	**5,0**	**1,5**	0,2	1,5
Tributyltenn	ng/l	2	0	<1,0	**2,0**	<	0,2	1,5
Monooktyltenn	ng/l	0	1	<1,0	<	14,0	0,2	1,5
Tetrabutyltenn	ng/l	1	0	<1,0	**4,0**	<	0,2	1,5
4-nonylfenol	ng/l	**14**	**9**	**<10**	296	***372***	300	2000
4-tert-oktylfenol	ng/l	**7**	**4**	**<10**	21	12	x	x
PCB 28	µg/l	**15**	**10**	**<0,0010**	0,0233	0,0020		
PCB 52	µg/l	**17**	**11**	**<0,0010**	0,0318	0,0021		
PCB 101	µg/l	**16**	**5**	**<0,0010**	0,0110	0,0016		
PCB 118	µg/l	**16**	**5**	**<0,0010**	0,0109	0,0017		
PCB 138	µg/l	**9**	**1**	**<0,0010**	0,0022	0,0007		
PCB 153	µg/l	**11**	**1**	**<0,0010**	0,0027	0,0006		
PCB 180	µg/l	**5**	**0**	**<0,0010**	0,0031	<		
Triklormetan	µg/l	**3**	**1**	**<0,10**	0,18	0,23	2,5	x

IN*, UT*: Antal detektioner i in- respektive utlopp. x: Ej tillämpligt. <: Analyserad halt är under detektionsgräns.
Fet kursiv: Koncentration > AA-MKN. **Fet understruken**: Koncentration > MAC-MKN. **Fet stil**: Ämnena har detekterats minst 5 gånger.

6.3.2 Tibbledammen

I Tibbledammens inkommande dagvatten detekterades 29 av 84 analyserade ämnen, se Tabell 6-8. Nio av dessa detekterades fem gånger eller fler. De fyra ämnena DEHP, NF, TBT, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren låg över AA-MKN i Tibbledammens inlopp. DEHP och NF låg även över AA-MKN i utloppet. Till de ämnen som överskred MAC-MKN i inloppet hör beta-endosulfan, MBT och DBT. I utloppet var det MBT, DBT och TBT som överskred MAC-MKN.

Tabell 6-8 De 29 ämnena som detekterades i Tibbledammens dagvatten. Antal detektioner i in- och utlopp, laboratoriets detektionsgränser, flödesviktade medelhalter i in- och utlopp vilka jämförs med MKN.

Ämne	Enhet	IN*	UT*	Detektions-gräns	Inlopp	Utlopp	AA-MKN Inlands-ytvatten	MAC-MKN Inlands-ytvatten
Beta-endosulfan	µg/l	1	0	<0,005	**0,020**	<	0,005	0,01
Naftalen	µg/l	1	1	<0,010	0,010	0,007	2,4	x
Acenaften	µg/l	2	0	<0,010	0,025	<		
Fluoranten	µg/l	3	0	<0,010	0,042	<	0,1	1
Pyren	µg/l	**5**	**0**	**<0,010**	0,025	<		
Bens(a)antracen	µg/l	2	0	<0,010	0,017	<		
Krysen	µg/l	2	0	<0,010	0,013	<		
Bens(b)fluoranten	µg/l	**5**	**0**	**<0,010**	0,022	<	0,03	x
Bens(k)fluoranten	µg/l	1	0	<0,010	0,017	<	0,03	x
Bens(a)pyren	µg/l	2	0	<0,010	0,017	<	0,05	0,1
Benso(ghi)perylen	µg/l	**6**	**0**	**<0,010**	***0,013***	<	0,002	x
Indeno(123cd)pyren	µg/l	3	0	<0,010	***0,0189***	<	0,002	x
PAH 16	µg/l	**8**	**1**	**<0,08**	0,07	0,04		
PAH cancerogena	µg/l	**6**	**0**	**<0,04**	0,04	<		
PAH övriga	µg/l	**8**	**1**	**<0,05**	0,04	0,02		
Triklormetan	µg/l	1	3	<0,10	0,07	0,12	2,5	x
Monobutyltenn	ng/l	**11**	**13**	**<1,0**	**10,4**	**6,2**	0,2	1,5
Dibutyltenn	ng/l	**9**	**7**	**<1,0**	**3,6**	**1,8**	0,2	1,5
Tributyltenn	ng/l	2	4	<1,0	***1,2***	**2,6**	0,2	1,5
DEHP	µg/l	**10**	**12**	**<1,0**	***19,8***	***24,9***	1,3	x
BDE 47	µg/l	1	0	<0,0002	0,0002	<		
BDE 99	µg/l	2	0	<0,0002	0,0003	<		
BDE 209	µg/l	1	0	<0,0050	0,0150	<		
4-nonylfenol	ng/l	4	6	<10	***533***	***573***	300	2000
4-tert-oktylfenol	ng/l	1	0	<10	14	<	x	x
PCB 101	µg/l	1	1	<0,0010	0,0098	0,004		
PCB 118	µg/l	1	1	<0,0010	0,0100	0,005		
PCB 153	µg/l	1	0	<0,0010	0,0014	<		
PCB 180	µg/l	1	0	<0,0010	0,0013	<		

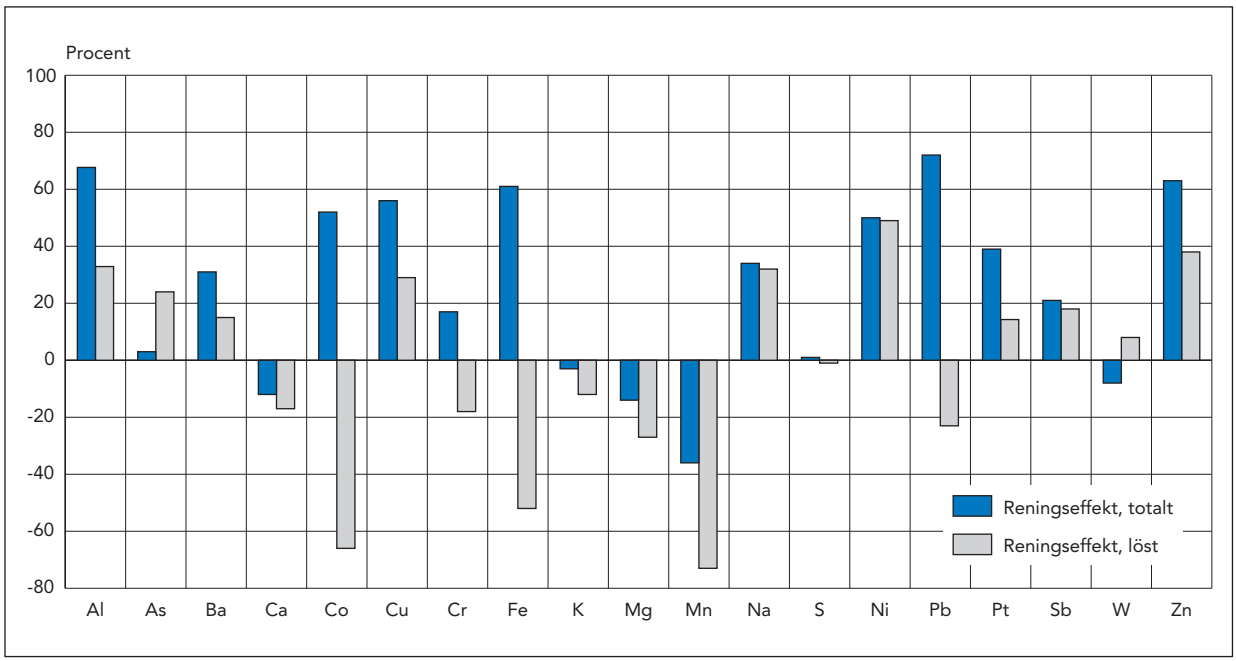
IN*, UT*: Antal detektioner i in- respektive utlopp. x: Ej tillämpligt. <: Analyserad halt är under detektionsgräns.
Fet kursiv: Koncentration > AA-MKN. **Fet understruken**: Koncentration > MAC-MKN. **Fet stil**: Ämnena har detekterats minst 5 gånger.

I både Ladbrodammen och Tibbledammen uppmärksammades en ökning av halten triklormetan, DEHP och nonylfenol i utloppet jämfört med inloppet.

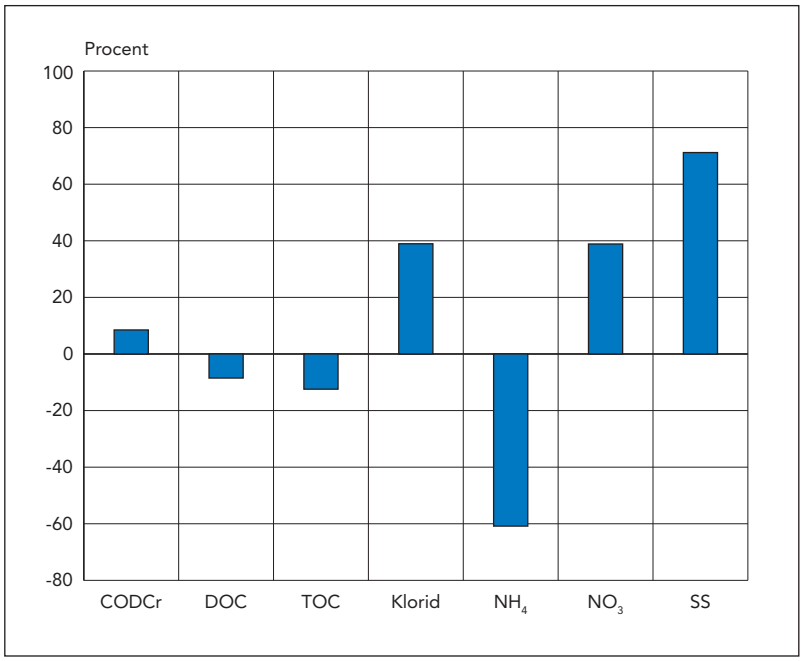
6.4 Reningseffekt av metaller och övriga ämnen

I studien analyserades totalt 20 grundämnen samt 7 övriga ämnen. Reningseffekten för dammarna redovisas i Tabell 6-9 och Figur 6-2 samt 6-3. Här bör noteras att i samband med beräkningar med ämnen vars halter vid utloppet har understigit detektionsgränsen har halva detektionsgränsen använts vid beräkning av reningseffekten. Reningseffekten för dessa har även bara beräknats för de perioder då ämnet har detekterats i inloppet. Halter i inlopp och utlopp avseende metaller är tidigare presenterat i Tabell 6-3 till 6-6.

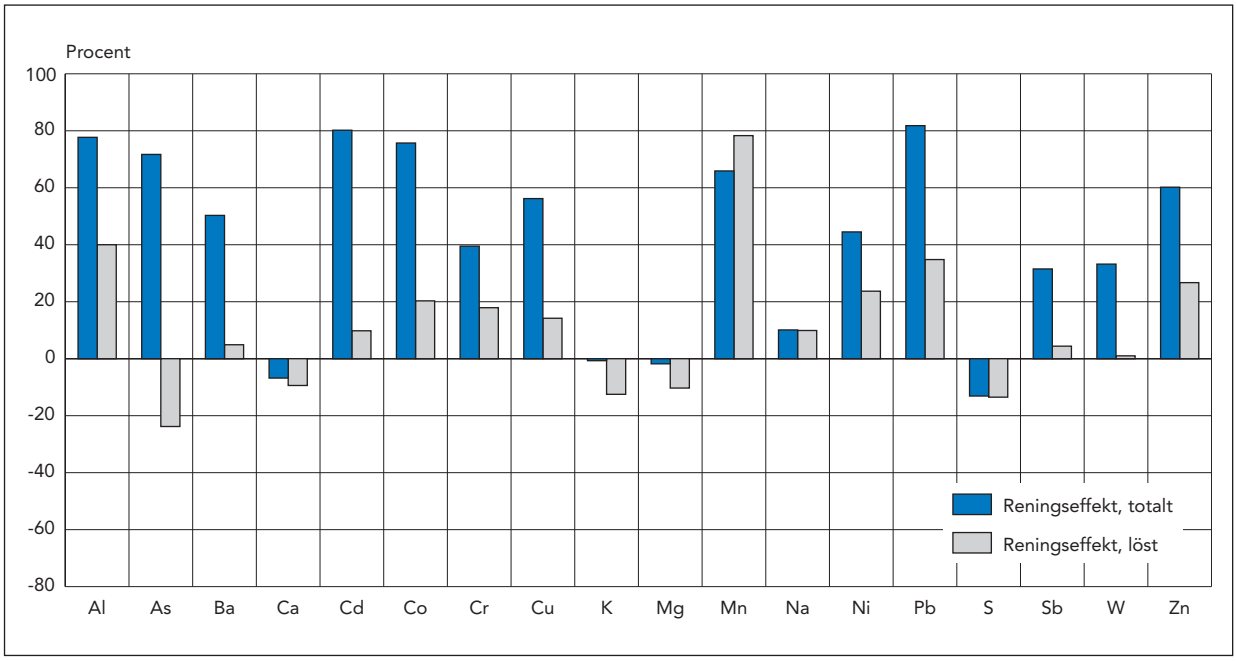
För att åskådliggöra värdena i Tabell 6-9 presenteras resultatet även i diagramform i Figur 6-2 samt 6-3.



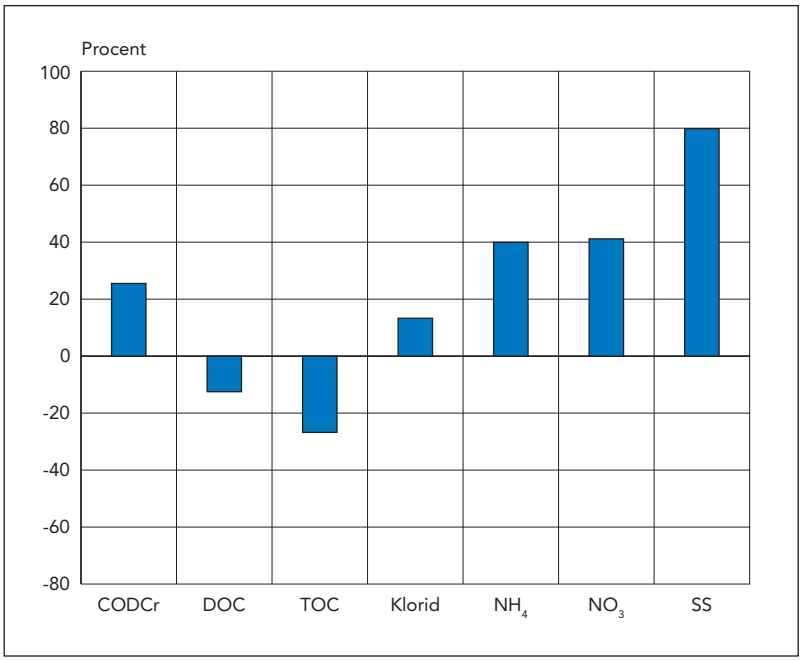
Figur 6-2a Reningseffekter (%) i Ladbrodammen för totala och lösta föroreningar, en stapel per ämne. Hg och Cd exkluderas eftersom ett stort antal värden var mindre än detektionsgränsen i såväl inlopp som utlopp.



Figur 6-2b Reningseffekter (%) i Ladbrodammen



Figur 6-3a Reningseffekter (%) i Tibbledammen för totala och lösta föroreningar, en stapel per ämne. Hg exkluderas eftersom ett stort antal värden var mindre än detektionsgränsen.



Figur 6-3b Reningseffekter (%) i Tibbledammen

Tabell 6-9 Reningseffekten i dammarna för totala och lösta föroreningar, baserat på föroreningsmängden i in- och utlopp, utifrån flödesviktning av uppmätta halter.

För Hg i Tibbledammen var ett stort antal värden mindre än detektionsgränsen.

För Hg och Cd i Ladbrodammen var ett stort antal värden mindre än detektionsgränsen i såväl inlopp som utlopp.

	Tibbledammen		Ladbrodammen	
Ämne	Reningseffekt totalt [%]	Reningseffekt löst [%]	Reningseffekt totalt [%]	Reningseffekt löst [%]
Al	78	40	68	33
As	72	-24	3	24
Ba	50	5	31	15
Ca	-7	-9	-12	-17
Cd	80	10	43	27
Co	76	20	52	-66
Cr	40	18	17	-18
Cu	56	14	56	29
Fe	77	39	61	-52
Hg	28	0,4	-	-
K	-1	-12	-3	-12
Mg	-2	-10	-14	-27
Mn	66	78	-36	-73*
Na	10	10	34	32
Ni	44	24	50	49
Pb	82	35	72	-23
S	-13	-14	1	-1
Sb	32	4	21	18
W	33	1	-8	8
Zn	60	27	63	38
CODCr	25		8	
DOC	-12		-9	
TOC	-27		-12	
Cl^-	13		39	
NH_4^-	40		-61	
NO_3^+	41		39	
SS	80		71	

* Ett extremvärde har exkluderats, inklusive extremvärde bli reningseffekten för den lösta fraktionen -817 %.

6.5 Reningseffekt av prioriterade ämnen

I de fall då ett ämne har detekterats i inloppet men inte i utloppet har utloppsvärdet satts till halva detektionsgränsen för att möjliggöra en beräkning av reningseffekt. Bägge dammarna redovisas inte i samma tabell (som för metallerna) eftersom reningseffekten endast beräknats för de ämnen som detekterats minst 5 gånger. Olika ämnen har förekommit i dammarna.

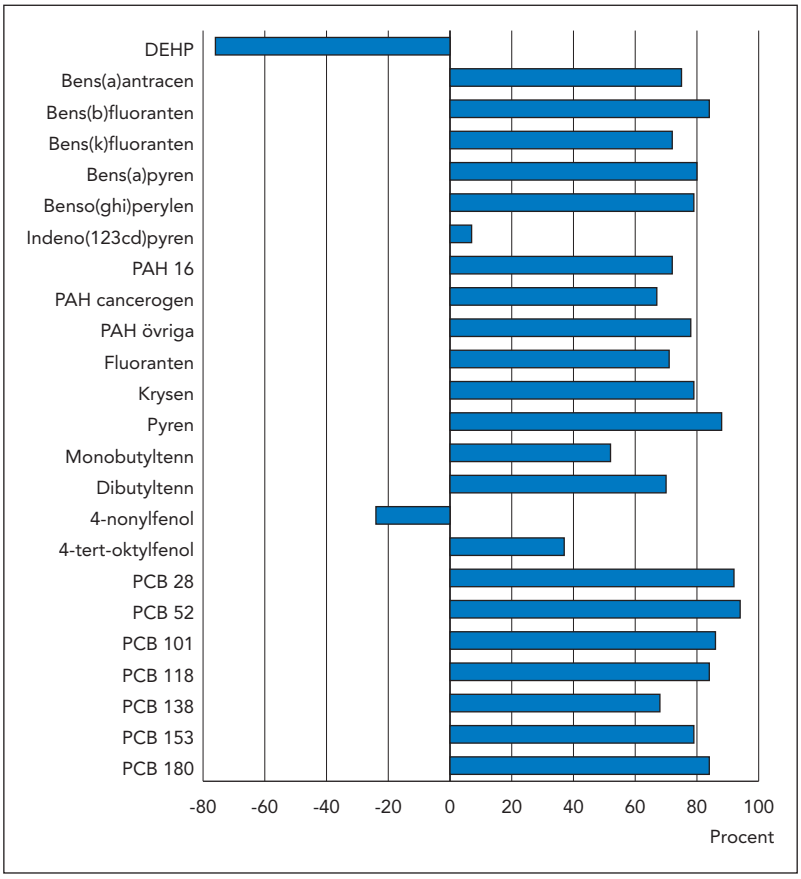
6.5.1 Ladbrodammen

I Ladbrodammen förekom 24 av 34 detekterade ämnen minst fem gånger. Reningseffekten för DEHP och NF är negativ och ligger på -76 respektive -24 %. För övriga ämnen såsom PAH, tenorganiska föreningar och PCB ligger reningseffekten huvudsakligen på mellan 70–90 %, se Tabell 6-10.

I stapeldiagrammet i Figur 6-4 redovisas reningseffekterna för de prioriterade ämnena som i Ladbrodammen detekterades minst fem gånger.

Tabell 6-10 Reningseffekt av prioriterade ämnen i Ladbrodammen, redovisade ämnen har detekterats minst fem gånger i in- eller utlopp.

Ämne	Reningseffekt [%]
DEHP	-76
Bens(a)antracen	75
Bens(b)fluoranten	84
Bens(k)fluoranten	72
Bens(a)pyren	80
Benso(ghi)perylen	79
Indeno(123cd)pyren	7
PAH 16	72
PAH cancerogen	67
PAH övriga	78
Fluoranten	71
Krysen	79
Pyren	88
Monobutyltenn	52
Dibutyltenn	70
4-nonylfenol	-24
4-tert-oktylfenol	37
PCB 28	92
PCB 52	94
PCB 101	86
PCB 118	84
PCB 138	68
PCB 153	79
PCB 180	84



Figur 6-4 Reningseffekt av prioriterade ämnen i Ladbrodammen.

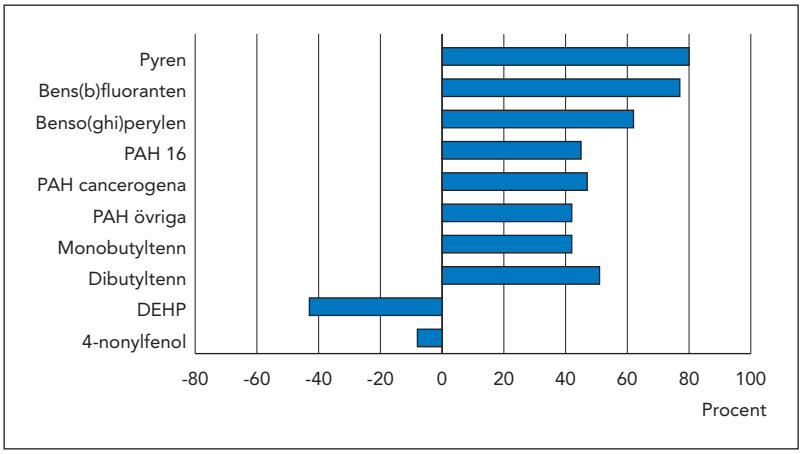
6.5.2 Tibbledammen

I Tibbledammen förekom 9 av 29 detekterade prioriterade ämnen minst fem gånger, se Tabell 6-11. Även här är reningseffekten av DEHP och NF negativ och ligger på -43 respektive -8 %

Tabell 6-11 Reningseffekt av prioriterade ämnen i Tibbledammen, redovisade ämnen har detekterats minst fem gånger i in- eller utloppet (övriga bedöms ge mer osäkra värden).

Ämne	Reningseffekt [%]
Pyren	80
Bens(b)fluoranten	77
Benso(ghi)perylen	62
PAH 16	45
PAH cancerogena	47
PAH övriga	42
Monobutyltenn	42
Dibutyltenn	51
DEHP	-43
4-nonylfenol	-8

I stapeldiagrammet i Figur 6-5 nedan redovisas reningseffekterna för de prioriterade ämnena som i Tibbledammen detekterades minst fem gånger.



Figur 6-5 Reningseffekt av prioriterade ämnen i Tibbledammen.

6.6 Årstidsvariation

I detta kapitel redogörs för skillnaderna i halter och reningseffekter av metaller och övriga ämnen mellan sommar- och vinterperiod. Vid beräkningen av de flödesviktade medelhalterna för respektive årstid har data sammanställts för sommarperioden från 2008-05-08 till 2008-11-06 samt för vinterperioden från 2008-11-07 till 2009-05-06.

6.6.1 Ladbrodammen

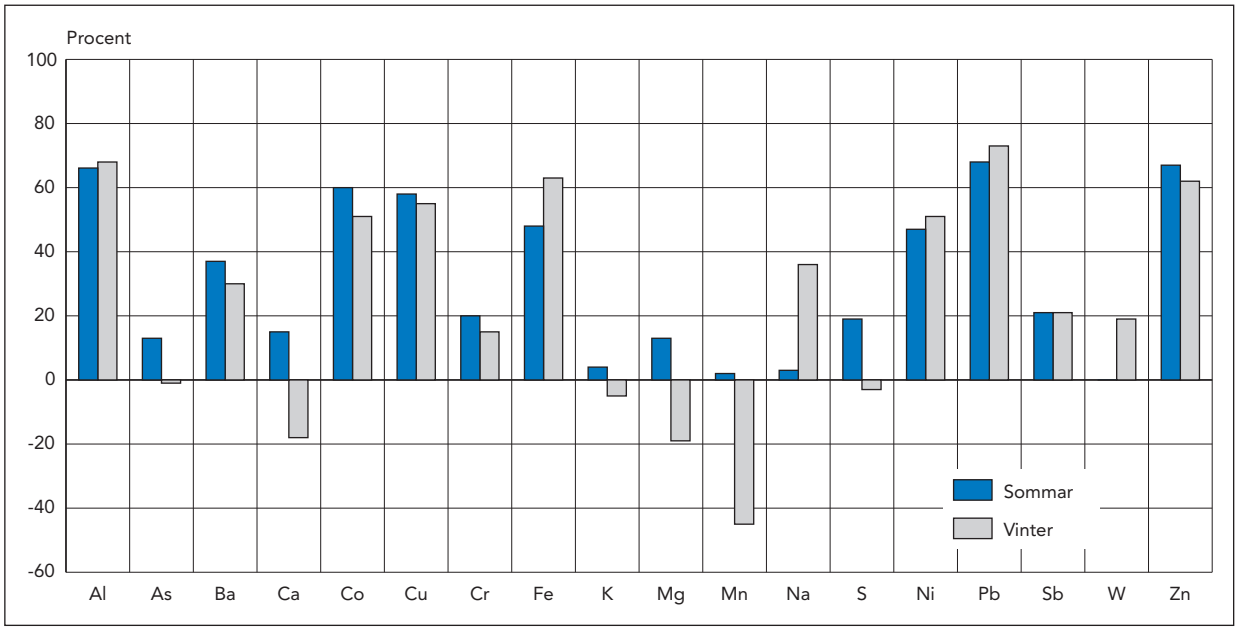
Medelhalterna in till och ut från Ladbrodammen under sommarperiod (maj–oktober) respektive vinterperiod (november–april) redovisas i Ta-

bell 6-12. Inlopps- och utloppshalterna är, tvärtemot Tibbledammen, generellt högre vintertid, med undantag för Cu och Sb.

Tabell 6-12 Flödesviktade medelhalter i Ladbrodammens inkommande och utgående dagvatten under sommarperioden maj till oktober samt under vinterperioden november till april. Cd och Hg har exkluderats p.g.a. osäkerheter.

		Sommar (maj–okt)		Vinter (nov–apr)	
Ämne	**Enhet**	**IN**	**UT**	**IN**	**UT**
Al	µg/l	649	220	1455	485
As	µg/l	2,1	1,8	2,4	2,5
Ba	µg/l	24	15	62	45
Ca	mg/l	23	20	54	65
Co	µg/l	1,0	0,38	2,7	1,4
Cr	µg/l	27	11	32	15
Cu	µg/l	9,3	7,4	8,5	7,5
Fe	mg/l	1,2	0,62	2,8	1,1
K	mg/l	3,1	3,0	5,8	6,2
Mg	mg/l	2,6	2,2	6,5	8,0
Mn	µg/l	50	48	99	151
Na	mg/l	21	20	196	132
Ni	µg/l	4,8	3,8	12	13
Pb	µg/l	3,6	1,9	5,6	2,8
S	mg/l	5,3	1,7	7,6	2,1
Sb	µg/l	2,0	1,6	1,5	1,2
W	µg/l	1,1	1,1	1,5	1,2
Zn	µg/l	118	38	203	80

Årstidsvariationen i reningseffekter presenteras i Figur 6-6. Reningseffekten för As, Ba, Co, Cu, Cr och Zn var högre sommartid. Avskiljningen av växtnäringsämnena Ca, K, Mg och S var också högre under sommarperioden. Al, Fe, Na, Ni, Pb och Sb avskiljdes effektivare under vintern. W hade en negativ reduktion sommartid, i storleksordning-



Figur 6-6 Ladbrodammens reningseffekt på tungmetaller och övriga grundämnen under sommar- respektive vinterperioden.

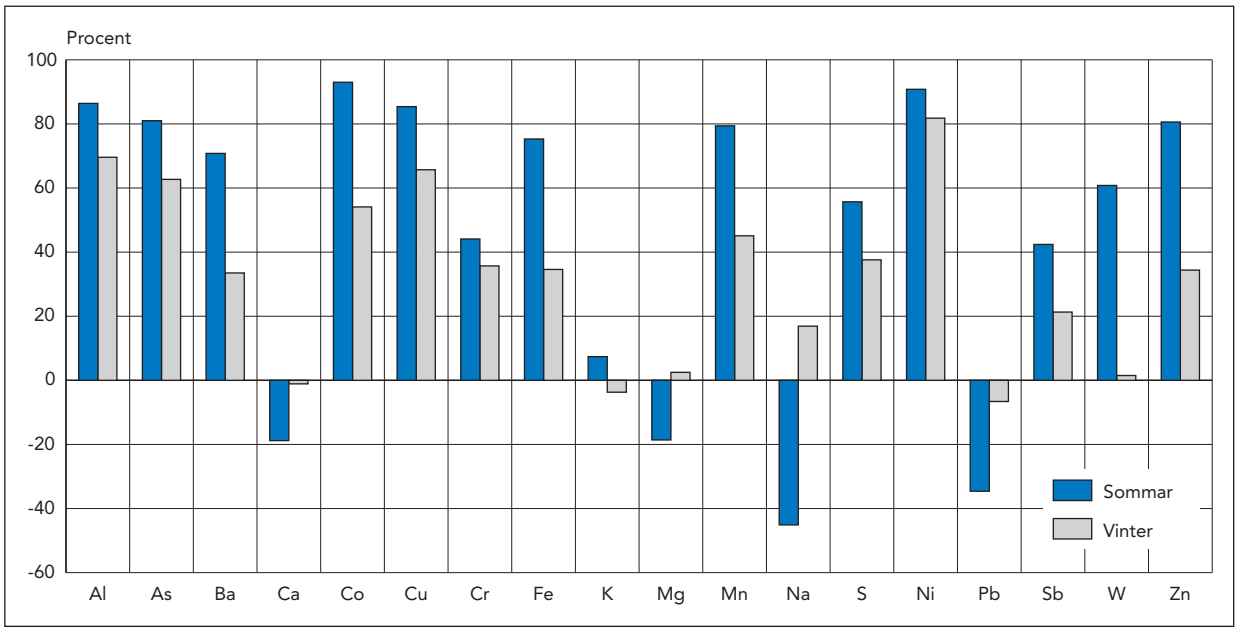
en -70 %. Ett extremvärde i utgående vatten observerades och togs sedan bort från beräkningarna vilket medförde att en reningseffekt på 0 % sommartid erhölls, vilket var mer rimligt då inloppshalten under samma provtagningsperiod låg i samma storleksordning som övriga W-prover under året.

6.6.2 Tibbledammen

Medelhalterna in till och ut från Tibbledammen under sommarperiod (maj-oktober) respektive vinterperiod (november–april) redovisas i Tabell 6-13. Tvärtemot Ladbrodammen är metallhalterna i Tibbledammens inlopp och utlopp högre under sommaren än under vintern. Även reningseffekten av metallerna var högre sommartid, vilket redovisas i Figur 6-7. Till skillnad från metallerna förekom växtnäringsämnena Ca, K, Mg, Na och S i högre halter vintertid i både inlopp och utlopp och generellt var reningseffekten av dessa ämnen negativ under sommaren.

Tabell 6-13 Flödesviktade medelhalter i Tibbledammens inkommande och utgående dagvatten under sommarperioden maj till oktober samt under vinterperioden november till april. Hg har exkluderats p.g.a. osäkerheter.

		Sommar (maj–okt)		Vinter (nov–april)	
Ämne	**Enhet**	**IN**	**UT**	**IN**	**UT**
Al	µg/l	2507	424	1154	351
As	µg/l	3,0	0,88	1,3	0,50
Ba	µg/l	43	18	23	15
Ca	mg/l	25	36	37	38
Cd	µg/l	0,36	0,034	0,076	0,035
Co	µg/l	3,2	0,63	1,4	0,47
Cr	µg/l	14	11	7,3	4,7
Cu	µg/l	35	12	13	8,8
Fe	mg/l	5,6	1,0	2,4	0,77
K	mg/l	2,8	3,2	3,3	3,4
Mg	mg/l	3,8	6,0	6,4	6,2
Mn	µg/l	403	108	114	62,
Na	mg/l	12	23	41	34
Ni	µg/l	5,7	3,7	4,0	2,5
Pb	µg/l	20	2,4	8,7	1,8
S	mg/l	4,4	7,3	6,3	6,7
Sb	µg/l	0,91	0,72	0,42	0,33
W	µg/l	1,4	1,2	0,52	0,51
Zn	µg/l	231	62	79	52



Figur 6-7 Tibbledammens reningseffekt på tungmetaller och övriga grundämnen under sommar- respektive vinterperioden.

7 Jämförelser

7.1 Jämförelse mellan uppmätta och utifrån schabloner beräknade halter och lösta fraktioner.

Metoderna för schablonberäkningarna beskrivs i kapitel 4.4. Tabell 7-1 jämför tidigare redovisade beräknade och uppmätta in- och utloppshalter från respektive anläggning. Jämfört med uppmätta inloppshalter i Ladbrodammen ger schablonberäkningarna ungefär lika (inom 25 %) värden för SS, PAH och BaP, högre halter för Pb, Cd och Ni samt lägre halter för Cu, Zn och Cr. Beräknade inloppshalter i Tibbledammen ger ungefär lika värden för Pb, Cu och Ni. högre halter för Cd, PAH och BaP samt lägre halter för Zn, Cr och SS. Det gemensamma för anläggningarna är högre beräknade halter för Cd och lägre beräknade halter för Zn och Cr.

Tabell 7-1 Beräknade och uppmätta in- och utloppshalter från respektive anläggning.

		Ladbrodammen		Tibbledammen		Ladbrodammen		Tibbledammen	
Ämne	Enhet	Inlopp, beräknat	Inlopp, uppmätt	Inlopp, beräknat	Inlopp, uppmätt	Utlopp, beräknat	Utlopp, uppmätt	Utlopp, beräknat	Utlopp, uppmätt
P	mg/l	0,20	-	0,15	-	0,069	-	0,055	-
N	mg/l	1,4	-	1,2	-	1,1	-	0,95	-
Pb	µg/l	11	6,9	8,0	9	3,2	2,0	2,7	1,8
Cu	µg/l	20	30	16	20	10	14	8,6	10
Zn	µg/l	73	175	54	125	27	66	23	55
Cd	µg/l	0,50	0,16	0,33	0,16	0,22	0,091	0,15	0,035
Cr	µg/l	6,1	8,8	3,8	9,3	1,4	7,5	1,3	7,0
Ni	µg/l	6,0	4,9	4,1	4,6	2,9	2,5	2,1	2,9
Hg	µg/l	0,077	-	0,059	0,014	0,050	-	0,050	0,013
SS	mg/l	49	53	34	80	11	15	10	17
Olja	mg/l	0,54	-	0,35	-	0,40	-	0,35	-
PAH	µg/l	0,43	0,50	0,32	0,070	0,13	0,14	0,10	0,039
BaP	µg/l	0,041	0,040	0,028	0,017	0,012	0,0079	0,0087	<

Avseende utloppshalterna så diskuteras reningseffekterna ovanför Tabell 7-2. Här konstateras endast att generellt för dammarna så ger beräknade reningseffekter att beräknade halter i utloppen är ungefär lika (inom 25 %) uppmätta halter för Pb (Tibbledammen), Ni (Ladbrodammen) och PAH (Ladbrodammen) samt att beräknade halter är högre för Pb och Cd och lägre för Cu, Zn, Cr och SS.

Tabell 7-2 visar en jämförelse med andel lösta fraktioner i inloppen till dammarna jämfört med data från ett 30-tal dagvattenundersökningar sammanställda i StormTacs databas (Larm, 2008). I dammarna uppmättes lägre andel löst avseende Pb, Cu och Cd jämfört med databasen, och högre andel löst uppmättes av Cr, Ni och Hg. Det var ganska stora skillnader, detsamma gäller undersökningarna i databasen; de varierade betydligt dem emellan. Generella slutsatser är att Pb till största delen är partikelbundet, medan andelen löst för övriga ämnen generellt ligger mellan 30–70 (ca 50) %.

Tabell 7-2 Andel löst fraktion enligt databas i StormTac v. 2009-12 samt enligt mätdata i inloppsvattnet till respektive anläggning.

Ämne	StormTac databas, medianvärde % löst	Ladbrodammen % löst i inlopp	Tibbledammen % löst i inlopp
P	37	-	-
N	59	-	-
Pb	20	1	2
Cu	50	34	30
Zn	50	33	14
Cd	55	48	18
Cr	32	65	65
Ni	48	71	48
Hg	49	-	85
SS	-	-	-
olja	-	-	-
PAH	14	-	-
BaP	14	-	-

7.2 Jämförelse mellan uppmätta och beräknade reningseffekter

Tabell 7-3 visar jämförelsen mellan uppmätta och beräknade reningseffekter för respektive dagvattenanläggning. Avseende de beräknade effekterna så användes volymsambandet med hänsyn till platsspecifika parametrar såsom inloppshalt, andel vegetation med mera. Denna hänsyn gav generellt värden som bättre överensstämde med uppmätta data jämfört med om bara area- eller volymsamband (Larm, 2000) skulle ha använts. För Hg, PAH och BaP är dataunderlaget begränsat, det vill säga osäkerheten i beräkningarna är stor.

För Ladbrodammen visar beräkningarna och uppmätt data ungefär samma värde (inom 25 %) för Pb, Cu, Zn, Ni, SS, PAH och BaP. För Cd beräknades högre reningseffekter än vad som uppmätts. För Cr beräknades mycket högre reningseffekter än vad som uppmätts.

Tabell 7-3 Uppmätta reningseffekter (RE, %) för Ladbrodammen och Tibbledammen samt beräknade reningseffekter för dessa, StormTac v. 2009-12.

	Ladbrodammen		Tibbledammen	
Ämne	RE (%), beräknat	RE (%), uppmätt	RE (%), beräknat	RE (%), uppmätt
P	66	-	62	-
N	23	-	23	-
Pb	70	72	67	82
Cu	50	56	47	56
Zn	62	63	58	60
Cd	55	43	53	80
Cr	77	17	65	40
Ni	51	50	48	44
Hg	35	-	15	28
SS	77	71	70	80
olja	26	-	0	-
PAH	70	72	69	45
BaP	70	80	69	71

För Tibbledammen visar beräkningar och uppmätt data ungefär samma värde (inom 25 %) för Cu, Zn, Ni, SS och BaP. Beräkningarna visar på lägre reningseffekter av Pb och Cd än uppmätta värden. Dammen fungerade alltså bättre än förväntat för dessa ämnen. För Cr och PAH beräknades högre reningseffekter än vad som uppmätts.

Bäst överensstämmelse överlag för dammarna fanns för Zn och Ni. Ladbrodammens beräknade och uppmätta värden stämde generellt mycket bra, bättre än för Tibbledammen.

Tabell 7-4 sammanställer årstidsvariationer av två andra undersökta dagvattenanläggningar. Dessa kan jämföras med tidigare redovisade årstidsvariationer i Ladbrodammen och Tibbledammen (Tabell 6-12 och Tabell 6-13).

I vägdagvattendammen vid Skullerudkrysset, Oslo, var reningseffekten under hela året i genomsnitt 61 % för fosfor, 29 % för kväve, 58–76 % för metaller och 85 % för SS. Reningseffekten under vintern vid Skullerudkrysset var något lägre men fortfarande hög; 55 % för fosfor, 20 % för kväve, 55–74 % för metaller och 81 % för SS. Anläggningen utgörs av ett mindre underjordiskt avsättningsmagasin följt av en större öppen damm. I Bäckaslövs damm och efterföljande större våtmark (Åstebol, 2004) var reningseffekten under vintern nästan lika hög jämfört med under sommaren för Cu och Cd, men lägre under vintern för Zn och SS, dock relativt hög även då.

Reningseffekten för SORBUS dagvattendamm, som inte redovisas i tabell, var under vintern 81 % för fosfor, 24 % för kväve, 58–87 % för metaller och 93 % för SS. Det visar att SORBUS har en hög reningseffekt även under vintern. Dammen tar emot dagvatten från Essingeleden (Aldheimer, 2006).

Tabell 7-4 Beräknade reningseffekter för de två referensanläggningarna Skullerudkrysset och Bäckaslöv, totalt, under sommaren respektive under vintern. Databas i StormTac, v. 2009-12.

	Skullerudkrysset avsättningsmagasin och damm, Oslo			Bäckaslöv damm och våtmark, Växjö		
Ämne	Totalt, median (2003–2004)	Sommar, medel (2003–2004)	Vinter, medel (2003–2004)	Totalt (1999)	Sommar (2003)	Vinter–vår (2003)
P	61	81	55	85		
N	29	59	20	30		
Pb	76	82	74	80	81	42
Cu	58	56	58	40	50	49
Zn	71	80	69	90	80	48
Cd	60	71	55	80	78	75
Cr						39
Ni						41
Hg						56
SS	85	95	81	70	79	49
Olja	82	86	82			
PAH	86	88	85			
PO_4-P	62	90	50			

8 Diskussion och slutsatser

Mängder (kg/år) redovisas inte i rapporten. Detta beror på att fullständig uppmätt flödesdata saknas. Mängder kan beräknas utifrån redovisad nederbördsdata, efter korrigering för mätfel, och uppgifterna om avrinningsområdets storlek samt avrinningskoefficient. I denna rapport är syftet att undersöka kvalitet (förekomst, halter och reningseffekter) och inte kvantitet (mängder och volymer). Flödesdata och volymviktade samlingsprov har dock erhållits och använts vid beräkning av totala reningseffekter över perioden.

8.1 Föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp och miljökvalitetsnormer för ytvatten

De tidigare beskrivna föreslagna rikvärdena för dagvattenutsläpp och de i Vattendirektivet angivna MKN gäller för dagvatten respektive för ytvatten, vilket innebär att de inte är jämförbara. Olika nivåer på riktvärdena avser dagvatten i olika punkter uppströms en recipient medan MKN gäller för recipienten. Riktvärdena anges som årsmedelhalter medan MKN anges som både årsmedelhalter och maximalt tillåtna halter. För dagvatten existerar inte motsvarande riktvärden för momentana maxvärden, detta på grund av dagvattnets stora variation. Detta vore dock intressant att studera vidare, då en maxhalt kan sänkas genom enbart utjämning av flödet. Vidare berör riktvärdena näringsämnen, totalhalten tungmetaller, suspenderad substans, PAH och olja medan MKN avser prioriterade ämnen som utgörs av främst organiska föroreningar men även ett antal utvalda tungmetaller. MKN för tungmetallerna avser dock den lösta fraktionen.

8.2 Förekomst av metaller och övriga ämnen

Inloppshalterna i dagvattnet till Ladbrodammen överskrider de föreslagna dagvattenriktvärdena för Cu, Zn och SS, vilket indikerat ett reningsbehov. Inloppshalterna till Tibbledammen överskrider föreslagna riktvärden för Cu, Pb, Zn och SS, vilket också indikerat ett reningsbehov. Alla utloppshalter efter Ladbrodammen och Tibbledammen klarar de föreslagna riktvärdena. De föreslagna riktvärdena redovisas i Tabell 2-1. De är inte fastställda att gälla för studerade anläggningar.

Uppmätta lösta halter i dammarnas utloppshalter har jämförts med Vattendirektivets miljökvalitetsnormer. De senare avser också lösta halter och årsmedelhalter. Normer finns för Hg, Pb, Cd och Ni. Alla uppmätta utloppshalter klarade dessa med relativt stor marginal utom för Cd som dock också låg under normen . Värdena är egentligen inte direkt jämförbara eftersom normvärdena avser vattendrag och sjöar, inte dagvatten. I recipienten sker normalt en utspädning av dagvattnets halt vilket betyder att även om dagvattnets halter hade varit högre än miljökvalitetsnormerna så kanske halten i recipienten skulle ha klarat

normvärdet ändå (beroende på halt i recipienten, interna processer och egenskaper såsom recipientens omsättning m.m.). Eftersom även dagvattenhalten var lägre än miljökvalitetsnormerna för ytvattnet så ger denna information att halterna är tillräckligt låga i detta avseende.

I inloppsvattnet till dammarna är beräknad halt för Cd högre än uppmätt för de båda anläggningarna, för Zn och Cr är de beräknade halterna lägre än de uppmätta. Detta indikerar ett behov av möjliga ändringar i schablonhalter för dessa ämnen för något eller några av markanvändningarna i områdena. Alternativt kan det finnas lokala fel i karterad markanvändning eller i begränsning (utbredning) av tillrinningsområdena, eftersom områdena i bägge fallen är ganska stora och innehåller många olika typer av markanvändning, med mer eller mindre osäkra schablonhalter per markanvändning. Dessa två undersökta områden utgör därför inte tillräcklig grund för att ändra olika schablonhalter, men de ger indikationer som noterats i modellen och om andra undersökningar ger samma indikationer så kan schablonhalter revideras.

Beräknad halt av kvicksilver (Hg) var betydligt högre än uppmätt halt. Det är brist på schablondata för Hg från olika markanvändning, vilket medför osäkerheter och skillnader. Samtidigt finns föreslagna riktvärden för Hg (Riktvärdesgruppen, 2009), vilket har resulterat i en stor osäkerhet när man utvärderar reningsbehov avseende Hg. I samband med denna studie har därför, via litteraturstudie och kontakter, tagits fram nya schablonhalter för basflöde och dagvatten från olika typer av naturmark. Dessa har sedan lagts in i StormTac och därefter har modellen kalibrerats mot Tibbledammens uppmätta inloppshalter av Hg. Detta gav en minskning av schablonhalterna för de flesta typerna av markanvändning. De nya schablonhalterna för Hg har införts i tabellerna över schablonhalter i denna rapport och i StormTac-modellen. Beräkningarna har dock utförts med de gamla värdena eftersom kalibreringen utförts mot Tibbledammens data. Bedömningen är att detta ger mer tillförlitliga beräkningar av Hg framöver även om det fortfarande finns ett behov av mer mätdata av Hg i dagvatten, vilket sannolikt kommer att medföra framtida justeringar av schablonhalter.

I dammarnas inloppsvatten uppmättes lägre andel löst avseende Pb, Cu och Cd jämfört med data från ett 30-tal dagvattenundersökningar (Larm, 2008), och högre andel löst uppmättes av Cr och Ni. Det var ganska stora skillnader, detsamma gäller refererade undersökningar; de varierade betydligt dem emellan. Generella slutsatser angående förekomst av lösta ämnen är att Pb till största delen är partikelbunden, medan andelen löst generellt ligger mellan 30–70 % för övriga ämnen.

8.2.1 Årstidsvariation – halter

Alla halterna i inlopps- och utloppsvattnet till Ladbrodammen är generellt högre vintertid, med undantag för Cu och Sb. De flesta inloppsoch utloppshalterna i Tibbledammen är, tvärtemot Ladbrodammen, generellt högre sommartid, med undantag för växtnäringsämnena Ca, K, Mg, Na och S. Dessa motsägande uppgifter, som kontrollerats, ger slutsatsen att det i dessa två fall inte finns några generella skillnader mellan årstiderna avseende om halterna är högre eller lägre sommartid jämfört med vintertid.

8.3 Reningseffekter av metaller och övriga ämnen

Generellt för anläggningarna kan relevansen av värdena för COD och TOC, som visar negativa reningseffekter, diskuteras. COD och TOC är mått på organiskt material som växtligheten producerar i dammarna. Den reningseffekten som påvisats för klorid kan diskuteras eftersom klorid generellt används som spårämne och normalt därför inte avskiljs.

Reningseffekten av partiklar (SS) är hög. Den skulle dock kunna vara ännu högre om endast rening av inkommande SS avsågs. Det kan vara så att det sker en viss uttransport av nedbrutet växtmaterial som bildats i dammen och därmed bidragit till en högre uppmätt halt SS i utloppet.

8.3.1 Tibbledammen

Avskiljt totalt

Tibbledammen fungerade bättre än förväntat för Pb, Cu, Cd och SS, för vilka relativt höga reningseffekter uppvisades. Även reningseffekten av Zn och SS var relativt hög. För Cr, Ni och PAH beräknades högre reningseffekter än vad som uppmätts. Ämnena Al, As, Co, Fe och Mn som inte studerats så ofta i andra undersökningar visade också hög reningseffekt, men flera av de övriga ämnena visade sämre reningseffekter och ibland negativa reningseffekter.

Avskiljt löst

För tungmetallerna är reningseffekterna av lösta fraktioner lägre än för de totala fraktionerna, men det sker en rening, av de flesta ämnen.

Förklaring

Tibbledammen fungerade bättre än förväntat för Pb, Cu, Cd och SS. Att flera övriga ämnen uppvisar negativa reningseffekter kan bero på naturliga förekomster i sedimenten som läcker från dessa ut i vattenmassan samt på sämre bindning till partiklar och sämre upptag av växtlighet. Tibbledammen har ett kontinuerligt flöde utan pumpstation. Allt flöde kommer alltså in till dammen, vilket ger viss risk för uppkomsten av sådan frigörelse vid höga flödesförhållanden. Tibbledammen har en växtrikedom av flytbladsvegetation som sommartid täcker uppskattningsvis 80 % av vattenytan. Växternas upptag, och nedbrytning i dess rotsystem, bidrar sannolikt till en relativt stor andel av reduktionen av metallerna och näringsämnena (Fritioff, 2005).

I Tibbledammen finns mycket flytbladsväxter vilket leder till en större syreomsättning i vattnet och därmed mindre risk för syrefattiga bottnar. Utan syrefattiga (anaeroba) bottnar kan inte kvävereduktion ske och därmed kan inte ammoniumhalten öka.

8.3.2 Ladbrodammen

Avskiljt totalt

Ladbrodammen fungerade bättre än förväntat för BaP. För Cd beräknades högre och för Cr beräknades mycket högre reningseffekter än vad som uppmätts. Det senare är svårt att förklara; halterna in var normala och andra dammar påvisar högre reningseffekt för Cr (enligt data i

StormTac). En relativt hög reningseffekt (>60 %) uppnåddes i Ladbrodammen av tungmetallerna Pb och Zink samt av SS. Ämnena Al och Fe som inte studerats så ofta i andra undersökningar visar också hög reningseffekt, men flera av de övriga ämnena visar sämre reningseffekter och ibland negativa reningseffekter.

Ladbrodammens angivna reningseffekter avser den del av dagvattenflödet som pumpas in i och rinner ut från dammen. Den del som bräddas förbi exkluderas, vilken beräknats till 25–35 % av total årlig vattenvolym. Det senare omfattar allt dagvatten och basflöde (torrvädersavrinning, inläckande grundvatten) som transporteras via inkommande ledning från tillrinningsområdet. Om den totala mängden föroreningar skulle medräknas så skulle reningseffekterna i Ladbrodammen behöva reduceras med ca 25–35 %, antaget att andelen bräddad vattenvolym är lika med andelen bräddad föroreningsmängd.

Avskiljt löst

Reningseffekterna av lösta fraktioner är sämre för metallerna än för de totala fraktionerna, endast undantaget för As och W. Att reningseffekten av lösta metaller var relativt låg behöver inte vara negativt då vissa av metallerna är viktiga spårämnen som växterna kan uppta. Cr och Pb uppvisar dock negativa värden på reningseffekter. Lösta fraktioner av t.ex. bly kan ackumuleras i vattenorganismerna i recipienten.

Förklaring

Att flera ämnen uppvisar negativa reningseffekter kan bero på naturliga förekomster i sedimenten som läcker från dessa ut i vattenmassan samt på sämre bindning till partiklar och sämre upptag av växtlighet. Vattnet pumpas in i Ladbrodammen. Pumpningen kan skapa en viss turbulens av vattnet in till dammen som skulle kunna minska bindningen av ämnen till partiklar. Detta skulle även kunna påverka sedimentationsförmågan i dammen. Å andra sidan bräddas de största flödena förbi innan pumpstationen i Ladbrodammen. Minskade toppflöden till dammen ger minskad frigörelse av ämnen vid höga flödesförhållanden. Ladbrodammen innehåller dock stora växtzoner i form av en växtbeklädd våtmarksyta och grundzoner runt fördammen med planterad växtlighet. Den totala växtandelen är ca 70 % i Ladbrodammen (varav ca 50 % planterad växtlighet) vilket är en betydande andel. Olika typer av växtlighet kan förklara olika höga reningseffekter av olika ämnen.

Den negativa reningseffekten av ammonium som har uppmätts i Ladbrodammen är troligtvis resultatet av en hämmad nitrifikationsprocess. Dagvattnet kommer in via ledning och luftas inte naturligt som vattnet gör då det kommer in via dike. Samtidigt sker en hög omvandling (mineralisering) av organiskt bundet kväve till ammonium vilket höjer ammoniumhalten i vattnet.

Det finns flertalet faktorer som påverkar nitrifikationsprocessen däribland syrgashalt, temperatur, pH och toxiska ämnen som tungmetaller. I det här fallet skulle låg syrgashalt och förekomsten av tungmetaller i dagvattnet kunna vara de begränsande faktorerna för en effektiv nitrifikation. Tungmetaller som krom, koppar och kadmium som förekommer i dagvattnet är nitrifikationshämmande eftersom de blockerar bakteriernas enzymsystem. Vidare hämmas nitrifikationen av låga syr-

gashalter som i sin tur påverkas av halten totalt organiskt kol (TOC), som också ökade vid utloppet av Ladbrodammen, och vars nedbrytning kräver mycket syre. Stillastående vatten och höga koncentrationer av alger skapar också syrefattiga förhållanden som missgynnar nitrifikationen. Den djupare delen av dammen är heller inte optimal ur syretillgångsperspektiv eftersom syrgastillgången avtar med djupet. Dessutom bidrar ofta djupare vatten till sparsam växtlighet vilken annars tjänar som ”tillväxtyta” åt mikroorganismerna som medverkar i nitrifikationsprocessen, även om våtmarksdelen i dammen ger stora växtytor.

8.3.3 Årstidsvariation – reningseffekt

I Ladbrodammen kan ingen tydlig skillnad av reningseffekterna mellan årstiderna observeras. Däremot kan ett samband i Tibbledammen observeras för samtliga metaller, undantaget Ca, K och Mg, vilka under sommarperioden avskiljs mer effektivt. Högre biologisk aktivitet sommartid bidrar till goda reningseffekter. Under sommarperioden finns gott om vegetation i dammarna som tar upp ämnen samtidigt som fler ytor finns tillgängliga för såväl mikroorganismer som för mekanisk avskiljning. Avskiljningen av makronäringsämnen (Ca, K, Mg och S) och mikronäringsämnen (Mn) är mindre betydelsefull än reduktionen av tungmetaller då dessa ämnen är naturligt förekommande i både jord och vatten och utgör nödvändiga komponenter för det biologiska livet.

Även om reningseffekten generellt är lägre under vinterperioden är den relativt hög även då. Detta gäller såväl Ladbrodammen som Tibbledammen samt för de tre andra anläggningarna som jämförts med avseende årstidsvariationer.

8.4 Förekomst av prioriterade ämnen

Resultaten från båda dammarna visar att flera prioriterade ämnen förekommer i dagvatten, detta trots att en rad ämnen som påträffades har varit förbjudna sedan en tid tillbaka. Ladbrodammens tillrinningsområde genererade ett större antal prioriterade ämnen vilket kan ha berott på skillnader i tillrinningsområdets karaktär. Ladbrodammen har en tillrinningsyta på 201 ha som till stora delar består av tätortsbebyggelse. Tibbledammens tillrinningsyta är drygt tre gånger större, 649 ha, men består till större del av naturmark såsom skog och äng. Ett stort avrinningsområde med mycket naturmark ger mer tillrinning av ”rent” dagvatten vilket kan ha en utspädande effekt på de förorenande ämnena, vilket gör att dessa inte detekteras. Vidare medför ett stort avrinningsområde längre rinnsträckor vilket kan bidra till att transporterade föroreningar kan renas mekaniskt genom att avsättas i diken och brytas ner på biologisk eller kemisk väg. I den här studien följer dock MBT, DEHP och NF inte denna trend.

Tennorganiska föreningar tycks förekomma relativt ofta vilket indikerar att dessa sprids från våra urbana miljöer. Främst har mono- och dibutyltenn detekterats och dessa låg över MAC-MKN i båda dammarnas utgående vatten. Troligtvis utgör dessa nedbrytningsprodukter av tributyltenn (TBT) som tidigare haft ett brett användningsområde

runtom Europa och världen, dels som stabilisator i exempelvis plaster och färger, dels som bakteriedödande och antifoulingpreparat. TBT har under många år utgjort ett problemämne som medfört omfattande skador på våra marina miljöer med bland annat ”imposex” hos mollusker som resultat, det vill säga på grund av toxiska effekter av föroreningen utvecklas organ som är i kontrast till deras kön.

Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) hör till ämnesgruppen ftalater som bland annat används som mjukgörare i plast och gummi. Idag finns 50 olika ftalater på den svenska marknaden vilka förekommer i en mängd olika mjukplastvaror, framför allt i PVC-plaster där mjukgöraren kan utgöra upp till 50 % av en färdig produkt. Till varor som innehåller mjukgjord PVC hör bland annat byggmaterial, kablar, plastpåsar och färger. Ftalater är inte fast bundna till PVC-polymeren och kan därför utsöndras från produkten under hela livscykeln. Diffus spridning och läckage av ämnena från värmeverk, industrier, varor och avfallsupplag gör att ftalater hittas över hela jorden i låga halter. DEHP klassificeras som hälsofarlig och dess effekter har huvudsakligen studerats genom djurförsök och effekter på hormonsystem, fortplantningsorgan, fortplantningsförmåga och lever har observerats. Kritiska effekter hos fisk och akvatiska däggdjur bedöms kunna uppstå i urbana miljöer samtidigt som tillgänglig mätdata inte antyder att DEHP utgör en risk i miljön då ämnet förekommer i låga koncentrationer.

Nonylfenol (NF) bildas huvudsakligen genom nedbrytning av alkylfenol etoxilater (AFE). Alkylfenoler används som bindemedel i färg och lim, som härdare i plast och lim och som tillsatts i detergenter med ett brett användningsområde inom industri, agrokultur och hushåll. AFE nyttjas även som smörj- och emulgeringsmedel, medel för metallbearbetning, bekämpningsmedel (pesticider och herbicider), impregneringsmedel samt fällningskemikalie. NF används även i golvbeläggningsmaterial samt textilier importerade från länder utanför Europa. De viktigaste spridningskällorna till nonylfenol är avloppsreningsverk, industrier och fabriker där tillverkning av nonylfenol sker samt utsläpp av dagvatten. Läckage från produkter tycks också kunna utgöra en spridningsväg samt resuspension från äldre sedimentavlagringar.

NF bedöms vara mycket giftig för vattenlevande organismer och kan leda till skadliga långtidseffekter i vattenmiljöer. Ämnet verkar hormon- och reproduktionsstörande redan vid låga koncentrationer. Sammanfattningsvis kan nonylfenol betraktas som ett problemämne och framtida studier kring dess förekomst, inte minst i svenska vatten är av vikt då ämnet kan leda till ogynnsamma effekter på människors hälsa och miljön. När arbete för utfasning av nonylfenol nu pågår kommer användningen troligtvis att minska och därmed även spridningen till miljön, men än så länge finns skäl till fortsatt övervakning i såväl dagvatten som övriga vatten.

Gemensamt för de båda dammarna var att PAH-erna benso(ghi) perylen och indeno(123cd)pyren fortfarande låg över AA-MKN i utgående dagvatten även om en haltsänkning hade skett. I båda dammarna uppmärksammades en ökning av DEHP samt nonylfenol. Oroande var att utgående årsmedelhalter låg över AA-MKN och MAC-MKN trots att hänsyn tagits till de flera prover som legat under detektionsgränsen.

Även förekomsten av PCB kan tyckas vara oroväckande då samtliga sju förekommit ett större antal gånger i båda dammarna. PCB har tidigare varit ett problemämne inte minst i Sverige där den medfört negativa effekter på miljön. Även detta ämne har varit förbjudet sedan en tid tillbaka men återfinns trots detta fortfarande. Ett stort antal olika PAH har påträffats i både Ladbrodammen och Tibbledammen vilket påvisar en utbredd bildning i anslutning till de förbränningsprocesser som styrs av människan. Det positiva är dock att de flesta ämnena ligger under miljökvalitetsnormerna. Enligt Vattendirektivet bör ämnen vilka är syntetiskt framställda eller ofrivilligt bildade inte förekomma i naturen där de kan bioackumuleras och biomagnifieras.

Det bör återigen poängteras att om en föroreningshalt i dagvatten överskrider rådande miljökvalitetsnormer (MKN) för ytvatten så innebär inte detta ett åtgärdsbehov. Det är normalt att föroreningshalterna är högre i tillrinnande dagvatten än vad halten är i recipienten. För att kunna bedöma huruvida dessa ämnen påverkar en recipient negativt eller inte behöver den totala belastningen på recipienten och recipienten i sig studeras.

Ur recipienthänseende är det intressant att jämföra olika källor och mängder. I *Övervakning av prioriterade ämnen* (Petterson & Wahlberg, 2010) presenteras exempelvis ingående och utgående halter till Henriksdals och Brommas avloppsreningsverk. Generellt är halterna i dagvatten högre än i vattnet till och från avloppsverken, även om det är stora variationer. Halterna av exempelvis PCB-52 är vid Ladbrodammen flera hundra gånger högre innan dammen än utgående ur avloppsreningsverken, och ett tiotal gånger högre jämfört med inkommande halter till verken. Motsvarande tendens finns för tungmetall

Avseende mängder i Stockholmsexemplet ovan, så är mängden dagvatten beräknad till 14 Mm^3/år och ca 140 Mm^3/år avloppsvatten släpps ut via verken (Stockholmvatten AB, 2009). Ungefär 6 Mm^3/år av dagvattnet avleds i kombinerat ledningssystem och renas i avloppsreningsverken. I detta fall bör det observeras att avloppsreningsverken släpper ut sitt vatten direkt till Saltsjön. Dagvatten leds ofta orenat till olika primära recipienten och ”renas” där innan avledning till Östersjön (Sweco, 2008).

8.5 Reningseffekt av prioriterade ämnen

I de båda studerade dagvattenanläggningarna har det skett en rening av de prioriterade ämnena och ämnesgrupperna som påträffades. Ett undantag utgörs av DEHP och nonylfenol för vilka en haltökning observerades i utloppet jämfört med inloppet. Även om halterna av vissa tennorganiska föreningar och PAH-er låg över miljökvalitetsnormerna i utgående dagvatten så har det skett en reduktion av dessa. Reningseffekten av Vattendirektivets prioriterade ämnen var lägre i Tibbledammen än i Ladbrodammen, vilket skiljde sig mot hur tungmetallerna och de övriga ämnena avskiljdes. En förklaring till Ladbrodammens högre reningseffekter av prioriterade ämnen är högre halter i inkommande vatten. En annan förklaring till Ladbrodammens högre effekter

kan vara dess större vattenyta i förhållande till dess tillrinningsområde. Den reningseffekt av de prioriterade ämnena som observerades innebär att dagvattenanläggningarna fyller en renande funktion och utgör en sänka för dessa ämnen.

8.6 Övrigt

StormTac-modellen beaktar ett antal specifika parametrar som påverkar reningseffekten. Avseende de beräknade effekterna så togs hänsyn till platsspecifika parametrar såsom inloppshalt, utloppshalt, växtandel och form (längd:bredd). Denna hänsyn gav generellt värden som bättre överensstämde med uppmätta data jämfört med om bara area- eller volymsamband skulle ha använts. Detta är en förbättring i modellen som utvecklats under december 2008, men som inte prövats mot nya uppmätta data förrän i detta projekt. Det finns även andra parametrar som kan studeras i modellen. Ladbrodammens beräknade och uppmätta värden stämde generellt mycket bra, bättre än för Tibbledammen. Bäst överensstämmelse överlag för dammarna fanns för Zn och Ni. Dessa parametrar som påverkar reningseffekten och dimensioneringen av dammarna är under utveckling och fler data, såsom från denna studie, kan ge ändrade samband för beräkning av reningseffekter. Indikationer från jämförelsen mellan beräknade och uppmätta data ger ett eventuellt behov av ändrade samband endast för Cr (som entydigt gett högre beräknade reningseffekter för bägge anläggningarna), mer otydliga indikationer är något för lägre beräknade halter av Pb, Cu, Zn och BaP och något för högre beräknade reningseffekter av Ni.

Ladbrodammens utloppskonstruktion har ändrats under tiden som flödesmätning och provtagning pågick. Under större delar av mätperioden fanns ett v-format skibord som gav högre reglerhöjd (skillnaden mellan permanent vattenyta och maxnivå vid max flöde) än ett brett rektangulärt skibord, som var projekterat. Det från början projekterade skibordet skulle ge en reglernivå på max 1 dm. Den felaktiga konstruktionen resulterade i en relativt frekvent översvämning över dammkrönet vid höga flöden med lång varaktighet, vilket observerades vid platsbesök. Detta kan ha påverkat reningseffekten i Ladbrodammen genom att såväl nivåer som flödesförhållanden genom damm och våtmarksyta inte varit i enlighet med de från början tänkta. Enligt observationer på plats så har delar av våtmarksytan tidvis varit torr, vilket innebär att hela anläggningen inte har varit funktionell över hela mätperioden. Makadamvallens överkant har inte heller varit i nivå med permanent vattenyta, vilket var projekterad nivå.

En ökad reningseffekt skulle kunna uppnås genom att anlägga större permanenta vattenvolymer eftersom både area- och volymsambanden är relativt små för bägge anläggningarna i förhållande till storleken på deras avrinningsområden.

Resultaten från detta projekt kan fungera som underlag vid utformning av nya dammar samt för att öka kunskapen om föroreningar i dagvattnet. Resultaten kan även komma till nytta vid upptäckt av föroreningar i recipienten som kan vara kopplade till dagvattnet och bristande rening av det.

9 Referenser

9.1 Litteratur

Aldheimer (2006). SORBUS. Reningsanläggning för dagvatten. Rapport Stockholm Vatten.

Banach (2008). Förekomst av vattendirektivets prioriterade ämnen – utvalda ämnen i dagvatten. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms Universitet.

Bergbäck, Jonsson (2008). Stockholms väg mot en giftfri miljö. Miljöförvaltningen i Stockholm.

EG (2000). Europaparlamentets och Rådets direktiv nr.2000/60/EC om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. EG Bryssel.

EG (2001). Europaparlamentets och Rådets beslut nr 2455/2001/EG om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG. EG Bryssel.

EG (2006a). Förslag till Europaparlamentets och Rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG. EG Bryssel.

EG (2006b). Samordnande åtgärder för att förebygga och begränsa kemisk förorening av ytvattnet i Europeiska unionen. EG Bryssel.

EG (2008). Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. 16 december 2008. EG Bryssel.

Eriksson, Baun, Scholes, Ledin, Ahlman, Revitt, Noutsopoulos, Mikkelsen (2007) Selected stormwater priority pollutants – a European perspective. Science of the Total Environment.

Eriksson, Baun, Mikkelsen, Ledin (2007b). Risk assessment of xenobiotics in stormwater discharged to Harrestrup Å, Denmark.

Gnecco, Berretta, Lanza, La Barbera. (2004) Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy, University of Genoa.

Günes (2010). Samband mellan vattenkemi, ekosystemstruktur och -funktion i dagvattendammarna Tibble- och Ladbrodammen samt Väsbyån. Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruks universitet.

Fritioff (2005). Metal accumulation by plants, evaluation of the use of plants in stormwater treatment. Diss Department of Botany. Stockholm University.

Hultgren, Hultman och Stenberg (1974). Rening av brädd- och dagvatten. Svenskt vatten Publikation 74:1.

Kayhanian, Suverkropp, Ruby, Tsay (2007). Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. Journal of Environmental Management.

Larm (1994). Dagvattnets sammansättning, recipient påverkan och behandling. Stockholm Vatten AB, KTH, VAV VA-Forsk Nr 1994-06.

Larm (1996). Towards integrated watershed management: System identification, material transport and stormwater handling. Lic.avh. KTH, Stockholm.

Larm (2000a). Utformning och dimensionering av dagvatten-reningsanläggningar. VA-Forsk Nr 2000-10.

Larm (2000b) Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications. Diss. KTH.

Larm (2008). Referenser till StormTacs schablonhalter för dagvatten. Sweco.

Lee, Bang (2000). Characterization of urban stormwater runoff. Water Research; vol. 34, nr. 6.

Lithner, Holm, Ekström (2003). Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm. Institutet för tillämpad miljöforskning Stockholms universitet.

Malmqvist, Svensson, Fjellström, (1994). Dagvattnets sammansättning. VA-Forsk Nr 1994-11.

Marsalek, Ng (1989). Evaluation of pollution loadings from urban nonpoint sources: methodology and applications. Journal of Great Lakes Research.

Naturvårdsverket, (1983). Schablonvärden för dagvatten föroreningar beroende av markanvändning. Naturvårdsverket.

Nix, (1994). Urban stormwater modeling and simulation. CRC Press, Inc. (Lewis Publishers), Boca Raton, Florida, USA.

Pettersson & Wahlberg (2010). Övervakning av prioriterade ämnen i vatten och slam från avloppsreningsverk i Stockholm. Svenskt vatten utveckling.

Pitt, Maestre, Morquecho (2004). The national stormwater quality database. University of Alabama.

Riktvärdesgruppen (2009) Förslag på riktvärden för dagvatten, Region- och trafikplanekontoret, Stockholm.

Sternbeck, Brorström-Lundén, Remberger, Kaj, Palm, Junedahl, Cato (2003). WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. Svenska Miljöinstitutet AB.

Stockholm Stad, Stockholm Vatten AB, (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för rening. Del 2 Dagvattenklassificering. Stockholm Vatten AB.

Stockholm Vatten AB (2009). Miljörapport 2008, Stockholm Vatten AB.

Sweco (2008). Potential och uppskattad kostnad för dagvattenrening inom Baltic Sea Action Plan (BSAP). Naturvårdsverket.

SWECO VIAK (2007). Nationwide screening of WFD priority substances. Naturvårdsverket.

VBB VIAK (1997). Schablonhalter av föroreningar och näringsämnen i dagvatten. Stockholm Stad.

Åstebol S.O. (2004). Overvåkning av rensebasseng for ovarvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003–2004. Rapport Statens Vegvesen Ost, Stor-Oslo distrikt.

9.2 Internet

Vattenportalen; http://www.vattenportalen.se/ovp_ordlista_startsida.htm Ordlistan; Vattenportalen; Besökt: 2008-05-09.

StormTac; http://www.stormtac.com, StormTac, Besökt 2009-11-25.

9.3 Underlagsstudier för schablonhalter i StormTac, v. 2010-01

Nedan angivna studier har använts. Referenserna är inte fullständigt angivna, de uppdateras kontinuerligt och kan hämtas från www.stormtac.com.

Barrett, Malina, Charbeneau (1996). Center for transportation research, Bureau of Engineering research, the University of Texas at Austin. Data från vägar med olika trafikintensitet från åren 1993–1995 i Austin, Texas.

Boller (1995). Dagvattenhalter från takytor och vägytor.

Brokking (1993). Sammanställning av runoff i kg/ha/år. Tukkers, 1986, Klein (1982) och Gupta et al (1981).

Daub, Striebel, Robien, Herrmann (1993). Koncentrationer i vägdagvatten från tre vägar med olika trafikintensitet. Mätdata från 1990–91.

Driscoll, Shelley, Strecker (1990). Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff.

Ellis B. (1991). Föroreningskoncentrationer (intervallvärden) från bostads-, centrum- och industriområden, samt från takytor. Ellis (1986).

Ellis, Revitt (1991). European Highways.

Ellis och Revitt (1991). Vägdagvattenkvalitet i England/Europa uttryckt i kg/ha/år och uppdelning i olika trafikintensitet.

Emmons and Olivier Resources Inc. (2003). MCWD H/H and pollutant loading study.

EPA (1983). Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Volume I – Final Report. USA. Observerade medelkoncentrationer (eng Event Mean Concentrations). Median: används t.ex. för vattenkvalitets-påverkan på vattendrag. Medel: används för kumulativa effekter såsom vattenkvalitets-påverkan på sjöar och jämförelser med andra källor för långtidseffekter (årliga- eller säsongslaster).

Falk (1987). Medelhalter av föroreningar i dagvatten.

Forsberg L.S., Kynkäänniemi P. och Kyllmar K. (2009). Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2007/2008. Ekohydrologi 112, SLU, Uppsala.

Hogland m.fl. (1982). Stoftnedfall per liter nederbörd i Göteborg och Lund. Malmqvist (1978).

Holmstrand och Lindvall (1979). Storleksordning av föroreningar i dagvatten från tak- och parkeringsytor i Göteborg.

Hultgren, Hultman och Stenberg (1974). Exempel på vanliga värden på föroreningshalter i dagvatten.

Jacobsen och Mikkelsen (1992). Karakteristiska värden på föroreningar i olika typer av dagvatten i Danmark. Värdena är framtagna efter samarbete mellan Danmark, Sverige och USA och är anpassade att passa danska förhållanden. (Hvitved-Jacobsen et al, 1992).

Jansson m.fl. (1992). Dagvattenavrinning från takytor och parkeringsytor i Göteborg, Bratthammar, samt från Härryda, Nedre Skogen.

Johansson (1995). Litteratursammanställning av schablonvärden från jordbruksmark, gräs- och ängsmark, koloniområden, parkmark, skogsmark, våtmark- och myrmark, samt fritidshusområden (Ref: Löfgren och Olsson, Rapport 3692 och 3693, 1990, Eriksson och Sivertun, 1992, Naturvårdsverket, Rapport 4134, Miljöförvaltningen m.fl., 1994, Länsstyrelsen, 1994, samt Wanielista och Yousef, 1993).

Johansson (1995). Litteratursammanställning av schablonvärden från atmosfärisk deposition (våt- och torrdeposition) (Ref: Ross, 1990, Löfgren och Olsson, Rapport 3693, 1990, Eriksson och Sivertun, 1992 och Vattenprogram för Stockholm, 1994).

Johansson och Burman (2006). ITM rapport 147. Medelvärden från Stockholm 2003–2004. Atmosfärisk deposition.

Larkin, Hall. Koncentration av kolväten i dagvattnet jämfört med trafikintensitet. Data från 1994–95.

Löfgren och Olsson (1990). Näringsämnen (kg/ha/år) från skog, jordbruk och våtmark, samt atmosfärisk deposition.

Larm T. och Holmgren A. (1999). Data från bostadsområdet Nybohov vid sjön Trekanten, Stockholm.

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

Luker och Montague (1994). Årlig föroreningsbelastning från motorvägar. Muschack (1990) och Butler (1993).

Malmqvist och Svensson (1978). Medelhalter av några föroreningar i dagvatten.

Malmqvist P.A. (1982). Schablonvärden för dagvattenföroreningar.

Malmqvist P.A. (1983). Vått- och torrt atmosfäriskt nedfall på en motorväg i Göteborg Lisper (1974).

Malmqvist m.fl. (1994). Schablonvärden för dagvattenföroreningar. Som underlag har använts schablonvärden från Malmqvist, 1982 och Naturvårdsverket, 1983. Korrigering har gjorts för förändringar i föroreningskällorna under den senaste 10-årsperioden. Malmqvist P.A. (1994).

Malmqvist (1994). Föroreningshalter i dagvatten från takytor och asfaltsytor, 1994. Som underlag har använts värden från Svensson, 1987 och Malmqvist, Hård, 1981. Korrigering har gjorts för förändringar i föroreningskällorna under den senaste 10- årsperioden (Ref: Malmqvist m.fl., 1994).

Marsalek J. (1992). England. Medelhalter. Ellis (1991), Ellis och Revitt (1991).

Marsalek J. (1992). Tyskland. Medelhalter, dagvatten från olika källor. Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989).

Marsalek J. (1992). Medelhalter Ontario, Canada. Marsalek och Schroeter (1989).

Marsalek och Torno (1993). Tyskland. Storleksordning av föroreningshalter från olika källor Hahn (1993).

Marsalek och Torno (1993). USA. The National Urban Runoff Program (NURP) in Fresno, California. Utvalda metallkoncentrationer i dagvatten från olika ytor. Westerling (1993).

Marsalek och Torno (1993). USA. Suspenderat material i dagvatten. (1): Whipple m.fl. 1983. (2): Whipple m.fl. 1978. Westerling (1978 och 1983).

Marsalek och Torno (1993). Tyskland. Jämförelse av medelkoncentrationer av dagvatten från olika ytor. Xanthopoulos, Hahn (1993).

Marsalek, Brownlee, Mayer, Lawal,Larkin (1997). Koncentrationer av metaller i vägdagvatten från en motorväg. Data samlade under 16 månader 1992 vid Skyway Bridge, Burlington. Även data avseende dagvatten från urbana områden med följande källor: Frazer, 1990: medelvärden från amerikansk respektive från europeisk litteratur; Paul Theil Associates and Beak Consultants, 1995: MOEE, Ontario, Etobicoke och Scarborough; Maunder et al, 1995: MOEE, Ontario, Toronto; PWQO, Ontario, 1996.

Mitchell (2005). Recommended EMC for northern European diffuce pollution appraisal.

Monitor (1990). Naturvårdsverket. Kvävehalt från jordbruksmark.

Naturvårdsverket (1983). Dagvattenhantering – planering och miljöeffekter. Meddelande nr 1. 1983.

Naturvårdsverket, 2007; Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster ska bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1; ISSN 1650-2361; Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2008; Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Rapport 5801; ISSN 0282-7298; Naturvårdsverket.

NSQD Database v.1.1 (2004). Data från hundratals fallstudier i USA.

Roesner L. (1997). Schablonhalter som används i modellen CDM WMM.

Sansalone, Buchberger och Koechling 1995. Medelvärdeskoncentrationer från motorvägen E6 vid Jessheim. Data från 1989–81.

Sansalone, Buchberger (1997). Medelvärdeskoncentrationer (EMC) från motorväg i Cincinnati. Data från 1995.

Schueler (1987). Urbana dagvattenhalter i Washington. NURP (1983).

SNV (1983). Schablonvärden för dagvattenföroreningar beroende av markanvändning.

Stenstrom, Silverman, Bursztynsky (1984). Medelvärden för olja för varje provpunkt och regntillfälle.

Stockholm Vatten AB (1976–83). Föroreningar i dagvatten i Stockholm 1976–83.

Strand, Stockholm Vatten AB (1997). Indelning av dagvatten i klasser – bakgrundsmaterial, arbetsmaterial. Dagvattenundersökningar i Stockholm. Data från 1992–97.

Thompson, McBean, Snodgrass, Mostrenko (1997). Sammanfattning av föroreningskoncentrationer från olika typer av avrinningstillfällen. Data från 1981–83.

VA-verket, Göteborg (1993). Åtgärdsplan avlopp. Föroreningshalter i dagvatten som medelhalter.

Vattenprogram för Stockholm (1994). Halter av fosfor och kväve från urbana ytor, samt fosfor och kväve från rurala områden uttryckta i enheten kg/ha/år.

Vattenprogrammet (2002). Stockholm Vatten AB.

Wanielista och Yousef (1993). Sammanställning av dagvattenbelastning (kg/ha/år) från olika urban och rural markanvändning och från 10 referenser (1973–1990). Wanielista och Yousef (1973–90).

Wanielista och Yousef (1993). Föroreningskoncentration, trafikleder (6 mätplatser). Smith & Lord (1990).

Wanielista och Yousef (1993). NURP (National Urban Runoff Program) (1983). USA. Observerade median-medelkoncentrationer (eng Median Event Mean Concentrations, EMC). CV = Coefficient of Variance.

WEF (1992). Dagvattenhalter från bostads- och centrumområden. USEPA (1992).

Bilaga 1

Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen och ämnesgrupper (EG, 2008)

	Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen och ämnesgrupper
1	Alaklor
2	Antracen
3	Atrazin
4	Bensen
5	pentaBDE (övriga bromerade flamskyddsmedel) [1]
6	Kadmium och dess föreningar [1]
7	C10-13 Kloralkaner [1]
8	Klorfenvinfos
9	Klorpyrifos
10	1,2-Dikloroetan
11	Diklormetan
12	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) mjukgörare [1,2]
13	Diuron [2]
14	Endosulfan
15	Fluoranten
16	Hexaklorbensen
17	Hexaklorbutadien
18	Hexaklorcyklohexan [2]
19	Isoproturon
20	Bly och dess föreningar [1]
21	Kvicksilver och dess föreningar [1]
22	Naftalen
23	Nickel och dess föreningar [1]
24	Nonylfenol (4-(para)-nonylfenol) [1,2]
25	Oktylfenol (para-tert-oktylfenol) [1,2]
26	Pentaklorbensen
27	Pentaklorfenol
28	Polyaromatiska kolväten (PAH) [1]
29	Simazin
30	Tributyltenn (tennorganiska föreningar) [1,2]
31	Triklorbensener (alla isomerer)
32	Triklormetan
33	Trifluralin

Samtliga ämnen finns beskrivna i Naturvårdsverkets rapport nr 5801, ”Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten”.

[1] För ytterligare information se rapport ”Stockholms väg mot en giftfri miljö” (Bergbäck och Jonsson, 2008).

[2] För ytterligare information se ”Förekomst av Vattendirektivets prioriterade ämnen – utvalda ämnen i dagvatten” (Banach, 2008).

Bilaga 2

Samtliga analyserade ämnen

Till de ämnen som analyserades i denna studie hör 20 stycken grundämnen, 7 övriga ämnen och 84 organiska förorenande ämnen och ämnesgrupper.

Grundämnen	Vattendirektivets prioriterade ämnen		Övriga organiska ämnen
Ca (kalcium)	alaklor	1,2-dikloretan	PCB 28
Fe (järn)	trifluralin	diklormetan	PCB 52
K (kalium)	klorfenvinfos	triklormetan	PCB 101
Mg (magnesium)	klorpyrifos	monobutyltenn	PCB 118
Na (natrium)	isoproturon	dibutyltenn	PCB 138
S (svavel)	diuron	tributyltenn	PCB 153
Al (aluminium)	atrazin	tetrabutyltenn	PCB 180
As (arsenik)	simazin	monooktyltenn	
Ba (barium)	alfa-endosulfan	dioktyltenn	
Cd (kadmium)	beta-endosulfan	tricyklohexyltenn	
Co (kobolt)	hexaklorbutadien	monofenyltenn	
Cr (krom)	alfa-HCH	difenyltenn	
Cu (koppar)	beta-HCH	trifenyltenn	
Hg (kvicksilver)	gamma-HCH (lindan)	pentaklorfenol	
Mn (mangan)	1,2,3-triklorbensen	klorparaffiner (C10-C13)	
Ni (nickel)	1,2,4-triklorbensen	di-(2-etylhexyl)ftalat	
Pb (bly)	1,3,5-triklorbensen	BDE 17	
Zn (zink)	pentaklorbensen	BDE 28	
W (wolfram)	hexaklorbensen	BDE 47	
Sb (antimon)	naftalen	BDE 66	
	acenaftylen	BDE 71	
Övriga ämnen	acenaften	BDE 85	
CODCr	fluoren	BDE 99	
TOC	fenantren	BDE 100	
DOC	antracen	BDE 138	
Klorid (Cl-)	fluoranten	BDE 153	
Ammonium (NH4+)	pyren	BDE 154	
Nitrat (NO3-)	^bens(a)antracen	BDE 183	
Suspenderad substans	^krysen	BDE 190	
	^bens(b)fluoranten	BDE 196	
	^bens(k)fluoranten	BDE 197	
	^bens(a)pyren	BDE 203	
	^dibens(ah)antracen	nonaBDE	
	benso(ghi)perylen	BDE 209	
	^indeno(123cd)pyren	4-n-nonylfenol	
	summa 16 EPA-PAH	4-nonylfenol	
	^PAH cancerogena	4-n-oktylfenol	
	PAH övriga	4-tert-oktylfenol	
	bensen		

Bilaga 3

Schablonhalter för övriga ämnen (StormTac, v. 2010-03)

I tabellen på följande sida sammanställs schablonhalter för de övriga ämnen som inte redovisats i rapportens huvuddel, se Tabell 3-1. För dessa övriga ämnen finns färre underlagsdata så de är mindre tillförlitliga och bör användas mer kritiskt. De kommer att uppdateras på www.stormtac.com när mer underlagsdata blir tillgänglig. Synpunkter och data tas tacksamt emot löpande, se hemsidan.

Markanvändning	COD mg/l	Fe mg/l	BOD mg/l	TOC mg/l	Arsenik µg/l	DOC mg/l	Cl mg/l	NH4-N mg/l	Fekal coliform st/100 ml	E, Coli st/100 ml	Alkalinitet mg/l	Konduktivitet mS/m	Fenoler mg/l
Vägar (5 000 ÅDT)	25	1,4	5,0	21	2,4	21	13	0,70	1700	1900	28	12	6,0
Vägar (10 000 ÅDT)	50	3,0	10	25	2,4	21	13	0,70	1700	1900	28	12	6,0
Vägar (15 000 ÅDT	65	3,5	12	26	2,4	21	13	0,70	1700	1900	28	12	6,0
Vägar (30 000 ÅDT)	100	5,0	15	30	2,4	21	13	0,70	1700	1900	28	12	6,0
Vägar (100 000 ÅDT)	225	8,0	25	47	2,4	21	13	0,70	1700	1900	28	12	6,0
Parkeringar	150	6,0	1,7	20	2,4	14	13	0,50	1900	1900	28	12	6,0
Villor	65	1,7	9,0	10	3,0	7,0	35	0,80	8345	700	28	12	2,0
Radhus	75	3,0	9,0	12	3,0	8,0	40	0,80	8345	700	28	26	3,0
Flerfamiljshus	85	5,6	9,0	20	3,0	14	40	0,80	8345	700	28	7,9	4,0
Fritidshus	50	1,7	9,0	5,0	3,0	3,5	30	0,50	1900	700	28	25	2,0
Koloniområden	50	1,7	9,0	5,0	3,0	4,0	20	0,50	1900	700	28	12	2,0
Centrum	60	1,6	11	24	2,4	17	40	0,50	4300	1900	28	12	6,0
Industrier	80	8,0	9,0	24	4,0	17	50	0,50	2500	1900	28	9,7	6,0
Park	42	1,7	5,4	8,0	4,0	5,6	20	0,50	7200	700	28	14	1,0
Atmosfärisk deposition	19	0,050	2,5	4,0	0,3	3,0	0	0,80	0	0	0	0	1,0
Rural													
Skogar	42	0,80	5,4	11	4,0	2,0	5,0	0,50	1000	700	28	12	1,0
Jordbruksmarker	42	0,80	10	13	4,0	9,0	10	1,0	1900	700	28	12	1,0
Gräs- och ängsmarker	42	0,80	5,4	9,0	4,0	6,0	10	0,80	7200	700	28	12	1,0
Våtmarker	42	0,80	7,5	11	4,0	8,0	5,0	0,30	1000	700	28	12	1,0
Övrigt													
Golfbanor	42	1,7	16	4,0	4,0	8,0	20	0,50	1900	700	28	25	1,0
Flygplatser	30	6,0	1,7	83	2,4	58	13	0,50	1900	1900	28	12	6,0
Banvall (järnväg)	42	0,80	5,4	10	4,0	10	40	0,50	1900	1900	28	12	2,0
Hygge	42	0,80	5,4	11	4,0	8,0	5,0	0,50	1000	700	28	12,0	1,0
Värmekraftverk	100	6,0	32	25	30	25	0	0,50	1900	1900	28	12	6
Avfallsanläggning	1100	6,0	440	190	40	330	0	0,50	1900	1900	28	12	6
Hamnområde	150	6,0	1,7	20	2,4	14	0	0,50	1900	1900	28	12	6,0
Bensinstation	150	6,0	1,7	20	2,4	14	13	0,50	1900	1900	28	18	6,0
Skolområde	85	5,6	9,0	20	3,0	14	40	0,80	1900	700	28	39	4,0
Idrottsplats	42	1,7	5,4	8,0	4,0	5,6	20	0,50	1900	700	28	19	1,0
Kontorsområde	42	1,7	16	4,0	4,0	5,6	40	0,50	1900	1900	28	12	6,0
Blandat grönområde (skog+äng)	42	0,80	5,4	10	4,0	4,2	10	0,40	3000	700	28	12	1,0
Begravningsplats	42	0,80	2,3	11	4,0	2	10	0,50	3000	700	28	12	1,0

Bilaga 4

Schablonhalter för övrig markanvändning (StormTac, v. 2010-03)

I tabellen på följande sidor sammanställs schablonhalter för övrig markanvändning som inte redovisats i rapportens huvuddel, se Tabell 3-1. För dessa finns färre underlagsdata så de är mindre tillförlitliga och bör användas mer kritiskt. Värdena kommer att uppdateras på www.stormtac.com när mer underlagsdata blir tillgänglig, liksom listan på fler typer av markanvändning kommer att kompletteras. Synpunkter och data tas tacksamt emot löpande, se hemsidan.

Olika textformat i data i tabellen indikerar bedömd osäkerhetsnivå baserat på antalet data och deras osäkerheter:
Fet stil: säkrast data
Normal stil: mellansäker data
Kursiv stil: mest osäker data

Markanvändning	P mg/l	N mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	SS mg/l	olja mg/l	PAH16 µg/l	BaP µg/l
Golfbana	0,35	2,1	5,0	15	18	0,30	0,70	2,0	0,010	55	0,20	0	0
Flygplats	0,10	1,8	0,70	7,0	43	0,15	3,4	3,6	0,050	130	0,15	1,7	0,050
Hamnområde	0,27	1,8	13	40	191	0,37	5,2	5,0	0,050	99	0,76	0,33	0,026
Bensinstation	0,10	1,1	50	30	110	2,0	3,0	4,0	0,050	60	1,0	1,7	0,060
Skolområde	0,30	1,6	15	30	100	0,70	12	9,0	0,030	70	0,70	0,6	0,050
Centrumområde, mindre förorenat	0,25	1,6	17	20	108	0,80	4,6	7,1	0,050	77	1,0	0,56	0,072
Centrumområde, mer förorenat	0,45	2,1	40	37	244	1,4	11	13	0,050	396	1,7	0,68	0,14
Idrottsplats	0,12	1,2	6,0	15	25	0,30	3,0	2,0	0,050	49	0,20	0	0
Industriområde, mindre förorenat	0,29	1,6	25	35	214	1,1	9,6	12	0,060	80	1,7	0,82	0,11
Industriområde, mer förorenat	0,42	2,2	50	79	402	2,1	16	22	0,080	220	3,1	1,8	0,21
Kontorsområde	0,25	1,5	30	30	140	0,90	13	7,0	0,050	100	1,3	1,0	0,15
Blandat grönområde (skog+äng)	0,065	2,0	4,5	11	20	0,25	0,25	0,50	0,0050	90	0,15	0	0
Begravningsplats	0,050	1,0	6,0	20	25	0,30	2,0	0,50	0,0050	80	0,20	0	0
Banvall (järnvägsområde)	0,053	1,0	26	49	169	0,32	2,2	1,6	0,050	56	0,60	2,0	0,050
Hygge	0,050	2,0	6,0	7,0	15	0,20	0,50	0,50	0,0050	40	0,10	0	0
Sjukhusområde	0,28	1,9	20	22	140	1,0	5,0	8,5	0,050	100	1,5	0,60	0,10
Simbassängsområde	0,30	1,6	15	30	100	0,70	12	9,0	0,025	70	0,70	0,60	0,050
Område med äldreboende	0,30	1,6	15	30	100	0,70	12	9,0	0,025	70	0,70	0,60	0,050
Djurhållning	0,45	3,0	6,0	15	30	0,30	2,0	0,50	0,0050	80	0,20	0	0
Skjutfält	0,20	2,0	40	15	30	0,30	2,0	0,50	0,0050	80	0,20	0	0
Lastgata (lastkaj)	0,16	1,5	26	30	140	0,64	9,4	6,0	0,050	107	0,99	1,1	0,063
Villaområde med total LOD	0,16	1,2	6,0	14	64	0,30	2,8	4,8	0,010	25	0,26	0,36	0,060
Radhusområde med total LOD	0,20	1,2	7,2	18	68	0,36	4,2	5,6	0,015	25	0,39	0,36	0,060
Flerfamiljshusområde med total LOD	0,24	1,4	9,0	21	80	0,42	8,4	7,2	0,020	39	0,46	0,36	0,060
Villaområde med LOD, ej LOD för vägar	0,25	1,8	13	25	100	0,64	5,1	7,6	0,016	57	0,51	0,76	0,13
Radhusområde med LOD, ej LOD för vägar	0,32	1,8	15	32	110	0,76	7,6	8,9	0,024	57	0,76	0,76	0,13
Flerfamiljshusområde med LOD, ej LOD för vägar	0,38	2,0	19	38	130	0,89	15	11	0,032	89	0,89	0,76	0,13
Villaområde, mindre förorenat	0,16	1,2	6,8	17	68	0,42	2,8	4,4	0,010	35	0,28	0,56	0,072
Värmekraftverk med upplags- och trafikytor	0,30	3,0	30	50	160	0,70	26	42	0,20	300	1,1	6,0	1,0
Avfallsanläggning	1,1	28	110	160	1400	2,1	26	42	0,20	92	1,1	6,0	1,0
Vägdiken vid motorväg	0,25	2,6	15	30	90	0,42	3,6	1,9	0,030	107	0,54	0,31	0,014
Metall-avfallsområde	0,30	3,0	22	120	150	0,32	1,9	5,6	0,020	13	33	6,0	1,0
Gård vid jordbruksmark	0,20	2,0	5,0	14	50	0,20	0,20	1,0	0,0050	38	0,10	0,20	0,030
Takyta	0,026	2,0	2,0	10	33	0,080	0,17	0,40	0,010	10	0	1,9	0,010
Bränslelager, Ragnsell	0,30	3,0	1,2	10	39	0,070	1,9	5,7	0,020	13	1,1	6,0	1,0
Grönt tak	0,032	2,4	3,0	10	30	0,11	0,17	0,40	0,010	20	0	1,9	0,010
Villaområde utan vägdike, standard	0,25	1,8	16	28	110	0,67	5,5	7,8	0,013	76	0,64	1,2	0,12

Markanvändning	P mg/l	N mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	SS mg/l	olja mg/l	PAH16 µg/l	BaP µg/l
Villaområde utan vägdike, min	*0,18*	*1,5*	11	20	90	0,27	3,8	6,0	*0,048*	*48*	*0,50*	1,1	0,027
Villaområde utan vägdike, max	*0,32*	*2,1*	21	36	130	1,1	7,3	9,5	*0,020*	*104*	*0,78*	1,3	0,21
Villaområde utan väg	*0,20*	*1,5*	8,0	21	90	0,27	3,0	5,0	*0,048*	*40*	*0,35*	1,5	0,019
Lokalgata med kantsten	*0,15*	*1,3*	12	30	70	0,20	1,0	1,2	*0,060*	*60*	*0,17*	0,20	0,0070
Lokalgata efter reduktion i öppet dike	*0,14*	*1,2*	9,0	25	60	0,17	0,90	1,1	*0,054*	*48*	*0,15*	0,17	0,0060
Bilskrot	*0,30*	*3,0*	56	52	930	1,4	6,2	22	*0,11*	*25*	*1,7*	6,0	1,0
Upplag med asfalt m.m.	*0,27*	*1,8*	30	51	180	0,58	10	11	*0,060*	*220*	*1,1*	6,0	1,0
Väg (10 000 ÅDT)	**0,18**	**1,8**	**17**	**51**	**89**	**0,28**	**1,8**	**1,8**	*0,060*	**89**	**0,34**	**1,1**	0,030

Fet stil: säkrast data
Normal stil: mellansäker data
Kursiv stil: mest osäker data

Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten

Svenskt Vatten

Box 47607, 117 94 Stockholm
Tel 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se