

NOS-dagvatten

Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner

Jonas Andersson
Sophie Owenius
Daniel Stråe



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. 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
Management

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

Agneta Granberg, ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Charlotte Lindstedt	Göteborg Vatten
Lena Ludvigsson-Olafsen	Smedjebackens kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Mats Rostö	Gästrik Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Lena Söderberg	Svenskt Vatten
Ulf Thysell	NSVA
Fred Ivar Aasand, adjungerad	Norsk Vann

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas 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.

Rapportens titel:	NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner
Title of the report:	Monitoring of stormwater ponds in five municipalities in the Stockholm region
Rapportnummer:	2012-02
Författare:	Jonas Andersson, Sophie Owenius och Daniel Stråe, WRS Uppsala AB
Projektnummer:	29-119
Projektets namn:	Utvärdering och presentation av samlade erfarenheter från projektet "Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner"
Projektets finansiering:	Stockholms läns landsting, Svenskt Vatten Utveckling samt de deltagande kommunerna och WRS Uppsala AB
Rapportens omfattning	
Sidantal:	90
Format:	A4
Sökord:	Dagvatten, reningsanläggningar, fosfor, kväve, suspenderat material, tungmetaller, flödesproportionell provtagning, sediment
Keywords:	Stormwater, treatment, phosphorus, nitrogen, suspended solids, heavy metals, flow proportional sampling, sediment
Sammandrag:	Rapporten presenterar resultatet av projektet "Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner", där reningseffekten i fem dagvattendammar undersöktes med hjälp av flödesproportionell provtagning vid in- och utlopp.
Abstract:	This document constitutes the final report for the project "Monitoring of stormwater ponds in five municipalities in the Stockholm region", where flow proportional sampling has been carried out at the inlets and outlets of five stormwater ponds to determine treatment efficiency.
Målgrupper:	Tjänstemän på kommunala, regionala och nationella myndigheter, VA-huvudmän, konsulter och forskare
Omslagsbild:	Mätöverfall och container med provtagningsutrustning uppströms Viby Gårds dammar. Foto: Jonas Andersson, WRS
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2012
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Projektet NOS-dagvatten startade hösten 2006 och avrapporterades på det nationella seminariet *Föreningar i Dagvatten – vilka är de och hur ska de hanteras* i november 2010. Projektet är ett av de största uppföljningsarbeten som genomförts på dagvattenanläggningar i Sverige och totalt har uppföljningen av de fem dammarna genererat ca 2,5 miljoner flödesdata och över 10 000 analysvar.

Projektet har finansierats med medel från de deltagande kommunerna och Stockholms läns landsting via Regionplanekontorets miljöbidrag. Svenskt Vatten Utveckling och WRS har bidragit med finansiering för databearbetning och för publicering av resultaten i föreliggande rapport.

Ett stort antal personer från de fem kommunerna har varit involverade i projektet. I den grupp som aktivt arbetat med projektet på kommunernas tekniska förvaltningar har följande personer medverkat; Andreas Jacobs (Täby), Ingemar Jonsson och Göran Egebrink (Upplands-Bro), Agneta Holm, Selda Taner, Magnus Viklund och Patrik Grönvall (Sigtuna), Maria Öquist, Frida Jidetorp, Fredrik Eriksson och Joakim Magnusson (Sollentuna Energi), Essi Bagheri och Branislav Grbic (Upplands Väsby).

Utöver dessa har ett stort antal personer från kommunerna och Oxunda vattensamverkan aktivt medverkat i möten och diskussioner; Mari Svanholm, Dag Kempe, Carl Bachman, Nils Odén och Ashna Ahmed (Upplands Väsby), Gunilla Strinning och Jan Franzén (Sigtuna), Åke Ekström (Sollentuna/Oxunda vattensamverkan) och Maria Elfström (Upplands-Bro).

Fortlöpande sammanställning, bearbetning och analys av data har utförts av Jonas Andersson, Daniel Stråe, Sophie Gunnarsson och Rickard Olofsson på WRS. Annika Persson har också bidragit med mycket kunskap om dagvattendammarnas sediment genom sitt examensarbete som genomförts vid Uppsala Universitet och SLU.

Upplands Väsby kommun har varit huvudsökande för projektet. Projektledare var inledningsvis Essi Bagheri, Upplands Väsby och Jonas Andersson, WRS. Hösten 2008 tog Branislav Grbic, Upplands Väsby, vid som projektledare.

Parallellt med huvudprojektet har Sweco Environment genomfört kompletterande analyser av bl.a. prioriterade ämnen i Ladbrodammen och Tibbledammen. Resultatet från Swecos undersökning finns presenterade i rapporten *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, tungmetaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*, Svensk Vatten Utveckling Rapport nr 2010-06.

Rapporten har granskats av Leif Runesson, VA SYD, Karin Björklund, Chalmers, samt Daniel Hellström, Svenskt Vatten. Även Thomas Larm, Sweco, har bidragit med synpunkter på rapporten.

Ett stort tack riktas till alla medverkande. Utan er hade detta aldrig varit möjligt att genomföra!

Augusti 2011

Branislav Grbic

Projektledare Upplands Väsby kommun

Jonas Andersson

Projektledare WRS Uppsala AB

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
1.1 Projektets genomförande.....	8
1.2 Projektkostnad och finansiering.....	9
2 Metod	10
2.1 Flödesmätning och vattenprovtagning.....	10
2.2 Sedimentprovtagning.....	11
2.3 Provhantering och analyser.....	13
2.4 Inventering av dammarna.....	16
3 Beskrivning av dammarna	17
3.1 Ladbrodammen.....	17
3.2 Myrängsdammen.....	21
3.3 Steningedalens årike.....	23
3.4 Tibbledammen.....	27
3.5 Viby Gårds dammar.....	30
4 Resultat	32
4.1 Klimat och nederbörd under provtagningsperioden.....	32
4.2 Flödesmätning och provtagning.....	34
4.3 Flöden.....	38
4.4 Beräkning av massbalans och avskiljning.....	39
4.5 Resultat av flödesproportionell vattenprovtagning.....	40
4.6 Resultat av sedimentprovtagning.....	50
4.7 Jämförelser mellan vatten- och sedimentprovtagning.....	64
4.8 Beräkning av halter i vatten från halter i sediment.....	67
4.9 Sedimentfällor som metod för att bedöma rensningsbehov....	68
5 Diskussion om uppföljning och reningsresultat	71
6 Kostnad för avskiljning av föreningar	77
6.1 Beräkningar.....	77
6.2 Resultat och diskussion.....	78

7	Slutsatser	80
7.1	Utformning av dagvattendammar	80
7.2	Erfarenheter och råd från NOS-projektet	80
8	Bilaga 1. Förfrågningsunderlag för flödesproportionell vattenprovtagning	82
9	Referenser.....	86

Sammanfattning

Denna rapport utgör slutrapport för projektet *Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner*, också kallat *NOS-dagvatten*. De fem Stockholms-kommunerna, Upplands-Bro, Sollentuna, Sigtuna, Täby och Upplands Väsby, har sedan slutet av 1990-talet arbetat aktivt med att minska föroreningspåverkan på Mälaren och Saltsjön från de kommunala dagvattensystemen. Projektet NOS-dagvatten som drivits under åren 2006–2010 har syftat till att öka kunskapen om; 1) verkliga föroreningsmängder i dagvatten, 2) dagvattenreningsanläggningars funktion samt 3) lämplig metodik för att utvärdera dagvattendammar. Ett övergripande syfte med projektet har också varit att ge deltagarna från de fem kommunerna ökad erfarenhet och förståelse för hur dagvattenarbetet kan bedrivas i nätverk inom- och mellankommunalt.

Inom ramen för projektet har flödesproportionell provtagning genomförts i in- och utlopp i fem dagvattendammar, en i varje kommun. Flödesmätning och provtagning har pågått under ca två års tid. Vattenproverna har analyserats med avseende på fosfor, kväve, suspenderat material, klorid och ett urval tungmetaller och organiska ämnen. Flödes- och haltdata från provtagningen har använts för att beräkna mängder in till- respektive ut från anläggningarna samt avskiljning. Undersökningar av dammarnas sediment har också gjorts som ett komplement till vattenprovtagningen. Sedimentundersökningarna har gjorts bl.a. för att undersöka om de tungmetallmängder som avskilts enligt vattenprovtagningen kan återfinnas i sedimenten. Undersökningarna har också gjorts för att studera sedimentförflyttningar i dammarna och behovet av rensning.

Den flödesproportionella provtagningen visade sig vara resurskrävande, men gav samtidigt bra data på föroreningsbelastning och anläggningarnas effektivitet. De dammar som tog emot hela flödet (dvs. ingen förbiledning/bräddning vid höga flöden) av ett relativt koncentrerat dagvatten uppvisade både hög relativ (procentuell) och absolut (mängd) avskiljning. De dammar som var försedda med en bräddfunktion före inloppet hade en lägre effektivitet, sannolikt på grund av att en stor del av den årliga transporten av lättsedimenterbara föroreningar transporteras förbi dammen vid högflöden.

Resultaten från sedimentprovtagningen visade att metoden kan vara ett alternativ till vattenprovtagning när det gäller att beräkna avskiljning av tungmetaller. Sedimentundersökningar kan också ge information om hur sedimenten bör hanteras vid rensning och om rensningsbehov föreligger.

En viktig slutsats av projektet är att tillsyn och underhåll av befintliga anläggningar lönar sig. I samband med installation av flödes- och provtagningsutrustning i projektdammarna visade det sig att tre av de fem undersökta dammarna inte fungerade så som tänkt. Det som då åtgärdades hade antagligen annars inte upptäckts. Funktionskontroll av dammarna, t.ex. genom kontroll av att in- och utflödet är lika stort, i samband med slutbesiktning av entreprenad, är därför att rekommendera för att säkerställa funktionen.

Summary

This document constitutes the final report for the project *Monitoring of stormwater ponds in five municipalities in the Stockholm region*, also referred to as *NOS-dagvatten*. The five municipalities, Upplands-Bro, Sollentuna, Sigtuna, Täby and Upplands Väsby, has since the late 1990s worked actively on reducing stormwater pollution impact on Lake Mälaren and the Baltic Sea. The project NOS-dagvatten operated during the years 2006–2010 and has sought to increase knowledge about: 1) the actual amounts of pollution in stormwater, 2) the treatment efficiency of stormwater ponds, and 3) appropriate methods for evaluating stormwater ponds. The overall aim of the project has also been to provide experience and understanding of how stormwater management can be carried out within the municipalities and in external networks.

Within the project flow proportional sampling has been carried out at the inlets and outlets of five stormwater ponds, one in each municipality. Flow measurement and sampling has been going on for about two years. The water was analyzed with respect to phosphorus, nitrogen, suspended solids, chloride and a number of heavy metals and organic substances. Flow and concentration data has been used to calculate incoming and outgoing amounts of pollutants as well as reduction. In addition to water sampling, sediment studies have been made. The aim was to examine if the amount of heavy metals found in the sediment corresponded to the removed amounts according to the water sampling. An additional aim was to study sediment movements within the ponds and the need for sediment removal.

The flow-proportional sampling turned out to be resource-intensive, but provided good data on pollution load and removal efficiency. The ponds that received high loads of relatively concentrated stormwater showed both high relative (%) and absolute (amount) removal of pollutants. The ponds that were equipped with a by-pass function positioned before the inlet had a lower efficiency. This was likely due to the fact that a large part of the annual load of particles, that could otherwise easily have settled, never entered the pond.

The results of the sediment studies showed that sediment sampling can be an alternative to water sampling, in order to estimate the amount of removed heavy metals. Sediment studies can also provide information on how to handle the sediment after removal.

When installing the flow measurement and sampling equipment in the project ponds, it was found that three of the five ponds did not work as intended. The functional problems have now been corrected, but would otherwise probably never been detected. An important conclusion of the project is therefore that inspection and maintenance of existing installations is worthwhile.

1 Inledning

Projektet NOS-dagvatten initierades år 2006 av fem av Stockholmsregionens norrortskommuner; Upplands-Bro, Sollentuna, Sigtuna, Täby och Upplands Väsby i samarbete med WRS Uppsala. De fem kommunerna arbetade då alla aktivt med att minska föroreningspåverkan på Mälaren och Saltsjön från de kommunala dagvattensystemen. De fyra sistnämnda kommunerna har sedan slutet av 1990-talet ett utvecklat vattenvårdsarbete inom ramen för Oxunda vattensamverkan, med en gemensam dagvattenpolicy och plan för att åtgärda de mest betydelsefulla utsläppen av dagvatten. Kommunerna hade också anlagt ett stort antal dammar, våtmarker och översilningsytor för rening av dagvatten. Någon uppföljning av hur väl dessa fungerade som reningsanläggningar hade inte gjorts. Det fanns ett stort behov av kunskap, men också en osäkerhet om och hur anläggningarna borde följas upp. Man beslutade därför att gå samman och söka extern finansiering från Regionplanekontorets miljöbidrag (Stockholms läns landsting) för projektet *Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner*. Förkortningen NOS-dagvatten kom till i ett senare skede och står för *NorrOrtskommuner i Samverkan – dagvatten*.

Projektet har syftat till att öka kunskapen om:

- verkliga föroreningsmängder i dagvattnet,
- dagvattenreningsanläggningars funktion samt
- lämplig metodik för att utvärdera dagvattendammar.

Ett övergripande syfte med projektet har också varit att ge deltagarna ökad erfarenhet och förståelse för hur dagvattenarbetet kan bedrivas i nätverk inom- och mellankommunalt.

Projektet har omfattat tre delar:

1. Förberedelser och uppföljning (planering, provtagning, sammanställning, utvärdering) av vardera en dagvattenreningsanläggning per kommun under ca två års tid.
2. Kunskapsutbyte mellan kommunerna rörande metodik, teknik, resultat och synsätt.
3. Extern kunskapsspridning.

1.1 Projektets genomförande

Finansiering beviljades hösten 2006 från Regionplanekontoret och planeringsarbetet inleddes. Fem anläggningar valdes ut för uppföljning, en per kommun, se kartan i Figur 3-1: Ladbrodammen i Upplands Väsby, Myrängsdammen i Täby, Steningedalens årike i Sigtuna, Tibbledammen i Upplands-Bro samt Vibydammen i Sollentuna. Urvalet av anläggningarna gjordes i huvudsak efter kriteriet att det skulle finnas väl definierade in- och utlopp som möjliggjorde flödesmätning och provtagning. I övrigt fick respektive kommun föreslå en anläggning som man var särskilt intresserad av att följa upp. De anläggningar som valdes var i de flesta fall relativt nyanlagda dam-

mar, undantaget Tibbledammen som har fungerat som dagvattendamm sedan 1970-talet.

Två arbetsgrupper bildades med representanter från respektive kommun, en som tog fram underlag för upphandling av analyser och en som tog fram underlag för upphandling av den tekniska utrustningen (flödesmätare och provtagare, förfrågningsunderlaget återfinns i Bilaga 1). Specifikation för flödesmättnings- och provtagningsutrustningen upprättades utifrån erfarenheter från likande provtagning. Utrustningen upphandlades under våren 2007 och installationsarbeten gjordes vid respektive anläggning under våren, sommaren och tidiga hösten. I några fall krävdes mer eller mindre omfattande ombyggnadsarbeten, på grund av att man upptäckte att anläggningarna inte fungerade så som tänkt eller på grund av att de inte var förberedda för flödesmätning. Arbetet visade sig i flera fall ta mer tid och resurser i anspråk än vad som budgeterats.

Under våren och sommaren hölls två kursdagar om flödesproportionell provtagning och hantering av utrustningen. Syftet var att ge alla projektdeltagare en bra kunskapsgrund, för att provtagningen skulle genomföras på ett så bra sätt som möjligt.

Provtagningen kom i gång under hösten 2007 och pågick sedan till december 2009 (Myrängsdammen och Tibbledammen) respektive sommaren 2010 (Ladbrodammen, Steningedalen och Viby).

Under åren 2008–2010 hölls två projektmöten per år där resultat av provtagningen presenterades och diskuterades och erfarenheter utbyttes. I oktober 2010 hölls en avslutande workshop med representanter från olika förvaltningar i de berörda kommunerna (totalt 20 deltagare). Den 30 november 2010 presenterades resultaten från projektet på seminariet *Föröreningar i Dagvatten – Vilka är de och hur ska de hanteras?* som anordnades av Svenskt Vatten och Regionplanekontoret.

Totalt har ca 30 personer varit delaktiga i projektet.

1.2 Projektkostnad och finansiering

Projektet har beviljats bidrag i två omgångar från Regionplanekontorets miljöbidrag, Stockholms läns landsting. Totalt har 1 489 000 kr beviljats i bidrag (50 % av planerad projektkostnad). Den totala ursprungliga projektbudgeten var ca 3 Mkr. Kompletterande medel, 210 000 kr, beviljades 2009 från Svenskt Vatten Utveckling för att möjliggöra ytterligare bearbetning av resultaten från projektet och publicering av dessa i föreliggande rapport.

Den verkliga kostnaden för projektet har uppgått till ca 3,6 Mkr. Kostnaderna har fördelat sig på följande poster:

- Kommunernas arbetstid i projektet (planering, möten, provtagning): 650 000 kr
- Total investering i utrustning och installationer: 1 740 000 kr (varav flödesmättnings- och provtagningsutrustning ca 550 000 kr)
- Analyskostnader: 480 000 kr
- Konsultstöd, projektledning, databearbetning, sammanställningar, rapportarbeten: ca 700 000 kr

2 Metod

2.1 Flödesmätning och vattenprovtagning

Vattenprover har tagits i dammarnas in- och utlopp under ca två år. Prover har tagits flödesproportionellt, vilket i praktiken inneburit att de automatiska kombinerade flödesmätarna/provtagarna tagit ett vattenprov av en bestämd volym när en bestämd mängd vatten passerat. Den uppmätta halten av ett visst ämne i till exempel ett 14-dagarsprov har då utgjort en medelhalt för den volym vatten som passerat under perioden. Genom att multiplicera halten med flödet för perioden har inkommande respektive utgående mängder beräknas.

Orsaken till att flödesproportionell provtagning valdes var att tidigare studier i såväl Sverige som internationellt visat på risken för under- eller överskattning av föroreningstransport och avskiljning med stickprovtagning eller tidsstyrd provtagning. En undersökning av Slogstorpsdammen i Skåne åren 2005–2006 (Andersson, Wedding och Tonderski, 2006) visade just detta. Slogstorpsdammen tar emot avrinning från ett 880 hektar stort jordbruksdominerat tillrinningsområde. Jämförelse av resultat mellan flödesproportionell och tidsproportionell provtagning visade tydligt att den flödesstyrda provtagningen gav högre värden på både transport och avskiljning av partikulärt material och fosfor. Provtagningsmetodikerna verkade ha störst betydelse för kvantifiering av transporten av partikulärt material, där belastningen uppskattades vara mer än dubbelt så hög om proverna togs flödesproportionellt. Fosforbelastningen var ca 40 % högre baserat på flödesstyrd provtagning medan skillnaden var marginell för kväve. Ett sådant förhållande är inte förvånande eftersom det ofta sker snabba förändringar i halterna av partiklar vid flödesförändringar. En flödesproportionell provtagning borde då vara bättre för att kvantifiera transporten till dammen/våtmarken. Större partiklar som transporteras vid högre flöden sedimenterar lätt i dammar och våtmarker, och därför blir även den beräknade avskiljningen högre om man bättre lyckas kvantifiera denna transport.

De kombinerade flödesmätare och provtagare som använts i projektet var av modellen Isco 6712FR, automatiska provtagare med klimatskåp. Beroende på förutsättningarna vid respektive damm användes en flödesmätningsskåp antingen för nivåmätning (modul 710 med ekolodsgivare) eller med så kallad area-hastighetsgivare (modul 750).

Figur 2-1 visar principuppställningen för flödesmätningen och vattenprovtagningen. Flödesgivaren ger en signal som omvandlas till ett flöde i provtagarens dator. Efter att en bestämd mängd vatten passerat tar provtagaren ett prov av en förutbestämd volym. Provtagaren suger upp vatten med hjälp av en slangpump. Inför varje provtagning renblåses slangen med luft. Provet samlas i en 20,5 liters plastdunk (Nalgene) i ett klimatskåp (+4 °C). Provvolymen har genomgående varit 50 ml.

Provtagningsfrekvensen, dvs. hur ofta prov skall tas i denna studie beroende av volymen vatten som ska passera mellan provtagningarna, har justerats med årstiden och den förväntade flödessituationen. Detta för att erhålla



Figur 2-1

Principiell utformning av provtagningsstationerna. På den vänstra bilden illustreras flödesmätning genom nivåmätning över ett v-format skibord och på den högra bilden flödesmätning i ett rör med en s.k. area-hastighetsgivare.

en så stor volym som möjligt för varje tvåveckorsperiod med hänsyn till provtagningskärlets kapacitet. I praktiken har det visat sig vara svårt att förutse flödet och vid några tillfällen har provvolymen blivit för liten för att kunna göra samtliga analyser. Vid andra tillfällen har provtagningsflaskan fyllts på mindre än två veckor. När flaskan är full suger slangpumpen tillbaka vatten från flaskan efter varje påfyllning, vilket gör att proverna inte blir helt rättvisande. I de allra flesta fall har dock flaskorna varit ”lagom” fulla, dvs. 5–20 l vatten, vid tömningen.

Proverna har hämtats med 14 dagars intervall. Provtagningskärllet har omskakats kraftigt och vattnet hållts över till de analyskärl som laboratoriet tillhandahållit. Proverna har skickats för analys samma dag. Efter provtagning har kärlet sköljts ur med vatten från dammen och när det varit nödvändigt borstats rent med en diskborste innan det satts tillbaka i provtagaren. Inga rengöringsmedel har använts.

Medelvärde av flöde, nivå och i förekommande fall hastighet har loggats var 10:e minut. Genom att nivå och hastighet har loggats, har det varit möjligt att i efterhand göra omräkningar av flöden utifrån dessa rådata. Loggade data har förts över till bärbar dator med några månaders intervall. Metodik för beräkning av nederbörds mängder, flöden etc. presenteras närmare i resultatredovisningen i avsnitt 4.

2.2 Sedimentprovtagning

Som komplement till vattenprovtagningen har sedimentprover tagits i anläggningarna. Studier och provtagning av sedimenten utfördes i huvudsak under senhösten 2009, inom ramen för examensarbetet *Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning* (Persson, 2010), med en kompletterande sedimentstudie i Steningedalens årike sommaren 2010 (Gunnarsson och Andersson, 2010). Provtag-

ningsplatser för insamling av sediment med respektive metod är markerade i kartorna över dagvattenanläggningarna som redovisas i kapitel 3.

Syftet med sedimentprovtagningen var i första hand att undersöka om de mängder av tungmetaller som enligt vattenprovtagningen avskildes, gick att återfinna i dammarnas sediment. Hypotesen var att sedimentprovtagning i så fall skulle kunna vara ett alternativ till vattenprovtagning. Ett annat syfte med sedimentundersökningarna var att studera sedimenteringsmönster och eventuell intern omflyttning av sedimenten i dammarna.

Två olika metoder användes för provtagning och insamling av sediment. Prover togs dels med hjälp av en rörhämtare och dels med hjälp av en sedimentfälla, den så kallade *NOS-fällan*, som placerad på dammbotten under en begränsad tidsperiod insamlade nysedimenterat material för provtagning och analys, se Figur 2-2. NOS-fällan är en för projektet framtagen konstruktion baserad på inspiration från norska försök med sedimentfällor (Braskerud, 2000; 2002).

Vid provtagning fördelades provpunkterna över respektive dagvattenanläggning för att spegla eventuella skillnader mellan olika dammar/sektioner i anläggningen. Platserna för sedimentprovtagning är markerade i kartskisserna över respektive anläggning som presenteras i avsnitten 3.1–5. I varje sektion insamlades prov från tre sedimentproppar och/eller fällor för att få ett representativt samlingsprov. Proppar med sedimentjocklek som över-skred 10 cm skiktades i två skikt (0–5 cm och 5–10 cm) som hanterades och analyserades som separata prov. NOS-fällorna var utplacerade i fält 6–8 veckor innan de togs upp för mätning och provtagning av ansamlat sediment. Provtagning med rörhämtare utfördes från båt i riktning nedströms till uppströms för att minimera störningar av sedimentgrumling. I två fall var delar av anläggningarna i det närmaste torrlagda, Fångstdammen i Viby samt Ladbrodammens översilningsyta, och sediment insamlades där för



Figur 2-2 En rörhämtare av Willnertyp användes för insamling av ostörda sedimentprov (t.v.) och sedimentfällor (t.h.) användes bland annat för studier av uppbyggnadshastighet och omflyttning av sediment.

hand med hjälp av rör och spade. Fältmonteringen av NOS-fällan varierade något mellan anläggningarna då tekniken kontinuerligt justerades och förbättrades. På grund av initiala brister i utformning och utplaceringsteknik provtogs till exempel, inte de fällor som satts ut i Myrängsdammens och i Tibbledammens inlopp. Den slutliga förbättrade versionen av fällan placerades ut och vittjades från båt och bedömdes ge både tillförlitliga prover och användbar information om sedimenteringsmönster.

Sedimentproppar togs i samtliga dammar utom Tibbledammen. Anläggningen har tidigare använts som reningsdamm för avloppsvatten och det bedömdes därför svårt att härleda resultat från sedimentanalyser endast till belastning från dagvatten. Av samma anledning utfördes inte heller någon mätning av sedimenttjockleken i anläggningen. I Viby togs sedimentproppar, men på grund av begränsade resurser sattes inga fällor ut.

En uppskattning av total sedimentvolym i respektive dagvattenanläggning utfördes genom bestämning av bottenarea och sedimenttjocklek. För bestämning av dammarnas/sektionernas bottenarea användes relationsritningar. Där relationsritningar saknades gjordes kompletterande inmätningar i fält eller mätningar på flygfoton. Sedimenttjockleken bestämdes dels genom att mäta de sedimentproppar som insamlats och dels genom kompletterande mätningar med en mätsticka med vilken sedimenttjockleken mättes på ett stort antal punkter fördelade över anläggningarna. För varje damm/sektion beräknades en medeltjocklek. Ansamlad sedimentvolym erhöles slutligen genom att medeltjockleken multiplicerades med dammarean.

2.3 Provhantering och analyser

2.3.1 Vatten

Tömning av insamlade vattenprov för analys skedde varannan vecka. Vattnet i proven lagrades därmed som längst under 14 dygn i provtagningsstationernas klimatskåp, inställda att hålla ca + 4 °C, före transport och lagring på laboratorium inför analys. Den relativt långa förvaringstiden innebär ett avsteg från standardrekommendationer för provhantering, vilka för vissa av de aktuella parametrarna anger till exempel maximalt sju dygns förvaring. Anledningen till att 14 dygns provtagningsfrekvens trots detta valdes var främst praktiska och ekonomiska skäl. En längre sammanhängande provtagningsperiod prioriterades framför en kortare period (med tätare provhämtning). Minst två års provtagning var önskvärt för att täcka in både inom- och mellanårsvariationer. Med den gjorda prioriteringen var tanken att minimera det kombinerade felet, inkluderat både bristande representativitet i provtagning och fel till följd av provhantering.

Vid längre provförvaring än standardrekommendationens sju dygn, ökar riskerna generellt för utfällning och inbindning av ämnen i provkärnvägar, nedbrytning av organiska föreningar samt för omvandling mellan olika förekomstformer, till exempel av kväve vars koncentration kan påverkas av att vissa former av kväve under lagringstiden omvandlas till kvävgas och går förlorad. Genom att avvika från standardrekommendationerna finns en risk

för systematisk felskattning av förekomsten i både inkommande och utgående vatten. Den beräknade avskiljningen bedöms dock påverkas endast i begränsad omfattning då in- och utgående vatten hanterats på samma sätt.

Med kännedom om de undersökta vattnens karaktär i kombination med noggrant utvalda analysparametrar, gjordes också bedömningen att riskerna för mätfel på grund av lång förvaring var relativt små, enligt följande resonemang:

- Fosfor är ett grundämne som generellt förekommer i relativt höga halter i dagvatten, främst partikulärt bundet eller i löst (fosfat)form. Analys av totalfosfor påverkas inte av eventuella förändringar av förekomstform. Inbindning till provkärnväggar bedöms vara försumbar i sammanhanget, men innebär givetvis en liten risk för underskattning. Syftet med analys av fosfat var framförallt kvalitativt; att göra det möjligt att skilja mellan resuspension (utspolning av sediment) och eventuella ”fosforsläpp” till följd av syrebrist.
- Andelen organiska lättnedbrytbara ämnen är mycket liten i dagvatten. Suspenderade ämnen utgörs därför till övervägande del av mer inerta ämnen. Risken för att dessa ska brytas ned i betydelsefull mängd under 14 dagar bedöms vara mycket liten.
- Kväve är ett grundämne som i dagvatten främst förekommer som nitrat och i organiska föreningar. Risken för betydande nitrifikation är med andra ord försumbar. Likaså bedöms risken för denitrifikation vara liten med hänsyn till de låga förvaringstemperaturerna i kombination med avsaknad/brist på organiska lättnedbrytbara ämnen (kolkälla) i vattnet.
- Tungmetallhalterna är vanligen relativt höga i dagvatten och inbindningen till plastkärnlens väggar blir då försumbar i sammanhanget (men innebar givetvis en liten risk för underskattning).

Tabell 2-1 Analyserade parametrar, analysmetod, detektionsgräns och mätosäkerhet.

Parameter	Analysmetod/beteckning	Detektionsgräns	Enhet	Mätosäkerhet
Tot-P	SS EN ISO 6878:2005/TRAACS	0,005	mg/l	±10 %
PO4-P	SS EN ISO 6878:2005/Kone	0,005	mg/l	±30 %
Tot-N	SS EN ISO 11905-1/Kone	0,01	mg/l	±10 %
Suspenderade ämnen	SS EN 872-2	5	mg/l	±10 %
Cl-	StMeth 4500-Cl/Kone		mg/l	±15 %
Pb	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS	0,0005	mg/l	±25 %
Cd	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS	0,0001	mg/l	±35 %
Cu	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS	0,001	mg/l	±10 %
Cr	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS	0,001	mg/l	±25 %
Ni	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS	0,001	mg/l	±25 %
Zn	Syrauppslutet enl. SS028150-2; ICP-MS/ICP-AES	0,005	mg/l	±10-20 %
Totalt extraherbara alifater	SS028145 mod.	1,0	mg/l	±15 %
Totalt extraherbara aromater	SS028145 mod.	1,0	mg/l	±15 %
Opolära alifatiska kolväten	SS028145 mod.	1,0	mg/l	±15 %
PAH-16	A209:26	0,02	µg/l	±30 %
Summa cancerogena PAH	A209:26	0,2	µg/l	±30 %
Summa övriga PAH	A209:26	0,3	µg/l	±30 %

Analyserna har gjorts av laboratoriet Eurofins. Analyserade parametrar, analysmetod, detektionsgräns och mätosäkerhet återfinns i Tabell 2-1.

2.3.2 Sediment

Sedimenten från proppar respektive fällor provtagna i samma damm/sektion blandades omsorgsfullt till homogena samlingsprov. Proverna förvarades i syratvättade plastkärl av polypropen i kylskåp i väntan på vidare analyser.

Metallanalyser utfördes inom en vecka efter provtagning och fosforanalyser efter 4 till 7 veckor. Samtliga metallanalyser utfördes av ackrediterat laboratorium medan fosforanalyser och densitetsbestämning utfördes i samarbete med Linköpings och Uppsala universitet samt delvis i egen regi. En sammanställning av provtagningsmetodik och utförda fysikaliska och kemiska analyser som utfördes på insamlat sediment från dagvattenanläggningarna redovisas i Tabell 2-2. För mer information om metoder och resultatredovisning hänvisas till Persson (2010).

Tabell 2-2 Sammanställning över provtagnings- och analysmetoder för sediment samt analyserade parametrar.
SP = samtliga prov, PP = prov från sedimentproppar.

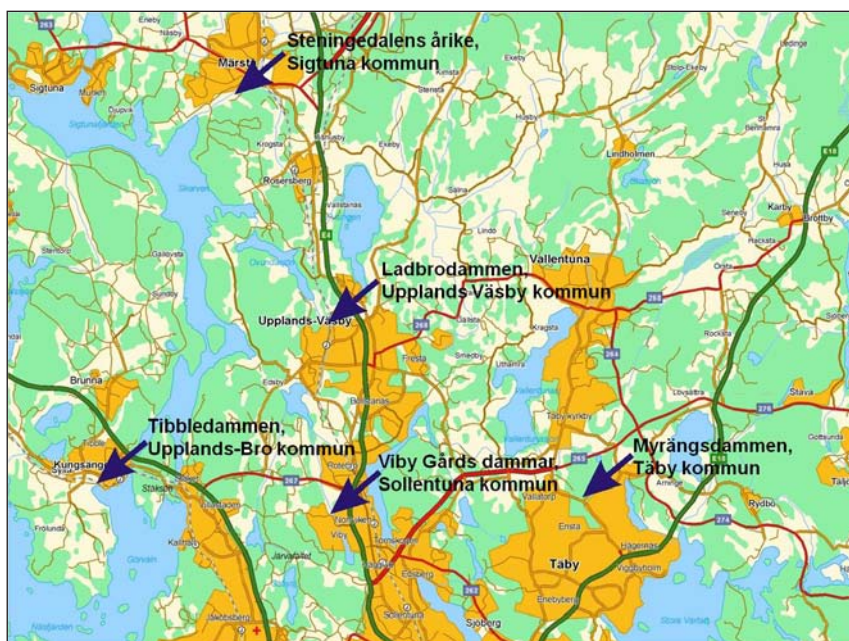
Provtagnings- och analysmetod	Ladbro	Myrängen	Steninge	Viby	Tibble
Sedimentproppar	I för-, huvuddamm och översilning	I inlopp, mitt och utlopp	I damm 1, 2 och översilning	I fångstdamm och slingerdammens in- och utlopp	-
NOS-fällor	Totalt 9 st med vardera 3 st i för-, huvuddamm och översilning	Totalt 4 st som ej provtogs	Hösten 2009: Totalt 6 st; 2 per sektion. Sommar 2010: Tot 12; 3 st i damm 1 och 2; 4 runt ön och 2 st i översilningsytan	-	Totalt 8 st varav 3 i in- resp. utlopp och 2 i mittdelen
Provtagnings- och analysmetod	Ladbro	Myrängen	Steninge	Viby	Tibble
TS halt (SS-EN 128880)	SP	SP	SP	SP	SP
Densitet (Goedkoop och Sonesten, 1995)	Ett samlingsprov per damm	Ett samlingsprov per damm	Ett samlingsprov per damm (2009) Ett prov per sektion (2010)	Ett samlingsprov per damm	Ett samlingsprov per damm
Glödningsförlust (SS-EN 12879)	SP	SP	SP	SP	SP
Tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) (SS028311; ICP-AES/MS)	SP	SP	SP	SP	SP
Total fosfor (Andersen, 1976; Svendsen, 1993; SS-EN 1189)	PP	PP	PP	PP	-
Lätillgänglig fosfor (Chang och Jackson, 1956; Psenner et al, 1988; Gunnarsson, 1997)	PP	PP	PP	PP	-

2.4 Inventering av dammarna

Översiktlig inventering av vegetationen i dammarna har gjorts vid två tillfällen. Dels utfördes en översiktlig vegetationskartering i samband med sedimentprovtagningen hösten 2009 och dels under juni 2010. Anläggningarna delades in i två områden, (i) vegetation i kantzonen från fast mark ut i vattenbrynet samt (ii) vegetation i den öppna vattenmassan. Områdena karterades under långsam promenad runt anläggningarna med löpande notering av observerad förekomst av olika arter och deras frekvens; enstaka, fläckvis eller dominerande. Kompletterande kartering av vegetationen i den öppna vattenmassan gjordes från båt. Karteringen har fungerat som underlag vid utvärderingen av anläggningarnas funktion och reningsresultat.

3 Beskrivning av dammarna

Tre av de fem dammarna ligger inom Oxundaåns avrinningsområde, som via Vallentunasjön, Norrviken, Edssjön och Oxundasjön avrinner till Mälaren. Tibbledammen i Kungsängen och Steningedalens årike i Märsta mynnar direkt till Mälaren. Se dagvattendammarnas geografiska lägen i Figur 3-1 nedan.



Figur 3-1 Dagvattendammarnas lägen.

3.1 Ladbrodammen

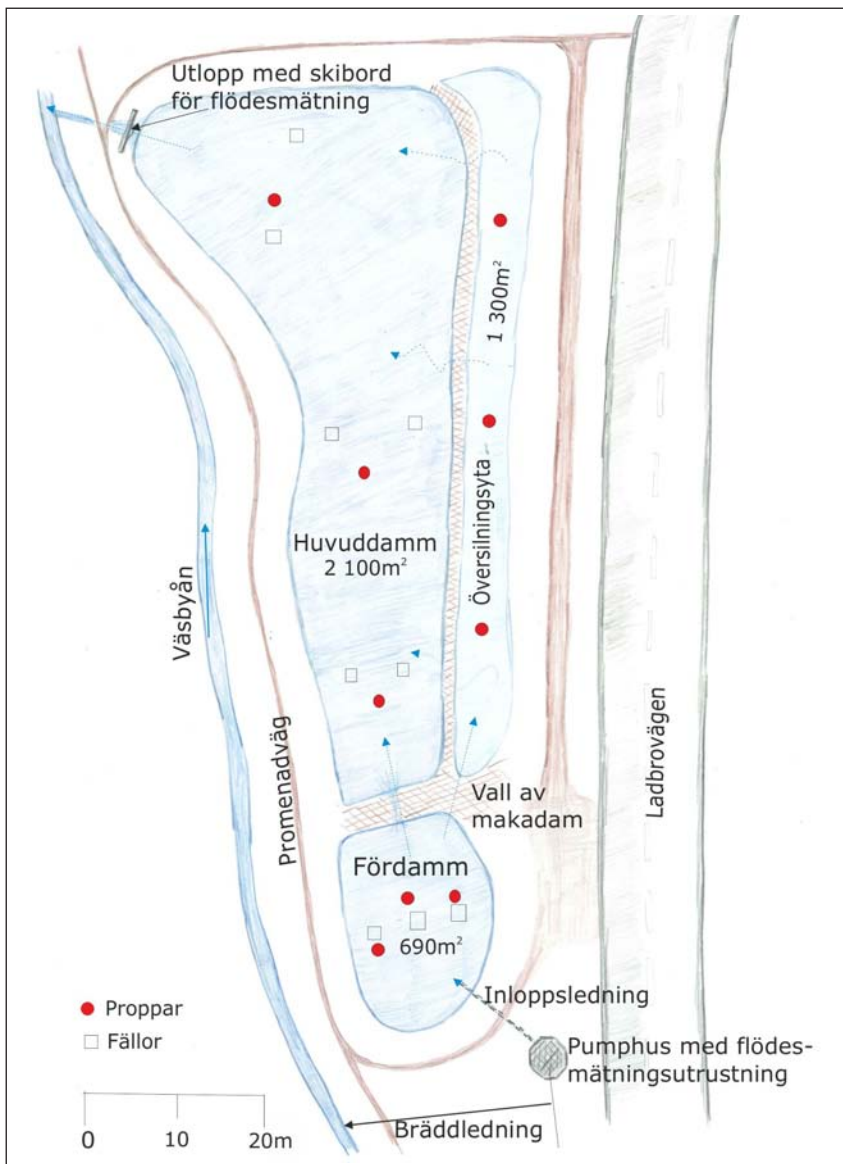
Ladbrodammen ligger i den norra delen av Upplands Väsby tätort med Ladbrovägen längs den östra sidan och Väsbyån längs den västra (Figur 3-2). Anläggningen togs i drift 2003 och har sitt utlopp i Väsbyån som i sin tur mynnar i Oxundasjön.

3.1.1 Tillrinningsområde

Anläggningen tar emot dagvatten från ett ca 200 hektar stort tillrinningsområde som till ca 70 % utgörs av centrumbebyggelse i Upplands Väsby. Övriga ytor utgörs av ca 12 % radhus och villaområden, 10 % flerfamiljehus och 8 % vägområde (Figur 3-3). Den genomsnittliga avrinningskoefficienten för hela avrinningsområdet är uppskattad till 0,31 och årsmedelflödet till anläggningen är beräknat till 12,5 l/s (Alm et al. 2010).

3.1.2 Utformning och funktion

Anläggningen är uppbyggd av tre delar med olika utformning och funktion, se Figur 3-2. Dagvattnet pumpas till den så kallade fördammen via en



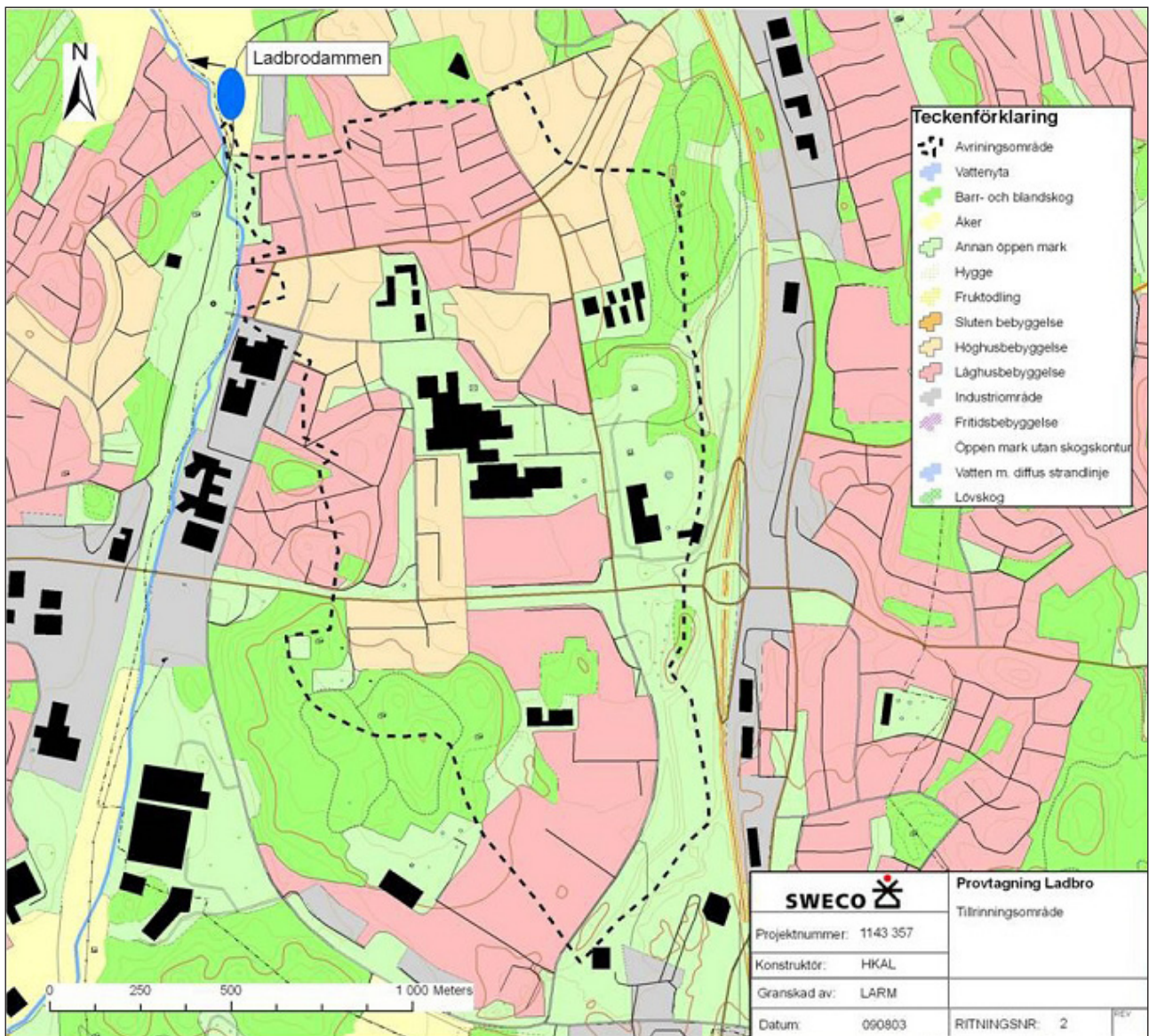
Figur 3-2

Karta över Ladbrodammen. Provtagningsplatser för sedimentprovtagning är markerade med röd punkt (sedimentproppar) och vita fyrkanter (sedimentfällor).

pumpstation i den södra delen av anläggningen. De två pumparna har en gemensam kapacitet på upp till 160 L/s. Under perioder med hög nederbörd då tillrinnande vattenvolymer överskrider pumpningskapaciteten bräddas vattnet förbi Ladbrodammen direkt ut i Väsbyån. Enligt en uppdaterad beräkning (Alm et al. 2010) bräddas en vattenvolym motsvarande 25–35 % av total tillrinning under året från hela tillrinningsområdet.

Fördammens viktigaste funktion är att bromsa upp vattenflödet vilket möjliggör för partikelbundna föroreningar att sedimentera. Dammen har ett vattendjup på ca 1,3 m, undantaget den grundare kantzonen.

Efter fördammen har vattnet två alternativa vägar att gå beroende på rådande vattenstånd. Vid lägre vattenstånd går vattnet vidare genom/över en makadamvall till huvuddammen som är en långsmal damm med ett vattendjup på ca 0,8–1,3 m. Vid högre vattenstånd rinner vattnet från fördammen även via en grund översilningsyta, ca 0,2 m djup, som löper längs med hela huvuddammens östra sida. Från översilningsytan strömmar vattnet genom och/eller över en makadamvall till huvuddammen. Utloppet är



Figur 3-3 Ladbrodammens tillrinningsområde omfattar de centrala delarna av tätorten. Tillrinningsområdet är markerat med streckad linje. Karta från Alm et al. (2010).

beläget i huvuddammens nordvästra del. Ursprungligen bestod detta av ett rektangulärt skibord av trä och ett kort dike ut till Väsbyån. På grund av att vatten eroderat runt skibordet så låg nivån för lågt i dammen. Inför provtagningen ersattes det gamla skibordet med ett v-format skibord i en brunn.

Ladbrodammen har en projekterad yta på ca 5 500 m², en permanent volym på 3 700 m³ och en reglervolym på 500 m³. Det uppmätta medelflödet under åren 2009–2010 var 780 m³/dygn och maxflödet 10 500 m³/dygn.

3.1.3 Vegetation

När Ladbrodammen anlades planterades ca 16 000 växter av 35 olika arter in i anläggningens grundare våtmarkszoner. Artrikedomen märks fortfarande vid en vandring runt anläggningen.

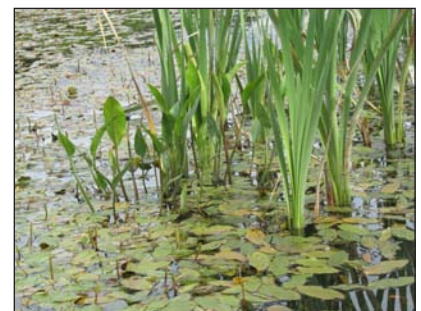
Fördammens kantzon domineras av dungar av skogssäv och flera starrarter. Där finns också inslag av tågväxter, bladvass, gul svärdsilja, videört

och gräsvegetation. Vattenmynta breder ut sig som en tunga i vattnet och täcker delar av fördammens inlopp. En bit längre ut i vattnet växer bestånd av knapp- och vecketåg, svalting och rörflen. Längs vallen av makadam som skiljer fördammen från huvuddammen växer skräppa, skogssäv, gul svärds-lilja, ryssgubbe och vattenmynta. Ungefär en tredjedel av vattenytan täcks av flytbladsvegetation av gäddnate (se Figur 3-4).



Figur 3-4 Fördammen med kantvegetation av skogssäv, starr m.m. (bilden t.v.) och gäddnate i den öppna vattenspegeln (bilden t.h.).

Den avlånga huvuddammens kantzon domineras av bredkaveldun, skogssäv, jättestarr och bladvass med inslag av tågväxter, svalting, knappsäv, säv, smalkaveldun och sly av vide. Drygt två tredjedelar av vattenytan är täckt av i huvudsak gäddnate samt lite andmat längs kanterna (se Figur 3-5). I vattenmassan växer vattenpest.



Figur 3-5 Huvuddammens kanter domineras av högvuxen vegetation av bredkaveldun, bladvass, skogssäv och starr, med inslag av mer lågvuxen våtmarksvegetation.

Översilningsytan är helt vegetationstäckt. Längs kanten mot huvuddammen dominerar skogssäv, bredkaveldun, olika starrarter, säv och bladvass. Där finns också ett stort antal andra arter som gul svärds-lilja, fackelbloms-ter, skräppa, svartkämpe, tågväxter, gräsarter och förgätmigej (se Figur 3-6).



Figur 3-6 Översilningsytan (den vänstra ytan i bilden t.v.) är täckt av kompakt vegetation som hyser många arter på olika nivåer, till exempel knappsäv (bilden t.h.).

3.2 Myrängsdammen

Myrängsdammen är belägen i den västra delen av Gribbylund, ett område med blandad bebyggelse i den norra delen av Täby kommun. Dammen har sitt utlopp i Visingediket som mynnar i Vallentunasjön.

3.2.1 Tillrinningsområde

Myrängsdammen tar emot vatten från ett ca 44 ha stort tillrinningsområde som till ca 90 % utgörs av radhus- och villabebyggelse, 5 % flerbostadshus och 5 % skogsmark (Figur 3-7). Området är ett relativt typiskt bebyggelseområde för Täby. Det uppmätta medelflödet under åren 2007–2009 var 280 m³/dygn och maxflödet 750 m³/dygn.

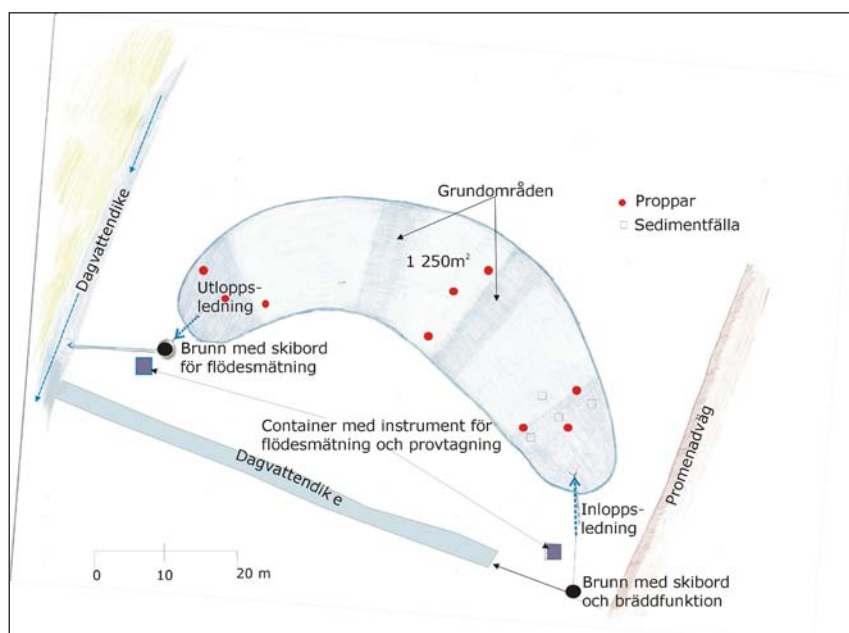


Figur 3-7 Myrängsdammens tillrinningsområde, inringat med gul linje. Dammen är markerad med röd linje (till vänster i bild).

3.2.2 Utformning och funktion

Myrängsdammen anlades som en sidodamm till en befintlig dagvattenledning och togs i drift i samband med snösmältningen 2004. Dammen tillförs vatten från en brunn med en bräddfunktion (ett rakt skibord). Vid höga flöden bräddar en del dagvatten förbi dammen, till ett öppet dike som mynnar nedströms anläggningen (se Figur 3-8). I samband med att provtagningen inleddes 2007 upptäcktes att höjdsättningen vid bräddbrunnen var felaktig och att mer vatten än planerat bräddade. Bräddnivån i brunnen justerades därför för att anläggningen skulle fungera som tänkt och för att möjliggöra kommande provtagning. Den genomsnittliga vattenytan på den bågformade Myrängsdammen är 1 250 m² med en sträckning över ca 85 m och en brädd som varierar mellan 10 till 20 meter. Två grundare partier med ca 0,3 m vattendjup löper som breda band tvärs över dammen, med det första grundområdet efter ca en tredjedel av dammens sträckning och det andra efter ca två tredjedelar. Som djupast är dammen i anslutning till inloppet och utloppet, ca 0,8 m.

Inkommande ledning till dammen mynnar under eller i vattenytan beroende på vattenstånd. Utgående ledning ligger under vattenytan och leder vattnet till en skibordsförsedd munkbrunn. Från denna leds vattnet till Visingediket. I dammen fanns av okänd anledning ett bestånd av kinesisk guldfisk.



Figur 3-8 Karta över Myrängsdammen.

3.2.3 Vegetation

Gäddnate dominerar och täcker vattenytan i de djupare partierna vid inlopp och utlopp samt i glesare bestånd här och där i dammens mitt. Flytbladsvegetationen har en täckningsgrad på ca 50 procent. Vid vegetationskarteringen observerades också täta sjok av gröna trådalger i olika nedbrytningsstadier på stora delar av vattenytan (Figur 3-9).

Kantzonen är bevuxen av en blandad örtvegetation med bl.a. kirskaål, älggräs, daggkäåpa, fräken, skräåpa och diverse gräs som successivt övergår till mer eller mindre täta bestånd av vassartad vegetation av bl.a. bred- och smalkaveldun, bladvass samt starrarter i riktning mot vattenytan. Kaveldun, bladvass, säv, starr, fräken och svalting växer även längre ut i öppet vatten på de tvärgående grundare partierna.



Figur 3-9 Myrångens vattenyta domineras av gäddnate och gröna trådalger i olika nedbrytningsstadier.

3.3 Steningedalens årike

Steningedalens årike ligger söder om Märsta tätort i Sigtuna kommun. Dagvattenanläggningen ligger parallellt med Märstaån som löper centralt i Steningedalen. Ån mynnar i Skarven, som är en del av Mälaren. Steningedalen är ett viktigt rekreationsområde och sedan år 2006 naturreservat.

3.3.1 Tillrinningsområde

Dagvattenanläggningen tar emot vattnet från Märstaån. Märstaåns avrinningsområde omfattar totalt ca 80,5 km² fördelat på ca 35 % skogsmark, 28 % åkermark och resterande 37 % av motorväg, flygplats-, industri- och handelsområde samt hårdgjorda ytor i Märsta och Rosersbergs tätorter (Figur 3-10). Arlanda flygplatsområde, med all den verksamhet som sker där, hör till Märstaåns avrinningsområde men flygverksamheten är ålagd att i egen regi ta hand om och behandla sitt dagvatten.

Märstaån leds nordost om tätorten in i en bergtunnel som mynnar i Steningedalens nordöstra del. Ett delflöde leds vid tunnelmynningen in till dagvattenanläggningen.

Det uppmätta medelflödet under åren 2007–2010 var 10 000 m³/dygn och maxflödet 22 600 m³/dygn.



Figur 3-10 Mårstaåns avrinningsområde är inringat med blå linje. Röd punkt markerar dagvattenanläggningens ungefärliga läge.

3.3.2 Utformning och funktion

Steningedalens årike anlades under 2005 och togs i drift följande år. Därefter har justeringar och mindre ombyggnationer utförts för att till exempel korrigera nivåer mellan dammar och tätning av skibord och inloppsledning. Anläggningens totala vattenyta är ca 6 600 m².

I dagvattentunnels utlopp är ett dämme monterat som håller uppe vattennivån i tunneln, vilket gör att tunneln fungerar som en stor sedimenteringsbassäng. Från dämmets botten leder en 600 mm-ledning vatten på självfall via två brunnar, varav en mätbrunn, till dagvattendammarna. Vid lågflöden i ån leds allt vatten in till dammanläggningen. Vid högre flöden breddar upp till 90 % av flödet förbi anläggningen till Mårstaån. På årsbasis leds ca 35–40 % av årsflödet till dammarna.

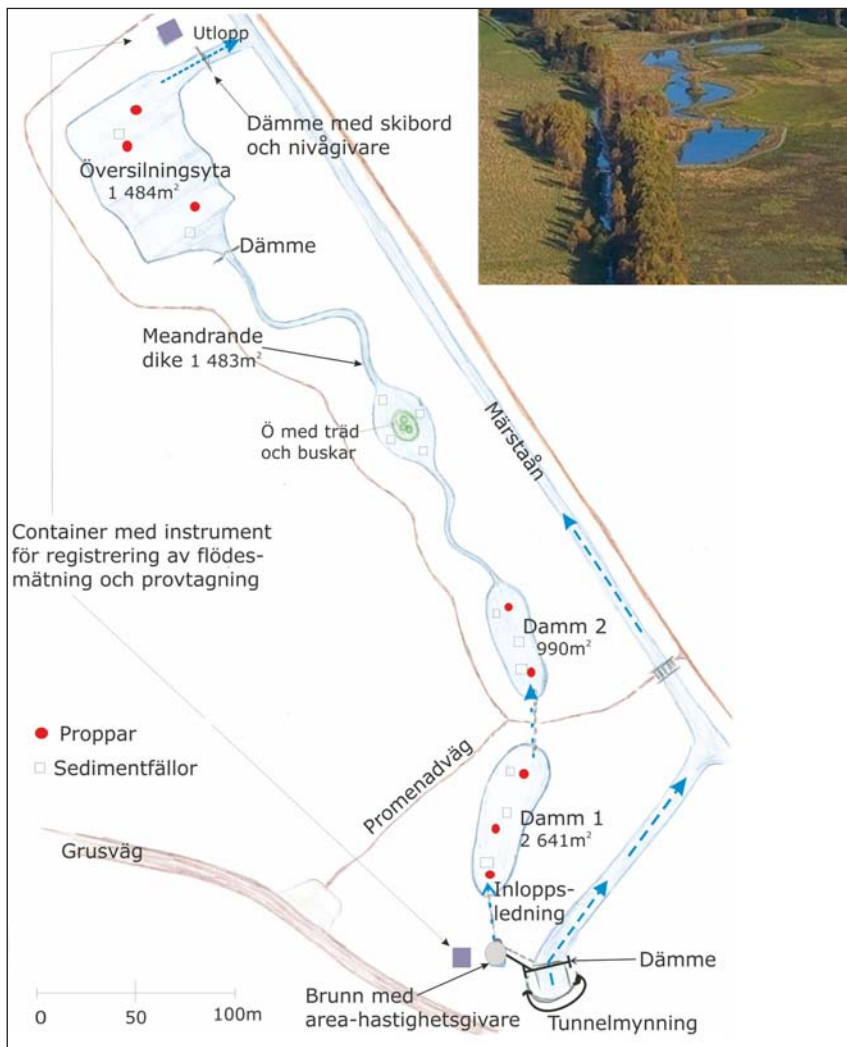
Dagvattnet leds in i den första dammen, Damm 1, som är oval till formen med ett vattendjup på ca 1,2 m och en öppen vattenyta på 2 650 m², se Figur 3-12. Under våren 2010 monterades fyra flytväggar i damm 1 för att öka dammens hydrauliska effektivitet. Dammens utlopp går via en ledning ansluten till en brunn med möjligheten att justera vattennivån med en strypfunktion. Vid höga flöden tillåts vattnet i damm 1 översvämma närmast omgivande mark vilket skapar en viss utjämningsvolym.

Damm 2 liknar damm 1 men är mindre till ytan, ca 1 400 m². Marken i anslutning söder om dagvattendammarna är fuktig ängsmark som utnyttjas som betesmark. Periodvis är området mycket blött med stora vattenansamlingar och sammanhållande vattenspeglar. För dränering av betesmarken ansluter två dräneringsdiken från betesmarken till damm 2 som härigenom får ett extra tillskott av i många fall mycket slamrikt vatten (Figur 3-11).

Damm 2 mynnar i ett öppet meandrande dike som ringlar genom dalen ett par hundra meter och på ett ställe delas i två där det omsluter en trädbevuxen ö. Diket avslutas med ett rektangulärt skibord vid inloppet till den avslutande översilningsytan. Översilningsytan har rektangulär form med en area på 1 480 m². Översilningsytan är uppbyggd av plåtår av grov makadam med varierande djup. Det genomsnittliga djupet är 0,3 m. Översilningsytan avslutas i ett dike som leder vattnet över ett rektangulärt skibord med nivågivare för flödesmätning, innan vattnet rinner ut till Mårstaån.



Figur 3-11 Två dräneringsrör leder vatten från den angränsande blöta beteshagen till Damm 2.



Figur 3-12 Karta över dagvattenanläggningen i Steningedalen. På fotot uppe t.h. ligger översilningsytan närmast i bild.

3.3.3 Vegetation

Den grunda strandkanten längs damm 1 kantas av bl.a. tågväxter, knapp-säv, starrarter och bredkaveldun. Grupper av svalting och pilört bryter vattenytan på flera ställen och bladen från cirka fem sex mindre bestånd av gäddnate täcker ca 40 % av vattenytan. I vattenmassan växer rikligt med vattenpest. Vattenytan är i övrigt öppen (Figur 3-13). Hela området runt inloppsdammen är hårt betat av nötkreatur och strandkanten på vissa områden har omfattande och djupa trampsador. Djuren betar även till exempel bredkaveldun som växer en bit ut från stranden.



Figur 3-13 Vy över damm 1, med välbetade stränder, den 15 juni 2010. Här och där täcks vattenytan av gäddnate och i vattenmassan växer rikligt med vattenpest.

Damm 2 är inbäddad i en frodigt böljande grässvål av högvuxna gräsarter och örter (Figur 3-14). Stranden betas inte här och i strandlinjen växer täta dungar av gräs och örter, starrarter och skogssäv. Flera mindre bestånd av gäddnate täcker tillsammans ca 25 % av vattenytan. I vattenmassan växer länke och vattenpest. Värt att notera är att i den andra dammen har varken kaveldun eller bladvass etablerat sig.



Figur 3-14 Vy över damm 2 i Steningedalens årike.

Det meandrande diket har en strandvegetation som påminner om den i damm 2. Längre ut bryts vattenytan av grupper av svalting, missne, igelknopp och gäddnate. I vattenmassan växer vattenpest.

Översilningsytans djupare delar är bevuxna med en mycket blandad vegetation bestående av bl.a. bred- och smalkaveldun, mannagräs, tågväxter, olika starrarter, svalting, gädd- och ålnate och andmat. Den grundare makadamplattan saknar i stora delar rotad vegetation och domineras istället av trådformiga alger. På vissa delar av makadamytan växer bestånd av bäckveronika.



Figur 3-15 En mosaik av vegetation breder ut sig på de djupare delarna av översilningsytan i Steningedalens årike.

3.4 Tibbledammen

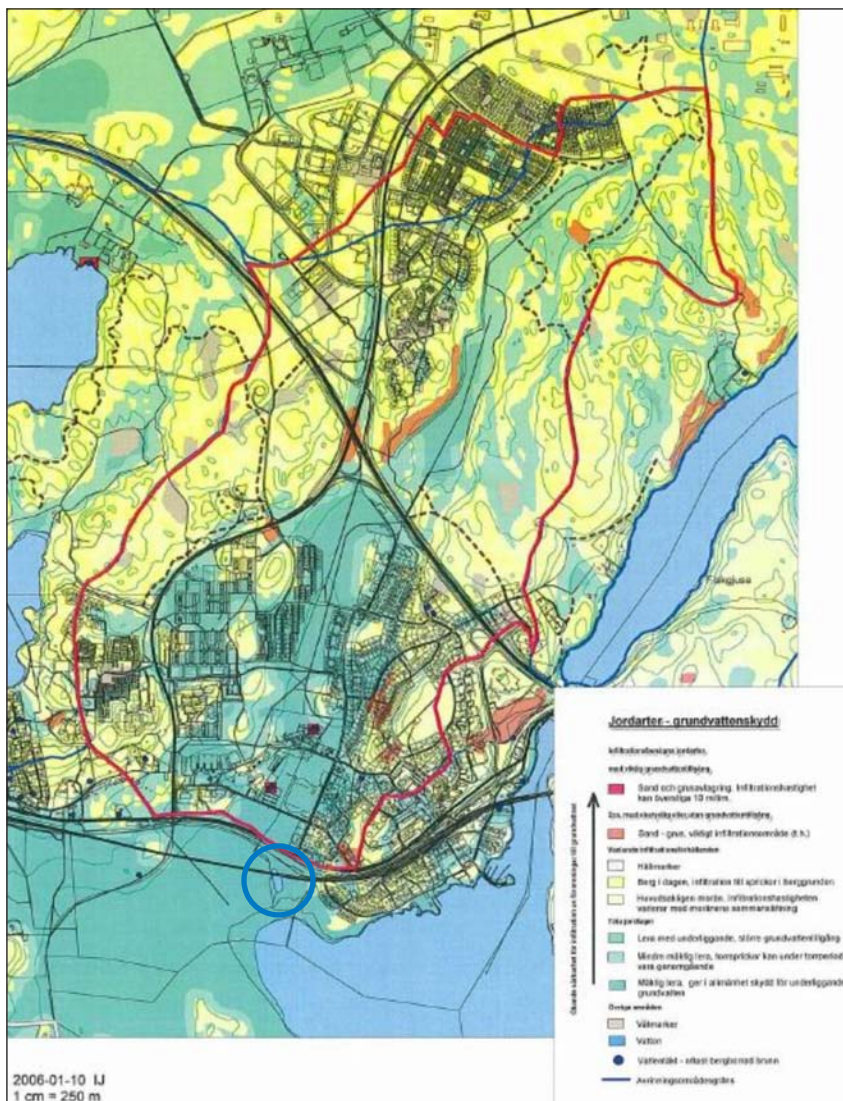
Tibbledammen är belägen strax söder om Enköpingsvägen (väg 263) i den sydvästra delen av Kungsängens tätort i Upplands-Bro kommun. Dammen, som överkorsas av den dubbelspåriga pendeltågbanan på en pålad platta med fritt vattenflöde inunder, har sitt utlopp i Mälärviken Tibbleviken som är en del av Görveln.

3.4.1 Tillrinningsområde

Tibbledammen tar emot vatten från ett 649 ha stort tillrinningsområde (Figur 3-16). Markanvändningen fördelar sig på skogsmark (36 %), ängsmark (27 %), villa- och radhusområden (24 %), flerbostadsområden (10 %), E18 och parkeringsytor (2 %) samt industrimark (1 %). Den genomsnittliga avrinningskoefficienten är 0,17. Det uppmätta medelflödet under åren 2007–2009 var 4 300 m³/dygn och maxflödet 50 300 m³/dygn.

3.4.2 Utformning och funktion

Tibbledammen anlades ursprungligen som en efterpoleringsdamm för tätortens avloppsvatten och användes som sådan fram till 1969. År 1973 byggdes dammen om för dagvattenrening. Bortsett från en mindre muddring av ansamlad sediment i området i anslutning till inloppet, som utfördes i samband med järnvägsdragningen över dammen i början av 2000-talet, har dammen varken grävts ut eller muddrats sedan den anlades.

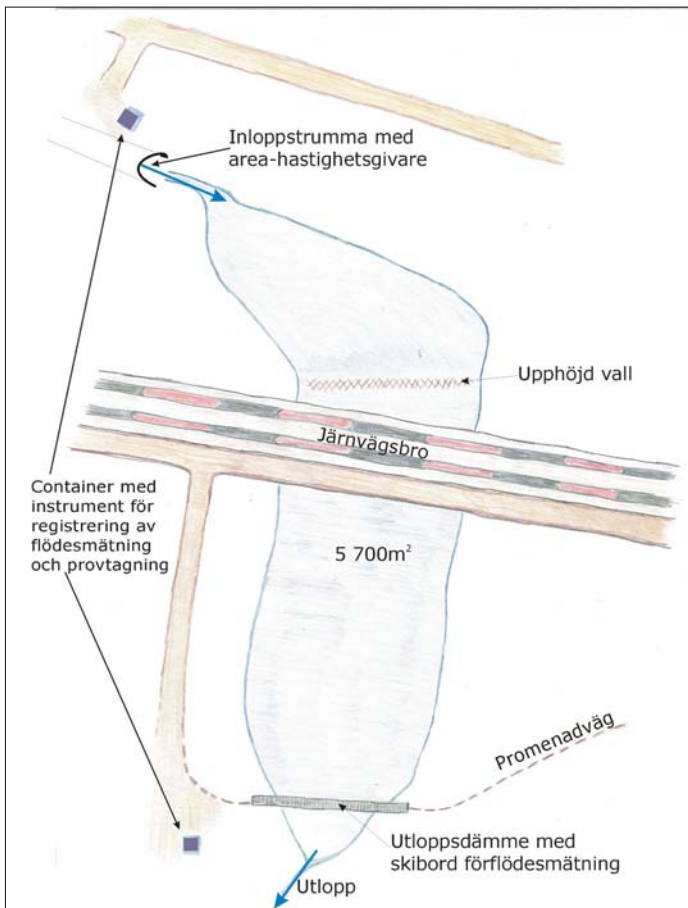


Figur 3-16 Tibbledammens tillrinningsområde är markerat med röd linje. Tibbledammen syns i nedre delen av bilden i den blå cirkeln.

I anläggningens nordvästra del leds dagvatten in i dammen via ett inloppsdikey (Figur 3-17). Dammen har i det närmaste en obruten vattenspegel med undantag från en smal vegetationstäckt vall som löper i linje med järnvägsbron och bromsar upp vattnet innan det passerar under bron. Dammens utlopp i söder består av ett 26 m brett skibord av stålspont som överbyggs med en träspång för vandrare längs Sörmlands/Upplandsleden. Efter dämnet rinner vatten över en översilningsyta av grov singel innan det samlas upp i ett dike för slutlig transport till Tibbleviken i Mälaren. Dammens totala vattenyta är ca 5 700 m² och medeldjupet ca 1,5 m.

3.4.3 Vegetation

Tibbledammens yta täcks till stor del av gäddnate med inslag av vattenpilört, vilket delvis täcks av trådformiga alger (Figur 3-18). Vattenmassan är fylld av vattenpest med inslag av bland annat ålnate. Längs kanten finns även möja och lånke under vattenytan.



Figur 3-17 Karta över Tibbledammen.

Den östra sidan av dammen har en tät strandskog av sälg, al och björk som delvis sträcker sina lägsta grenar ut över vattenytan. Närmast vattnet växer en bård av våtmarksväxter. Den högväxta kantvegetationen längs den västra dammkanten domineras av bladvass, bredkaveldun, tågväxter, starrarter, gul svärdslilja och gräsarter.



Figur 3-18 Gäddnate, här övervuxet av ett lager trådformiga alger, täcker i det närmaste hela Tibbledammens vattenyta. Under ytan växer rikligt med undervattensväxter, bl.a. vattenpest.

3.5 Viby Gårds dammar

Viby Gårds dagvattenanläggning anlades och togs i drift år 2002 och ligger i anslutning till bostadsområdet Viby i nordöstra delen av Sollentuna kommun. Strax norr om Vibyvägen i sluttningen ner mot Vibyån ligger anläggningen inpassad i landskapet och det är också Vibyån som tar emot det utgående vattnet från anläggningen. Vibyån rinner därefter vidare och mynnar så småningom i Edssjön.

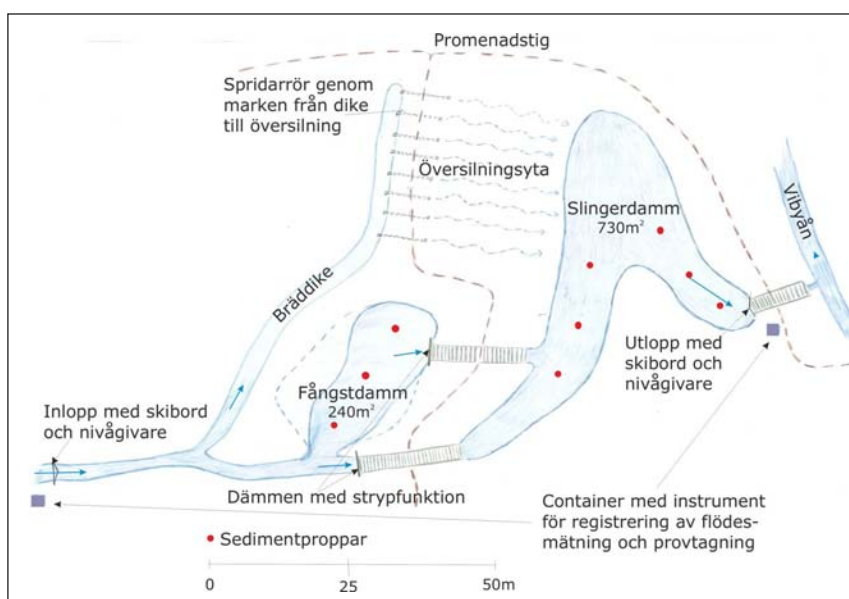
3.5.1 Tillrinningsområde

Tillrinnande vatten kommer från ett ca 140 hektar stort område. Området har inte noggrant karterats, men bedöms omfatta ca 65 % blandad bebyggelse, främst villor och radhus i norra Viby, ca 15 % skogsmark och ca 20 % åkermark i anslutning till Sollentuna Ridstall. Tillrinningsområdets genomsnittliga avrinningskoefficient har uppskattats till 0,15. Det uppmätta medelflödet under åren 2007–2010 var 760 m³/dygn och maxflödet 8 100 m³/dygn.

3.5.2 Utformning och funktion

Dagvatten från området mynnar via tre ledningar i ett dike som leder vattnet till anläggningen (Figur 3-19). I diket har ett v-format skibord anlagts (skibordet finns på bild i Figur 2-1). En bit nedströms mätskibordet finns ett dämme med strypfunktion. Vid låga flöden passerar hela vattenflödet genom dämmet och vidare ner till den så kallade Slingerdammen som vid normalflöden har ett djup på 0,7–1 m.

Vid höga vattenflöden gör strypfunktionen i dämmet att det sker en snabb nivåstegring i diket uppströms. Dagvatten fyller då den så kallade Fångstdammen, vilken är avsedd för att ta hand om det mest partikelbemängda vattnet vid ett regntillfälle. I Fångstdammens norra del finns ett motsvarande dämme genom vilket en viss mängd vatten rinner vidare till Slingerdammen.



Figur 3-19 Karta över dagvattenanläggningen Viby Gårds dammar.

Om flödet stiger ytterligare, så leder nivåstegringen till att vatten leds ut i Bräddiket vilket via ett antal rör i en vall sprider vattnet över en översilningsyta som sträcker sig ner mot Slingerdammen. Översilningen av vatten sker endast vid högvattenflöden och den växelvisa översvämningen och upptorkningen av översilningsytan är tänkt att gynna renings- och fastläggningsprocesser.

Oavsett vilken väg vattnet tar genom anläggningen samlas allt vatten upp i Slingerdammen och passerar slutligen över ett v-format skibord i anläggningens utlopp som mynnar i ett dike anslutande till Vibybån. Anläggningens totala aktiva yta är ca 1 600 m², varav översilningen utgör ca 500 m².

3.5.3 Vegetation

Vibydammen är anlagd i öppen naturmark som används som strövområde och friluftsområde. Växtligheten domineras av högväxta gräsarter och örter.

Dikena i anläggningen har en mycket kraftig strandvegetation av bl.a. skogssäv, starr och gräsarter som ängskavle (Figur 3-20). Slingerdammens stränder har en tät strandvegetation av bl.a. bredkaveldun och bladvass. Där dammen gör sin kraftiga krökning löper en tunga av tät skogssäv, starr, knappsav och kaveldun en bit ut i vattnet. Vattenpest och lånke täcker i det närmaste hela botten i slingerdammen. Vattenytan täcks av tjocka stråk av trådalger (Figur 3-20). I den grunda Fångstdammen domineras bredkaveldun (Figur 3-21).



Figur 3-20 Inloppsdiket kantas av bl.a. skogssäv, starr och gräsarter (bild t.v.). Slingerdammen (bild t.h.) har en bård av kaveldun kring vattenytan, som vid inventeringstillfället var täckt av trådalger.

Figur 3-21 I Fångstdammen domineras bredkaveldun.

4 Resultat

4.1 Klimat och nederbörd under provtagningsperioden

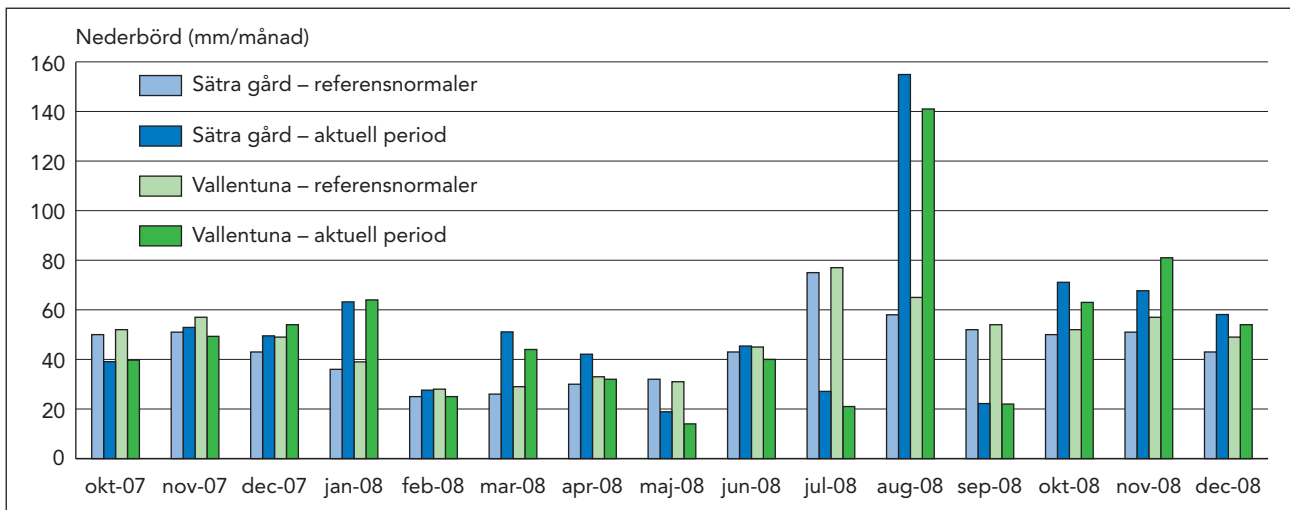
Mellanårsvariationer i klimat och nederbörd kan ge stora skillnader i flödes- och föroreningsbelastning till dagvattendammar. Nedan sammanfattas klimat och nederbördsdata för provtagningsperioden som underlag för tolkning av resultaten.

Hösten 2007 hamnade månadsvärdena för temperatur och nederbörd nära de normala i Svealand under årets sista månader (SMHI 2008). Januari och februari 2008 var milda och till stor del snöfria, men relativt nederbördsrika. Som en följd av det milda vädret anlände våren redan den 17 februari till södra Svealand (SMHI 2009). Under våren var nederbörden nära den normala. Mars var dock nederbördsrikare och maj nederbördsfattigare än normalåret (Figur 4-2). Sommaren var ovanligt torr fram till augusti, då det kom mycket regn i stort sett i hela Sverige (SMHI 2009). I Uppland regnade det kraftigt vid flera tillfällen i augusti och månadsnederbörden var ca 150 mm att jämföra med normalårets ca 60 mm (SMHI 2001). September bjöd sedan på ovanligt lite nederbörd, medan nederbörden var nära den normala under oktober till mitten av december. Mellan den 10 och 12 december kom ca 30 mm nederbörd vilket orsakade en smärre översvämning vid Ladbrodammen (Figur 4-1). Årsnederbörden 2008 var ca 630 mm, vilket är ca 15 % mer nederbörd än normalåret



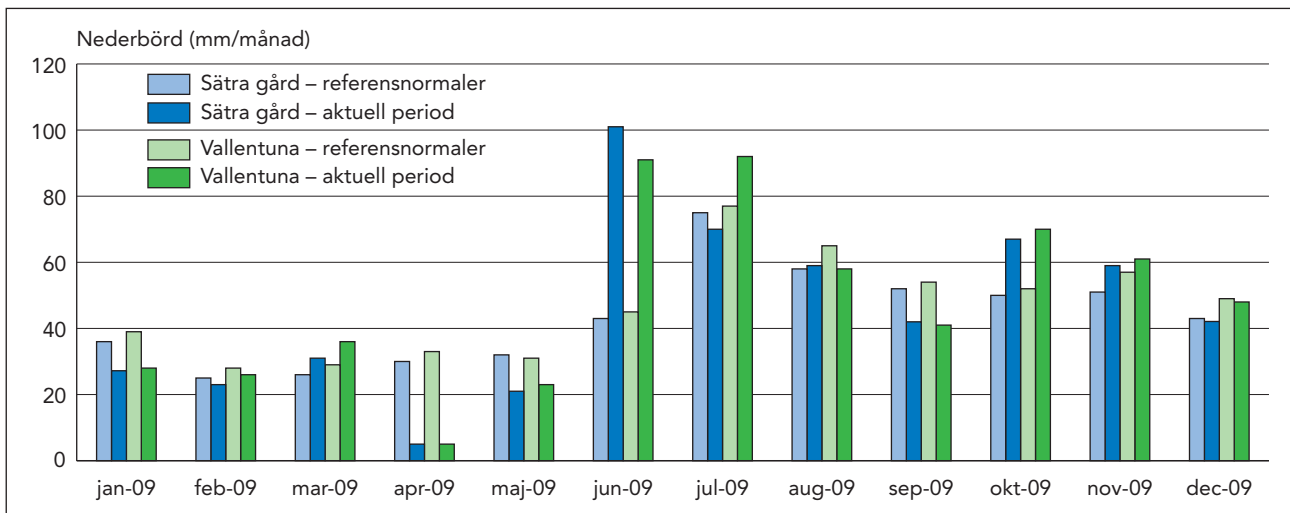
Figur 4-1 I mitten av december 2008 svämmade Ladbrodammen över angränsande gångvägar på grund av för dåligt avbördningskapacitet i utloppet.

År 2009 började med relativt torra och milda förhållanden men kylan kom i slutet av januari och snö täckte landet. I slutet av januari låg ca 5 cm snö i Uppland. Snön låg kvar till början av mars, då våravsmältningen kom igång. Under januari-mars var nederbörden nära den normala. April månad



Figur 4-2 Nederbörd vid SMHI:s stationer Sättra Gård i Upplands Väsby och Vallentuna. Referensnormaler för perioden 1961–1990 (SMHI 2001) samt nederbörd för perioden oktober 2007–december 2008.

blev mycket nederbördsfattig, den totala nederbörden var endast ca 5 mm mot normalt ca 30 mm (Figur 4-3). Även maj var relativt nederbördsfattig, medan juni var mycket nederbördsrik. Mellan den 12 och 14 juni kom ca 70 mm nederbörd vilket lokalt orsakade stora översvämningar av mark i Uppland. Även under juli förekom det rejäla åskskurar, vilket gav höga vattenflöden. Hösten blev relativt torr, med nederbörd nära den normala. November var mycket mild, men det blev kallare i mitten av december och nederbörden kom som snö. I södra Sverige får man gå tillbaka till december 2001 för att finna en jul med så omfattande snötäcke (SMHI 2010). Den 31 december låg ca 20 cm snö i Uppland. År 2009 låg årsnederbörden strax över det normala, ca 560 mm.



Figur 4-3 Nederbörd vid SMHI:s stationer Sättra Gård i Upplands Väsby och Vallentuna. Referensnormaler för perioden 1961-1990 (SMHI 2001) samt nederbörd för perioden januari-december 2009.

Vintern 2010 blev mycket snörik. Snön låg kvar från januari till slutet av mars. Från slutet av januari till mitten av mars var snötäcket ca 40 cm. Kring den 20 mars kom vårvärmen och avsmältningen började. Trots att

snömängderna var stora blev flödena relativt beskedliga, på grund av att nätterna fortfarande var kalla medan det var plusgrader på dagarna. Perioden april–juni var nederbörden nära den normala. Juli var en mycket varm och inledningsvis torr månad. På grund av åskregn i slutet av månaden var månadsnederbörden nära den normala.

4.2 Flödesmätning och provtagning

4.2.1 Ladbrodammen

Flödesmätningen vid Ladbrodammen har varit förknippad med flera olika problem under provtagningsperioden. Vid inloppet försöktes inledningsvis provtagaren styras efter pumptillslag eller pumparnas gångtider, vilket inte fungerade tillfredställande. Efter ca 6 månader monterades i stället en area-hastighetsgivare i inkommande rör till pumpstationen. Med hjälp av den nya givaren har det gått att styra provtagaren så att prover tas vid pumptillslag, men mätningen har inte gett rimliga flödesvärden. Det beror antagligen på den kraftiga turbulens som uppstår i pumpbrunnen och inkommande ledning när pumparna går. Sammanfattningsvis har provtagningen bedömts fungera väl vid inloppet under perioden 2009–2010, men loggade inloppsflöden har inte kunnat användas för beräkning av inkommande mängder till dammen.

Det nya skibordet av v-form som anlades vid utloppet i samband med att provtagningen inleddes utformades med en för liten öppning, vilket resulterade i att vatten bräddat över dammens kanter. I juni 2009 monterades slutligen ett nytt rektangulärt skibord med sidokontraktion vid utloppet. Därefter har flödesmätningen fungerat tillfredställande.

För utloppet finns alltså säkra flödesdata för perioden juni 2009 till juli 2010, medan det helt saknas tillförlitliga inloppsdata.

För att beräkna flödet in till och ut från dammen har därför en jämförelse gjorts mellan gångtider för pumparna i inloppspumpstationen och utflöden under perioden 15 juni till 28 september 2009. För denna period finns tillförlitliga data, då nivån kontrollmättes vid utloppsskibordet i början och slutet av perioden. Det visade sig finnas ett tydligt samband mellan utflödet och pumparnas gångtid. Utifrån detta samband har en formel tagits fram för att beräkna inflödet med hjälp av pumparnas gångtider. Eftersom Ladbrodammen är relativt liten och högbelastad, beräknas inverkan från avdunstning respektive nederbörd på dammytan vara marginell. Då all tillrinning till dammen kommer via pumpstationen kan inflödet antas vara lika med utflödet, även om det sker en viss fördröjning i dammen. De beräknade flödena har använts för massbalansberäkningarna för dammen.

För perioden 2009-01-26 till 2010-08-31 har beräknade flöden utifrån pumparnas gångtider använts för beräkning av flödet genom Ladbrodammen. För kortare perioder under denna period saknas gångtider för pumpar och för dessa perioder har istället det registrerade utflödet använts.

4.2.2 Myrängsdammen

Vid Myrängsdammen har utloppsflödesmätningen, nivåmätning med ekolod och utströmning genom håll, fungerat bra under hela mätperioden

(Figur 4-4) medan inflödesmätningen, som gjorts med area-hastighetsgivare i dämd ledning, har fungerat sämre.

Den differens som uppmättes mellan in- och utflödesmätarna misstänktes inledningsvis bero på inläckage av grundvatten. För att undersöka tillförlitligheten i flödesmätningen vid in- och utlopp monterades under våren 2009 en kompletterande area-hastighetsgivare (av märke Sigma) i inkommande rör. Parallell flödesmätning skedde från den 5 mars till den 28 april. Samtidigt gjordes också en noggrann inmätning av dammens area och utifrån kända släntlutningar togs en enkel nivå-volymmodell fram. Utifrån loggade nivådata från flödesgivarna bestämdes nivån i början och slutet av testperioden. Slutligen jämfördes den registrerade utsläppta volymen (via nivåmätningen i utloppet) med den registrerade inkommande volymen (registrerad med den kompletterande area-hastighetsgivaren), med hänsyn tagen till en viss volymminskning i dammen under perioden.

Resultatet från flödesmätningen med den tillfälligt installerade area-hastighetsgivaren i inloppet skilde sig endast med 2 % jämfört med resultatet från mätaren i utloppet under perioden. Utifrån undersökningen kunde konstateras att utflödesmätningen gav med verkligheten överensstämmande flödesvärden. Vid några tillfällen har också kompletterande flödesmätningar gjorts med "hink och klocka" vid utloppet, för att fortlöpande verifiera att flödesmätningen gav tillförlitliga värden.

Problemet med ordinarie inflödesmätning har bestått i att stora negativa flöden registrerats under perioder med små flöden eller stillastående vatten. Leverantören har inte kunnat ge någon riktigt bra förklaring till varför de negativa värdena uppkommer.

För Myrängsdammen har genomgående utloppsflödet använts för massbalansberäkningar. Liksom för Ladbrodammen så beräknas påverkan från avdunstning och nederbörd på dammytan, samt tillrinning från omgivande mark mellan inlopp och utlopp endast påverka flödet marginellt. Det visade också den utökade flödesmätningen under våren 2009.

4.2.3 Steningedalens årike

Flödesmätningen vid utloppet från Steningedalens årike har fungerat bra. Däremot har det under hela provtagningsperioden varit stora problem med flödesmätningen vid inloppet. Flödesmätningen gjordes inledningsvis med nivåmätning (med ekolod) över ett rakt överfall i inloppsbrunnen. På grund av uppdämning i inloppsbrunnen vid högre flöden har tillförlitliga flödesdata dock inte kunnat erhållas. Under sommaren 2008 ersattes därför nivågivaren av en area-hastighetsgivare som monterades i inkommande rör till brunnen. Denna mätare har dock fungerat mycket ojämnt, periodvis har flödesregistrering helt misslyckats. Leverantören ersatte mätaren, men inte heller den nya mätaren fungerade. Under våren 2010 installerades en mer avancerad area-hastighetsmätare, som fungerat något bättre.

För att undersöka tillförlitligheten i flödesmätningen vid in- och utlopp monterades på samma sätt som i Myrängsdammen en kompletterande area-hastighetsgivare (av märke Sigma) i inkommande rör. Parallell flödesmätning skedde från den 20 maj till 22 september 2009. En nivågivare monterades också i tunnelmynningen (modell Lange PU 2001 med ultra-



Figur 4-4
Flödesmätningen i Myrängsdammens utlopp har fungerat bra under provtagningsperioden.

ljudsgivare U2000). Syftet med den sistnämnda installationen var bland annat att mäta flödet över dämnet i tunnelmynningen, det vill säga det flöde som inte leds in i dagvattendammarna.

Den kompletterande flödesmätningen visade att det registrerade utflödet var 28 % större än det registrerade inflödet under perioden. Till en liten del kan detta bero på att dagvattenanläggningen tillförs vatten även från diken från söder (se avsnitt 3.3.2). Den sannolika förklaringen till differensen är mätfel i både in- och utlopp. Till exempel ger en felmätning med 6 mm över utloppsskibordet ett mätfel på 10 %.

Mätningen i tunnelmynningen visade att under perioden 20 maj till 22 september rann 49 % av flödet i ån till dammarna. Inflödet till dammarna varierade mellan ca 6 000 och 14 000 m³/dygn. Flödet i ån varierade mellan 6 000 och 235 000 m³/dygn.

På grund av flödesmätningproblemen i inloppet så har genomgående utloppsflödet använts för massbalansberäkningar för Steningedalen. I och med att detta eventuellt är överskattat, så finns det en risk för att beräknade avskiljda mängder är något överskattade. Den relativa avskiljningen påverkas dock inte av detta.

4.2.4 Tibbledammen

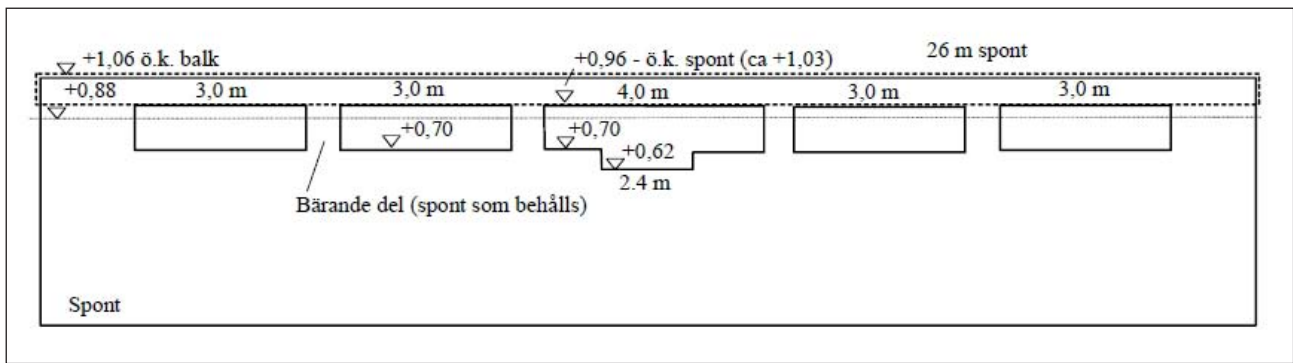
Vid Tibbledammen visade flödesmätningarna vid in- och utlopp mycket god överensstämmelse under de första månaderna, vintern 2007–2008. När flödet ökade under våravsmältningen ökade differensen mellan in- och utlopp, vilket antogs bero på att den teoretisk beräknade flödeskurvan för utloppsskibordet överskattade flödena vid höga nivåer över utloppsdämnet. Den verkliga friktionen (dvs. motståndet i skibordets kanter) var sannolikt större än den som antagits i den teoretiska beräkningsformeln.

Efterhand uppstod problem med area-hastighetsmätningen i trumman vid inloppet. På liknande sätt som i Myrängsdammen registrerades stora negativa flöden vid låga inflöden.

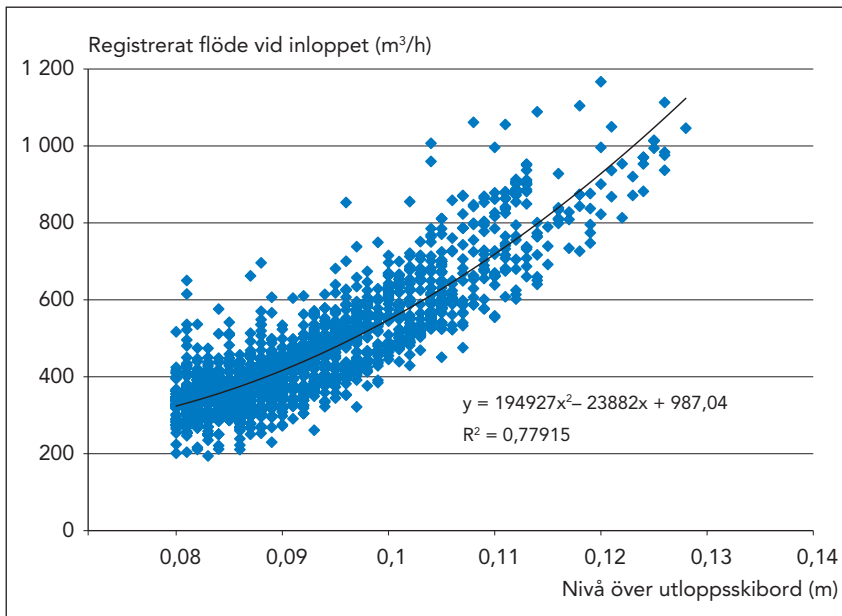
För att kunna räkna fram tillförlitliga in- och utflöden detaljstuderades flödesdata för perioden februari–maj 2008. Det visade sig att överensstämmelsen var god mellan uppmätta in- och utloppsflöden för vattennivåer inom överfallets första bestämmande sektion, upp till 8 cm. Vid högre nivåer, då vattnet flödar genom flera öppningar, överskattades flödet (Figur 4-5).

En ny flödeskurva konstruerades därför för skibordet, där flöden upp till 8 cm höjd antogs stämma med den ursprungliga flödeskurvan. För nivåer över 8 cm togs en formel fram på följande sätt: Nivån vid utloppet plottades mot flödet vid inloppet för perioden februari till april 2008 (Figur 4-6) och en trendlinje anpassades till data (andra ordningens polynom). Ekvationen för denna trendlinje har sedan använts för att beräkna utflödet utifrån nivåerna vid utloppet.

Det nya beräknade flödet utifrån nivån över utloppsskibordet har genomgående använts för massbalansberäkningar. Liksom för Ladbrodammen och Myrängsdammen så bedömdes inverkan från avdunstning och nederbörd på dammytan, samt tillrinning från omgivande mark mellan inlopp och utlopp, endast påverka flödet marginellt.



Figur 4-5 Illustration av utloppsskibordet vid Tibbledammen. Bild från "PM Tibbledammen – data och dimensionering av utlopp, Sweco 2007-03-15".



Figur 4-6 Registrerat flöde vid Tibbledammens inlopp som en funktion av nivån över utloppsskibordet.

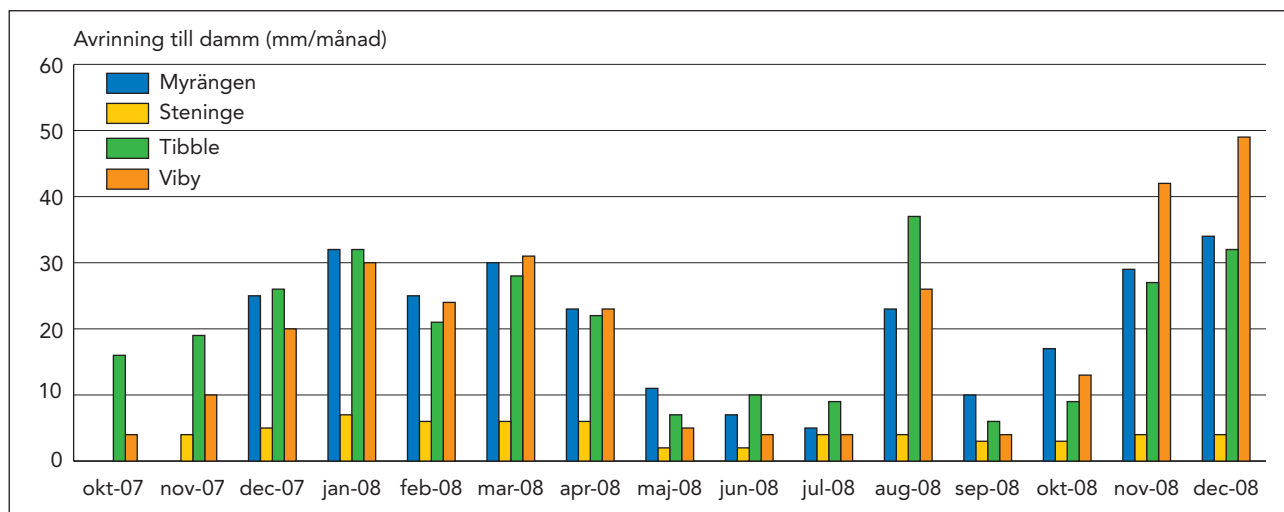
4.2.5 Viby Gårds dammar

Vid Viby Gårds dammar har flödesmätningarna genomgående fungerat bra. I och med att in- och utloppsskiborden var identiska, har det varit lätt att med tumstock kontrollera att nivån överensstämmer.

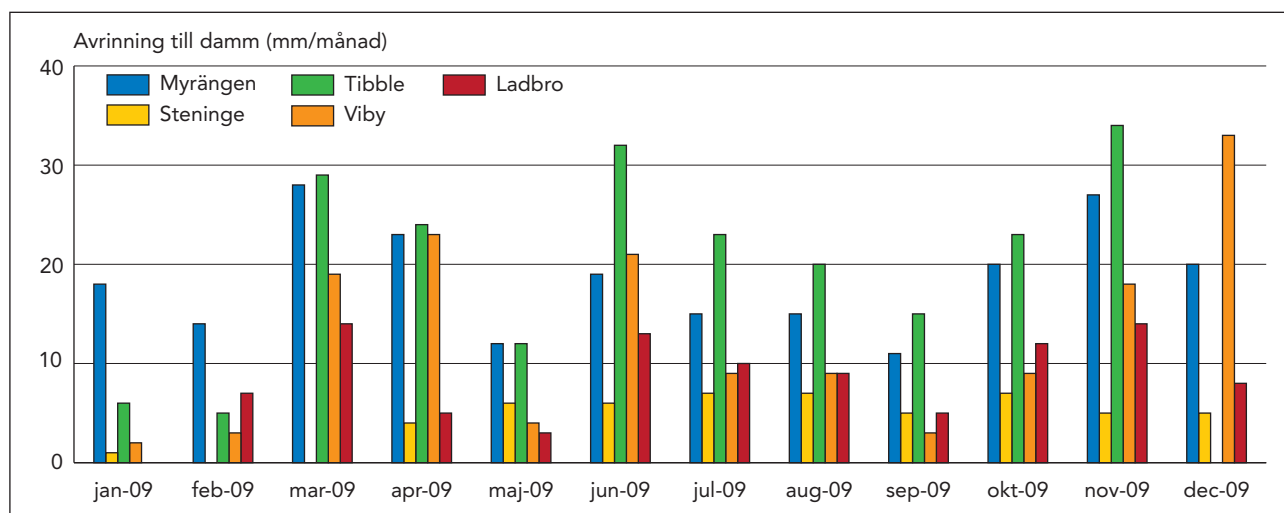
Under vissa perioder har flödesmätningen vid in och utlopp skiljt sig åt. Det har vissa perioder berott på isläggning vid dämmena och vid några tillfällen orsakats av att det uppstått läckage förbi dämmena. Läckagen har åtgärdats så snart det varit möjligt. Eftersom både isläggning och läckage har gett underskattningar av flödet, så har genomgående det högsta registrerade flödet använts för massbalansberäkningar. Precis som för övriga dammar så beräknas påverkan från avdunstning och nederbörd på dammytan vara försumbar. På grund av personalbrist så var det ett avbrott i provtagningen från september 2008 till mars 2009.

4.3 Flöden

Inflödet till de fem anläggningarna, uttryckt som mm avrinning från tillrinningsområde till damm per månad illustreras i Figur 4-7 och Figur 4-8.



Figur 4-7 Inflöde till respektive damm uttryckt som mm avrinning från avrinningsområdet till dammen per månad för perioden oktober 2007-december 2008. För Steninge och Myrängen kom flödesmätningen igång först i november respektive december 2007.



Figur 4-8 Inflöde till respektive damm uttryckt som mm avrinning från avrinningsområdet till dammen per månad för perioden januari-december 2009.

Det finns en tydlig samvariation mellan inflödena till Myrängsdammen, Tibbledammen och Viby Gårds dammar, framförallt under perioden 2007-2008. Inflödena varierar i många fall kraftigt mellan månaderna, beroende på främst varierande månadsnederbörd (se avsnitt 4.1). Inflödet till Ladbrodammen följer samma mönster, men dammen tar emot en relativt mindre andel av avrinningen. Inflödet till Steningedalen varierar relativt lite mellan månaderna. Basflödet till anläggningen från Märstaån är stort, men när flödet ökar i ån begränsas inflödet av inkommande lednings kapacitet.

4.4 Beräkning av massbalans och avskiljning

Mängder av suspenderat material, näringsämnen och tungmetaller i inkommande vatten har beräknats med följande ekvation (Kadlec & Wallace 2008):

$$M_{in} = C_{in} \cdot Q_{in} / 1000$$

där

M_{in} = inkommande mängd (g/14 dgr)

C_{in} = inkommande koncentration (mg/l)

Q_{in} = inkommande flöde (m³/14 dgr)

Mängder i utgående vatten har beräknats på motsvarande sätt. Analyserade halter i varje 14-dagarsprov har multiplicerats med flödet under samma period. Normalt har insamlat provvatten tömts på morgonen, varför halten har multiplicerats med flödet under de förevarande 14 dyggen. För perioder då analysdata saknas för antingen in- eller utgående vatten har interpolerade halter använts. I de fall analysdata saknas för både in- och utlopp så har perioden uteslutits vid massbalansberäkningen. I Tabell 4-1 finns en schematisk sammanställning över de perioder som använts vid massabalansberäkningarna för respektive anläggning, samt hur många dygns analys- och flödesdata som ingår i massbalansberäkningen. För Steningedalen har analysdata saknats för in- eller utlopp vid upprepade tillfällen och ett antal 14-dagarsperioder har därför uteslutits ur sammanställningen (därav den rasterade linjen i Tabell 4-1).

Tabell 4-1 Perioder för vilka data använts i massabalansberäkningen för respektive damm samt antalet dygn och år som massabalansberäkningen omfattar.

	2007			2008												2009												2010							Antal dagar	Antal år
	okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul		
Ladbro																																			536	1,5
Myrängs																																			757	2,1
Steninge																																			657	1,8
Tibble																																			808	2,2
Viby																																		652	1,8	

Mängdavsckiljningen (absolut avskiljning) av respektive parameter har beräknats enligt följande ekvation:

$$R = (M_{in} - M_{ur}) / A$$

där

R = Retention (avskiljning), kg/(ha · 14 dgr) eller kg/(ha · år)

M = Mängd, kg/14 dgr eller kg/år

A = Dammyta (ha)

I tabell 4-2 till 4-13 nedan anges avskiljningen dock som avskild mängd per år för respektive anläggning. I dessa tabeller har inte avskiljningen relaterats till dammytan.

Den procentuella (relativa) avskiljningen har beräknats genom att avskiljd mängd dividerats med inkommande mängd för samma period.

4.5 Resultat av flödesproportionell vattenprovtagning

4.5.1 Suspenderat material

Medelhalterna av suspenderat material är högst in till Ladbrodammen och Tibbledammen, i medel 112 respektive 82 mg/l (Tabell 4-2). I Vibydammen och Myrängsdammen är inkommande halter påtagligt lägre, 46 respektive 30 mg/l. Steningedalen har lägst inkommande halter, i medel 20 mg/l. Spannet är således stort i inkommande halter. I utgående vatten är däremot differensen betydligt mindre. Utgående medelhalter ligger i intervallet 12–25 mg/l. Att utgående halt generellt är låg, oavsett inkommande halt, visar att höga halter av suspenderat material i dagvatten i stor utsträckning utgörs av stora partiklar som snabbt sedimenterar i dammarna.

Att utgående halt är högre än inkommande i Steningedalen beror antagligen på tillskott av slambemängt vatten från angränsande beteshage till damm 2 och från trampskador i damm 1. Den låga inkommande halten av suspenderat material i Myrängsdammen kan vara en förklaring till den relativt låga avskiljningen av näringsämnen och tungmetaller i dammen. Om en stor del av föroreningarna är lösta så är det svårare att avskilja dessa.

Tabell 4-2 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av suspenderat material, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Susp. (mg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	<5 ¹	112	700	<5 ¹	19	87	31 900	26 500	83
Myrängen	<5 ¹	30	160	<5 ¹	12	64	2 840	1 670	59
Steninge	<5 ¹	20	76	<5 ¹	25	55	73 900	-18 700	-25
Tibble	<5 ¹	82	430	<5 ¹	15	68	129 000	105 000	82
Viby	12	46	250	<5 ¹	16	52	10 900	7 200	66

¹ Detektionsgräns 5 mg/l.

4.5.2 Fosfor

Inkommande totalfosforhalter till de fem anläggningarna varierade inom intervallet 0,01–3,0 mg P/l med medelhalter i spannet 0,06–0,24 mg P/l, se Tabell 4-3. I Viby Gårds dammar var halterna periodvis påtagligt förhöjda, sannolikt på grund av påverkan från spillvatten eller dräneringsvatten från hästhållning. I utgående vatten var medelhalterna lägre och låg inom intervallet 0,04–0,12 mg P/l. Anläggningarna avskiljde 2–160 kg fosfor per år, vilket motsvarade 6–66 % avskiljningsgrad. Skillnaden i fosforavskiljning mellan anläggningarna var således mycket stora.

Tibbledammen avskiljde mest fosfor, ca 160 kg per år, och uppvisade också den högst relativa avskiljningen, 66 % av inkommande fosformängder avskiljdes. Även Vibydammen uppvisade god avskiljning både i absoluta och relativa tal. I Ladbrodammen och Myrängsdammen var den relativa avskiljningen ca 30 %. I Steningedalen var skillnaden mellan inkommande

och utgående totalfosformängder totalt sett mycket liten och avskiljningen motsvarade bara 6 %.

Tabell 4-3 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av totalfosfor, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-P (mg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	0,04	0,21	0,82	0,03	0,15	0,88	50	13	27
Myrängen	0,01	0,06	0,25	0,01	0,04	0,39	5,7	1,7	31
Steninge	0,02	0,075	0,20	0,02	0,07	0,16	276	16	6
Tibble	0,04	0,15	1,4	0,02	0,05	0,55	238	158	66
Viby	0,04	0,24	3,0	0,03	0,09	0,30	57	35	62

Fosfathalterna har i medeltal varit låga i både in- och utlopp (Tabell 4-4). Undantaget är Viby Gårds dammar där inkommande medelhalt var relativt hög, 0,11 mg/l. I Viby och Ladbrodammen har höga fosfathalter periodvis förekommit i både in- och utlopp. De höga fosfathalterna har generellt förekommit i samband med att halterna av totalfosfor varit höga. De periodvis höga fosfathalterna i utloppen indikerar därför inte att det till exempel skett fosforsläpp från sedimenten till följd av syrebrist.

Tabell 4-4 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av fosfatfosfor, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

PO ₄ -P (mg/l)	Inlopp			Utlopp			Avskiljning kg/år	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max		
Ladbro	0,01	0,05	0,59	0,01	0,05	0,71	3,3	6
Myrängen	<0,005 ¹	0,01	0,10	<0,005 ¹	0,02	0,33	-0,6	-44
Steninge	<0,005 ¹	0,03	0,07	<0,005 ¹	0,02	0,05	27,8	29
Tibble	0,01	0,03	0,08	<0,005 ¹	0,01	0,04	24,4	62
Viby	<0,005 ¹	0,11	0,90	<0,005 ¹	0,05	0,20	13,3	54

¹ Detektionsgräns 0,005 mg/l.

Andelen fosfatfosfor i inkommande vatten var i genomsnitt 15 % (6–24 %) av totalfosforhalten. I utloppet utgjorde fosfatfosfor i genomsnitt 17 % (6–33 %). Andelen fosfatfosfor i inkommande vatten var högst i Steninge (40 %) och Viby (46 %).

Resultaten för fosfatfosfor ska användas försiktigt, då fosfatanalyserna kan vara påverkade av att proverna lagrats längre än enligt rekommenderad standardmetodik.

4.5.3 Kväve

Medelvärdena för inkommande totalkvävehalter ligger för Ladbrodammen, Steningedalen och Tibbledammen inom intervallet 1,3–1,9 mg/l, se Tabell 4-5, vilket är relativt normala halter för dagvatten. Myrängsdammen tar emot något högre halter och i Viby är halterna påtagligt förhöjda, sannolikt på grund av påverkan från spillvatten eller dräneringsvatten från hästhållning. Utgående halter är generellt lägre, framförallt i Viby där anläggningen reducerar de höga inkommande halterna väl. Den absoluta avskiljningen av olika kväveföreningar är liten i Myrängsdammen och måttlig i Ladbrodam-

men, relativt god i Viby och Steningedalen och hög i Tibbledammen. Den relativa avskiljningen är måttlig i Myrängsdammen och Steningedalen, men betydligt bättre i de övrig tre.

Avskiljningen av förekommande kväveföreningar är framförallt en mikrobiell process, där nitratkväve omvandlas genom denitrifikation till kvävgas. Processen gynnas av bl.a. höga koncentrationer av nitratkväve, god hydraulik och god tillgång på kolkälla, dvs. energi. I Tibble och Viby bidrar antagligen både den goda hydrauliken och tillgången på kolkälla (växter i vattenmassan) till den goda funktionen. I Steningedalen är uppehållstiden kort, vilket ger lite tid för de biologiska processerna att verka. Den låga avskiljningsgraden i Myrängens dammar, trots höga inkommande halter, är svårförklarad. Det skulle kunna röra sig om ämnen i vattnet som hämmar de mikrobiologiska processerna, att kväve till stor del föreligger i löst form som på grund av den korta uppehållstiden inte hinner omvandlas till kvävgas via mikrobiell aktivitet eller en kombination av dessa effekter.

Tabell 4-5 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av totalkväve, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-N (mg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	0,5	1,9	10	0,4	1,4	4,2	549	147	27
Myrängen	0,4	2,3	4,9	0,3	2,2	6,3	238	11	5
Steninge	0,3	1,5	3,7	0,3	1,3	3,3	5 400	570	11
Tibble	0,5	1,3	3,6	0,3	0,7	1,3	1 960	930	47
Viby	0,01	3,5	26	0,02	1,9	4,2	817	362	44

4.5.4 Klorid

Klorid har i studien använts för att upptäcka eventuell inblandning av ovidkommande vatten till anläggningarna, eftersom kloridjonen normalt går relativt opåverkad genom en damm. I de flesta fall har differensen mellan kloridhalten varit liten i in- och utlopp, upp till ca 6 % (Tabell 4-6). I Ladbrodammen har dock differensen varit något större. Troligen beror detta på osäkerheter i analyserna i samband med höga halter. Generellt visar halterna att det är ”samma” vatten som går in till som ut från anläggningarna.

Tabell 4-6 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av klorid, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Cl (mg/l)	Inlopp			Utlopp			diff (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max	
Ladbro	10	120	580	9	129	470	12
Myrängen	2	57	150	13	59	250	-3
Steninge	2	47	73	19	44	100	5
Tibble	10	39	330	14	38	140	3
Viby	13	33	64	12	31	56	6

Det stora spannet mellan min- och maxvärden beror på stora årstidsvariationer orsakade av vägsaltning vintertid. De högsta halterna har uppmätts i Ladbrodammen och Tibbledammen, som båda har en stor andel vägar inom tillrinningsområdet. I Tabell 4-7 redovisas inkommande och utgående

mängder av klorid i Ladbrodammen och Tibbledammen under sommarperioden (maj-oktober) respektive vinterperioden (november–april).

Tabell 4-7 Inkommande och utgående mängder av klorid under sommarperioden (maj-okt) respektive vintervinterperioden (nov-apr).

Cl (kg)	Sommar		Vinter	
	IN	UT	IN	UT
Ladbro	2 980	2 950	37 400	34 700
Tibble	15 960	16 530	46 400	43 600

Det är uppenbart att vägsaltningen har en tydlig påverkan på kloridhalterna till dammarna och att kloriden går så gott som opåverkad genom anläggningarna.

4.5.5 Bly

Halterna av bly är högst i Ladbrodammen och Tibbledammen som båda har de mest urbana avrinningsområdena, med bland annat en stor andel vägar. Utgående medelhalt ligger inom intervallet 0,9–1,7 µg/l för de fem dammarna (Tabell 4-8).

Tabell 4-8 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-bly, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Pb (µg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	<0,5 ¹	6,4	30	<0,5 ¹	1,7	10	1,8	1,4	74
Myrängen	<0,5 ¹	1,8	11	<0,5 ¹	0,9	3,2	0,2	0,10	53
Steninge	<0,5 ¹	1,3	4,4	<0,5 ¹	1,3	5,6	5,4	5,3	2
Tibble	<0,5 ¹	5,7	24	<0,5 ¹	1,4	4,4	8,9	6,8	76
Viby	<0,5 ¹	2,2	10	<0,5 ¹	1,0	1,9	0,5	0,3	56

¹ Detektionsgräns 0,5 µg/l.

Bly är ett av de 33 så kallade *prioriterade ämnena* enligt Ramdirektivet för vatten. Samtliga 33 prioriterade ämnen och metaller, totalt och i löst fraktion, har för övrigt studerats mer i detalj både i Ladbro- och Tibbledammens dagvatten och resultaten finns sammanställda i SVU rapporten 2010-06 av Alm, Banach och Larm. Prioriterade ämnen definieras enligt vattendirektivet som ämnen vilka innebär en betydande risk för vattenmiljön eller via denna kan utgöra en sådan risk. För att förebygga och begränsa att kemiska föroreningar skadar vattenresurser har EU-gemensamma miljökvalitetsnormer (MKN) för prioriterade ämnen tagits fram. Enligt vattendirektivet utgör miljökvalitetsnormer ett kriterium för bedömning av miljömålet god *kemisk ytvattenstatus* (artikel 4.1a i Vattendirektivet). För bly är miljökvalitetsnormen angiven som AA-MKN (annual average) som är ett årsmedelvärde vilket syftar till att säkra en långsiktig kvalitet hos den akvatiska miljön. AA-MKN för bly i inlandsvatten är satt till 7,2 µg/l och avser den lösta fraktionen av bly (prover filtrerade genom ett 0,45 µm filter).

Utgående halter av bly från de fem dammarna ligger långt under AA-MKN för bly. Bly är normalt hårt bundet till partiklar och den lösta fraktionen ligger därför sannolikt på en betydligt lägre halt än den här uppmätta

totalhalten. I Alm m.fl. (2010) rapporteras att i genomsnitt 6 % (0,13 µg/l), av den totala fraktionen bly i utgående vatten från Ladbrodammen är i löst form. Motsvarande siffra för Tibbledammen är 5 % (0,10 µg/l).

4.5.6 Kadmium

Halterna av kadmium har generellt varit låga och i många fall under detektionsgränsen. Det gör att de medelhalter som anges i Tabell 4-9 antagligen är något överskattade då alla resultat under detektionsgräns satts till halva detektionsgränsvärdet vid beräkning av medelvärde. Eftersom endast ett fåtal analyser i Steningedalen visade på halter över detektionsgränsen, har det inte varit meningsfullt att beräkna flödesviktad medelhalt eller mängdbelastning och avskiljning för denna anläggning. Beräknad belastning och avskiljning är även för övriga anläggningar något osäker till följd av detta.

Tabell 4-9 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-kadmium, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Cd (µg/l)	Inlopp			Utlöpp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	<0,1 ¹	0,12	0,42	<0,1 ¹	0,13	1,40	0,03	0	-6
Myrängen	<0,1 ¹	0,07	0,52	<0,1 ¹	0,04	0,51	0,07	0,03	46
Steninge	<0,1 ¹	-	0,76	<0,1 ¹	-	0,70	-	-	-
Tibble	<0,1 ¹	0,16	0,60	<0,1 ¹	0,09	0,28	0,15	0,09	39
Viby	<0,1 ¹	0,11	0,84	<0,1 ¹	0,05	0,28	0,03	0,02	57

¹ Detektionsgräns 0,1 µg/l.

Även kadmium är ett *prioriterat ämne* enligt vattendirektivet. AA-MKN för kadmium i inlandsvatten är satt till 0,08–0,25 µg/l beroende på vattnets hårdhetsklass. För kadmium finns även ett MAC-MKN (maximum allowable concentration), som är den maximalt tillåtna koncentrationen som ger skydd mot korttidsexponering. Syftet med denna norm är att begränsa föroreningsstopparna. MAC-MKN är satt till 0,45–1,5 µg/l beroende på vattnets hårdhetsklass. Både AA-MKN och MAC-MKN avser den lösta fraktionen av kadmium.

Utgående halter från Ladbrodammen och Tibbledammen ligger nära AA-MKN. För Tibbledammen är också maxvärdena i nivå med MAC-MKN. Dock avser de analyserade halterna total kadmiumhalt och den lösta halten bör vara något lägre. I studien av Alm m.fl. (2010) uppmättes i genomsnitt 0,056 µg/l löst kadmium (61 % av totalhalten) i Ladbrodammens utgående vatten. I Tibbledammens utgående vatten detekterades i samma studie endast löst kadmium vid ett provtagningstillfälle. Värdet har inte redovisats i studien.

Med tanke på att MKN ligger så nära detektionsgränsen bör en lägre detektionsgräns användas vid kadmiumanalyser i dagvatten.

4.5.7 Koppar

Halterna av koppar är högst i Ladbrodammen och Tibbledammen, med sina urbana avrinningsområden. Utgående medelhalt ligger inom intervallet 5,4 µg/l till 11 µg/l för de fem dammarna.

Tabell 4-10 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-koppar, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Cu (µg/l)	Inlopp			Utlöpp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	5,4	24	64	2,7	11	42	6,9	3,7	54
Myrängen	<1 ¹	7,9	29	<1 ¹	5,4	23	0,82	0,26	32
Steninge	2,2	6,2	15	1,6	5,4	10	23	3	12
Tibble	4,6	17	51	3,9	8	29	26	13,5	52
Viby	<1 ¹	9,5	26	<1 ¹	6,2	16	2,2	0,8	34

¹ Detektionsgräns 1 µg/l.

Koppar är ett av de så kallade *särskilt förorenande ämnen* (SFÄ) som ingår i klassningen av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna i ekologisk status enligt Vattendirektivet. Som en hjälp till vattenmyndigheterna vid framtagande av klassgränser för klassificering av särskilda förorenande ämnen har Kemikalieinspektionen (KemI), på uppdrag av Naturvårdsverket, tagit fram förslag till gränsvärden för ett antal ämnen som kan vara problematiska i större eller mindre regioner av Sverige. De föreslagna gränsvärdena för vatten (GV_{vatten}) grundar sig på toxicitetsdata från laboratorietester. Liksom för de prioriterade ämnena avser de föreslagna gränsvärdena den lösta fraktionen (prover filtrerade genom ett 0,45 µm filter). GV_{vatten} avser årsgenomsnittet för ämnet. (Naturvårdsverket, 2008)

Det föreslagna GV_{vatten} för koppar är 4 µg/l. Medelhalterna in till och ut från samtliga dammar överskrider denna koncentration. Eftersom analyserade halter avser totalhalter så är de lösta koncentrationerna sannolikt lägre. Det är dock inte osannolikt att den lösta halten ut från Ladbrodammen och Tibbledammen överskrider gränsvärdet. Den lösta fraktionen av koppar i Ladbro- och Tibbledammen uppmättes av Alm m.fl.(2010) till 7,4 µg/l (54 % av total halt) respektive 5,1 µg/l (52 % av total halt), dvs. över GV_{vatten} .

De föreslagna gränsvärdena avser recipienterna, där halten blir lägre till följd av utspädning, men resultatet visar ändå att koppar är ett problemämne i dagvattenssammanhang.

4.5.8 Krom

Liksom för tidigare redovisade tungmetaller är inkommande halter av krom högst i Ladbrodammen och Tibbledammen. Utgående medelhalter från de fem dammarna ligger inom ett snävt intervall, 1,3 µg/l till 2,1 µg/l för de fem dammarna. Avskiljningen är relativt hög eller hög i fyra av de fem anläggningarna.

Även krom ingår i gruppen *särskilt förorenande ämnen*. Det föreslagna GV_{vatten} för krom är 3 µg/l. Medelhalterna av totalkrom in till Ladbrodammen och Tibbledammen överskrider denna halt, men utgående halter från samtliga dammar ligger under gränsvärdet (som avser löst halt). Alm m.fl. (2010) uppmätte så mycket som 6,9 µg löst krom per liter utgående vatten i Ladbrodammen, motsvarande 92 % av den totala fraktionen, vilket är över det föreslagna GV_{vatten} . Medelhalten av löst krom i Tibbledammens utgående vatten uppmättes till 0,07 µg/l, motsvarande 80 % av totalfraktionen (Alm m.fl., 2010).

Tabell 4-11 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-krom, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Cr (µg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	<1 ¹	7,0	54	<1 ¹	2,1	11	2,0	1,4	70
Myrängen	<1 ¹	2,7	15	<1 ¹	1,5	5,3	0,28	0,13	45
Steninge	<1 ¹	1,9	13	<1 ¹	1,8	13	11	0,7	6
Tibble	<1 ¹	6,0	27	<1 ¹	1,6	5	9,3	6,7	72
Viby	<1 ¹	2,3	12	<1 ¹	1,3	2,5	0,5	0,3	60

*) Detektionsgräns 1 µg/l.

4.5.9 Nickel

Halterna av nickel är genomgående låga. Till skillnad från övriga analyserade tungmetaller så är inkommande och utgående halt högst i Steningedalen. Nickel är en tungmetall som framförallt binder till små partiklar. Tunneln som föregår Steningedalen fungerar sannolikt som en sedimentationsbassäng för tungmetaller som binder till större partiklar. Fina partiklar med nickel transporteras däremot förbi tunneln till dammarna. Orsaken till att inkommande halter är högre än i de övriga anläggningarna är dock inte känd.

Trots att nickel binder till små partiklar så är avskiljningen i anläggningarna i flera fall god.

Tabell 4-12 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-nickel, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Ni (µg/l)	Inlopp			Utlopp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	1,1	5,6	36	<1 ¹	2,4	7,3	1,6	0,9	57
Myrängen	<1 ¹	2,4	8,2	<1 ¹	1,9	4,8	0,25	0,05	20
Steninge	1,2	7,0	15	2,8	6,6	19	26	2	6
Tibble	<1 ¹	4,8	17	<1 ¹	2,2	4,6	7,4	4,0	54
Viby	<1 ¹	2,5	12	<1 ¹	1,8	7,4	0,58	0,15	26

*) Detektionsgräns 1 µg/l.

Nickel är ett *prioriterat ämne*. AA-MKN för nickel i inlandsvatten är satt till 20 µg/l och avser den lösta fraktionen. Medelvärdet för totalfraktionen nickel i både inkommande och utgående vatten ligger tydligt under AA-MKN. Den lösta medelhalten av nickel i Ladbro- och Tibbledammens utlopp uppmättes av Alm m.fl.(2010) till 1,8 µg/l (73 % av total halt) respektive 1,7 µg/l (57 % av total halt), dvs. långt under AA-MKN.

4.5.10 Zink

Halterna av zink är generellt höga. Något förvånande är zinkhalten högst i Myrängsdammen, som i övrigt har måttligt höga tungmetallhalter. Ladbrodammen och Tibbledammen har, liksom för övriga tungmetaller, höga zinkhalter. Utgående medelhalt ligger inom intervallet 14 µg/l till 61 µg/l för de fem dammarna. Avskiljningen är relativt hög i samtliga dammar.

Tabell 4-13 Inkommande och utgående flödesviktad medelhalt av tot-zink, uppmätta min- och maxvärden i samlingsprov, belastning samt absolut och relativ avskiljning.

Tot-Zn (µg/l)	Inlopp			Utlöpp			Belastning (kg/år)	Avskiljning (kg/år)	Avskiljning (%)
	min	MEDEL	max	min	MEDEL	max			
Ladbro	20	90	310	5,8	42	180	26	14	53
Myrängen	10	116	810	11	61	220	12	5,8	48
Steninge	5,1	20	66	5,0	15	38	77	22	28
Tibble	23	99	340	12	41	170	155	91	59
Viby	5	33	200	5	14	28	7,7	4,5	70

Zink ingår i gruppen *särskilt förorenande ämnen*. Det föreslagna GV_{vatten} för zink är 8 µg/l för vatten med en hårdhetsgrad över 24 mg CaCO₃/l. För vatten med lägre hårdhetsgrad är det föreslagna GV_{vatten} 3 µg/l. De analyserade totalzinkhalterna ligger i samtliga dammar i nivå med eller över dessa gränsvärden. Även de lösta halterna kan i flera fall antas hamna nära eller över gränsvärdena. I Alm m.fl. (2010) uppmättes den lösta medelhalten av zink i utgående vatten i Ladbro- och Tibbledammen till 36 µg/l respektive 12 µg/l, dvs. i båda fallen över det föreslagna GV_{vatten} . De lösta halterna motsvarade 55 % respektive 24 % av totalhalten.

Resultaten visar att zink, i likhet med koppar och kadmium är ett problemämne i dagvatten.

4.5.11 Organiska ämnen

PAH – Polycykliska Aromatiska Kolväten

I ungefär vart femte dagvattenprov förekom någon av de analyserade PAH-föreningarna i detekterbar halt (Tabell 4-14). I Steningedalens årike och Ladbrodammen var förekomsten av PAH:er något vanligare, i Vibydammen betydligt mer sällsynt. Det fanns inte någon entydig skillnad i förekomstfrekvens mellan inkommande och utgående vatten. Endast två av anläggningarna (Myrängsdammen och Tibbledammen) uppvisade en minskad förekomst i utgående vatten och i en av anläggningarna tycks förekomsten snarare ha ökat (Steningedalens årike). Förekomstens fördelning mellan sommar- och vinterhalvår skiljde sig däremot markant, med en tydlig förskjutning mot vinterhalvåret (85 % av detektionerna gjordes under perioden oktober-mars).

Tabell 4-14 Uppmätt förekomst av PAH i provtagna dagvatten.

	Antal analyserade dagvattenprov, st	Antal dagvattenprov med PAH-innehåll, st			Andel dagvattenprov med PAH-innehåll, %				
		Totalt	Ink.	Utg.	Totalt	Ink.	Utg.	Apr-Sep	Okt-Mar
Ladbro	62	14	7	7	23 %	11 %	11 %	0 %	100 %
Myrängen	36	7	5	2	19 %	14 %	6 %	0 %	100 %
Steninge	38	9	3	6	24 %	8 %	16 %	44 %	56 %
Tibble	52	9	6	3	17 %	12 %	6 %	11 %	89 %
Viby	30	2	1	1	7 %	3 %	3 %	50 %	50 %
Totalt	218	41	22	19	19 %	10 %	9 %	15 %	85 %

Av sexton analyserade PAH:er var pyren det ämne som detekterades i flest prov (19 st, motsvarande 9 % av samtliga analyserade prov). Därefter var

de mest frekvent detekterade PAH:erna: naftalen, fluoranten, benzo(b,k) fluoranten och krysen (i fallande ordning), se Tabell 4-15. Av dessa räknas benzo(b,k)fluoranten och krysen som cancerogena. Resterande elva PAH:er som analyserades förekom i färre än 5 % av proven.

Som tidigare nämnts studerades förekomsten av samtliga prioriterade ämnen samt PCB i vatten från Ladbrodammen och Tibbledammen mer i detalj av Alm m.fl. (2010). Av 84 analyserade ämnen och ämnesgrupper detekterades 34 i Ladbrodammens inkommande vatten. I Tibbledammens inkommande vatten detekterades 29 av de 84 analyserade ämnena. Mer om detta finns att läsa i SVU Rapport nr 2010-06.

Tabell 4-15 Totalt uppmätt förekomst och högsta halt av respektive analyserad PAH i provtagna dagvatten samt gränsvärden för god kemisk status för inlandsytvatten (miljökvalitetsnormer för vatten).

Parameter	Antal analyserade dagvattenprov, st	Antal dagvattenprov med uppmätt förekomst, st	Förekomstfrekvens, %	Detektionsgräns, µg/l	Högsta uppmätta halt, µg/l	Årsmedelvärde-MKN Inlandsytvatten, ¹ µg/l	Max tillåten konc.-MKN Inlandsytvatten, ¹ µg/l
Pyren	218	19	9 %	0,02	0,63		
Naftalen	218	16	7 %	0,02	0,29	2,4	-
Fluoranten	218	16	7 %	0,02	1,20	0,1	1
Benzo(b,k)fluoranten ³	218	11	5 %	0,02	0,06	0,03	-
Krysen*	218	10	5 %	0,02	0,06		
Fenantren	218	9	4 %	0,02	1,50		
Summa övriga PAH	237	8	3 %	0,3	3,50		
Benzo(g,h,i)perylene	218	6	3 %	0,02	0,04	0,002 ²	-
Summa canc. PAH	237	4	2 %	0,2	0,06		
Benzo(a)antracen ³	218	4	2 %	0,02	0,05		
Acenaften	218	4	2 %	0,02	0,05		
Benzo(a)pyren ³	218	3	1 %	0,02	0,03	0,05	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren ³	218	3	1 %	0,02	0,03	0,002 ²	-
Fluroren	218	3	1 %	0,02	0,07		
Antracen	218	2	1 %	0,02	0,12	0,1	0,4
Acenaftylen	218	1	0 %	0,02	0,02		
Dibenzo(a,h)antracen ³	218	0	0 %	0,02	-		

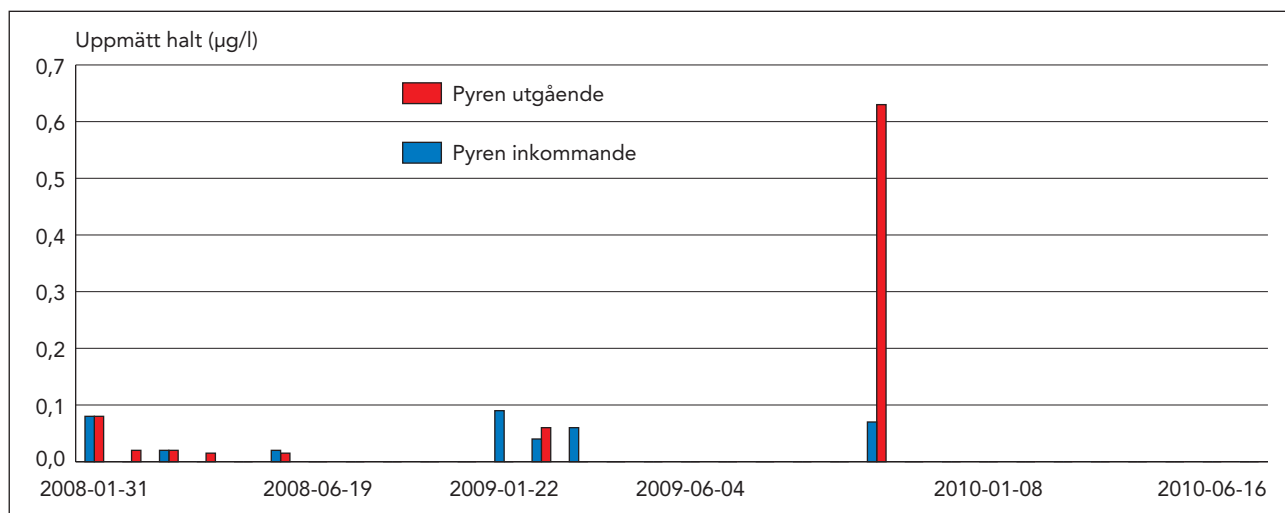
¹ Naturvårdsverket, 2009a. Förslag till genomförande av direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. Rapport 5973. Juni 2009

² Avser summan av Benzo(g,h,i)perylene och Indeno(1,2,3-cd)pyren

³ Cancerogena

Förekomsten av PAH:er i utgående vatten uppvisade till synes inget tidsmässigt samband med förekomst i inkommande vatten. Vid de totalt 31 provtagningsomgångar med minst en PAH-detektion erhöles detektion både i inkommande och utgående vatten endast vid tio tillfällen (ej alltid av samma PAH i utgående vatten som i inkommande). Siffran gäller även om efterföljande provtagning inkluderas. Vid övriga 21 tillfällen skedde detektion enbart i inkommande eller i utgående vatten.

Med så liten andel prov med detekterad förekomst och avsaknad av samband i tid mellan förekomst i inkommande och utgående vatten har beräkningar av mängder och mängdbaserade reningsgrader inte ansetts meningsfulla. Eftersom halterna dessutom låg nära detektionsgränsen har heller inga haltbaserade reningsgradsberäkningar gjorts med hänsyn till den förväntade osäkerheten i beräkningarna. Nedan ges ett illustrerande exempel på en mätserie med halter i inkommande och utgående vatten under provtagningsperioden; i detta fall pyren i Ladbrodammen (Figur 4-9).



Figur 4-9 Uppmätta halter av pyren i inkommande och utgående vatten från Ladbrodammen under provtagningsperioden.

Halterna av detekterade PAH:er låg över lag nära detektionsgränsen. Endast vid två provtagningar var de uppmätta halterna mer än en tiopotens högre än detektionsgränsen 0,02 µg/l.¹ Vid jämförelse med gränsvärden för god kemisk status för inlandsytvatten (miljö kvalitetsnormer för vatten) framgår att de högsta uppmätta halterna för flera PAH:er översteg högsta tillåtna årsmedelvärden för recipienter liksom i ett avseende ett maxvärde (fluoranten). Å andra sidan gör den begränsade andelen detekterade prov, trots enstaka höga uppmätta halter, sannolikt att recipienternas status med avseende på PAH:er inte hotas av de undersökta dagvattnen.

Organiska oljerelaterade parametrar

Trots att oljefilm observerats i dammarna (se avsnitt 4.6.1.) så gjordes inga detektioner av de oljerelaterade parametrarna totalt extraherbara alifater, totalt extraherbara aromater eller opolära alifatiska kolväten. Totalt gjordes 232 analyser var av dessa parametrar. Orsakerna till att ingen olja kunde detekteras är sannolikt en kombination av att redan mycket små mängder av oljeföroreningar kan ge upphov till visuellt tydligt oljeskimmer, den relativt höga detektionsgränsen på 1–1,4 mg/l (varierande utifrån provvattentillgång) och en relativt låg andel motorvägar, industriområden och köpcenter

¹ Detektionsgränsen var i regel 0,02 µg/l. P.g.a. tidvis begränsade provvattenmängder var den dock vid ett fåtal tillfällen något högre. De förhöjda halterna uppmättes i Ladbrodammen i november 2009 och i Steningedalens årike i mars 2009.

inom anläggningarnas tillrinningsområden. Att bristande representativitet i provuttag med avseende på olja skulle ha varit orsaken förefaller mindre troligt då provuttag i vissa av anläggningarna skedde i omrörda/turbulenta vatten. Den relativt långa förvaringstiden bedöms inte heller ha varit orsaken. Att olja inte alls skulle ha förekommit i dagvattnen förefaller mycket osannolikt. En rekommendation för framtida studier av oljeinnehåll i blandat dagvatten är att efterfråga detektionsgränser på högst ca 0,1 mg/l.

4.6 Resultat av sedimentprovtagning

4.6.1 Observationer i fält

I samband med sedimentprovtagningen noterades bland annat oljehinnor på vattnet i Ladbrodammen och i Steningedalen. Vid provtagningen i Myrängsdammen och Tibbledammen noterades riklig uppkomst av illaluktande bubblor från sedimenten, som var svarta i färgen, vilket tyder på att sedimenten periodvis är syrefria med bildning av metan som följd. Variationer i sedimentens redoxförhållanden kan ha negativa konsekvenser för stabiliteten av adsorptionen av metaller till suspenderat material som i sin tur leder till sämre avskiljningsförmåga då metallerna inte bildar flockar och sedimenterar i samma omfattning. I Viby noterades inte några tecken på periodvis syrebrist. Dammsediment var brunare i färgtonen, utan obehaglig doft och med synliga inslag av rötter relativt långt ner i sedimentet med positiva effekter för syresättningen.

Vattnet hade vid provtagningstillfällena ett nära neutralt pH-värde som varierade mellan 7,0 till 7,6 (analyserat med fältprovtagare HANNA HI 991001), vilket är gynnsamt för tungmetallers fastläggning. Fastläggning av zink och kadmium är starkt pH-beroende och vid lägre pH fastläggs inte dessa i lika hög grad som i vattenmiljöer med högre pH (Naturvårdsverket, 1993). Metallernas fastläggningsegenskaper har stor betydelse för om metallerna ligger stabilt i sedimenten eller om det finns risk för att de frigörs. Metaller med starkt fasthållande egenskaper är i synnerhet bly men även krom som binder hårt till humus och andra laddade ytor. Dessa ligger generellt sett fast oberoende av både syrgas- och pH-förhållanden. Zink och framförallt kadmium har däremot svagare och känsliga bindningsegenskaper och kan lätt lossna (Gustafsson m.fl., 2007). Koppar och nickel befinner sig någonstans mitt emellan. Generellt kan ändå sägas att om de reducerande förhållandena är stabila och pH ligger runt neutralt kan fastläggningen betraktas som mycket stabil, förutsatt att sediment inte störs rent mekaniskt och till exempel spolats ut vid höga flöden.

4.6.2 Sedimentens fysikaliska egenskaper, mäktighet och massa

Resultatet från bestämningen av torrsubstans, torrdensitet och sedimenttjocklek samt dammarnas area och beräkning av den totala sedimentmassan i respektive dagvattenanläggning redovisas i Tabell 4-16. Dataunderlaget för beräkning av sedimentmassa härrör från sediment insamlat med rörhäm-taren för att utgå från ett sediment som är så ostört som möjligt. Eftersom inga sedimentproppar insamlades i Tibbledammen saknas data för Tibble och ingen massberäkning har utförts för dammen.

Densitetsbestämningarna resulterade i anläggningsspecifika medelvärden (med undantag av Steningedalen där densitetsbestämning utfördes för samtliga dammsektioner) på 700–830 kg TS per kubikmeter sediment. Dessa värden är rimliga i jämförelse med andra bestämningar av sedimentdensitet i dagvattendammar och våtmarksanläggningar (Aldheimer, 2004; Johannesson, 2008).

Tabell 4-16 Fysikaliska data för sediment insamlat med hjälp av Willnerhämtare. M = medelvärde. I den högra kolumnen anges även årlig beräknad uppbyggnad av sedimentmassa.

	TS (%)	Torr densitet (kg/m ³)	Sediment-tjocklek (m)	Dammarea (m ²)	Sedimentvolym (m ³)	Sedimentmassa (ton TS)
Ladbrodammen	M=27,4	M=700	M=0,12	4 090	491	86,4
Fördamm	31,2		0,19	690	131	28,6
Huvuddamm	27,4		0,13	2 100	273	52,4
Översilning	23,3		0,03	1 300	33	5,4
Ant. driftår: 6						14 ton/år
Myrängen	M= 37,0	M=830	M=0,08	1 231	93	27,8
Inlopp	28,4		0,09	400	36	8,5
Mitten	44,7		0,06	423	27	9,9
Utlopp	37,9		0,07	408	30	9,3
Ant. driftår: 6						4,6 ton/år
Steningedalen	M=30,1	M=766	M=0,09	6 598	564	94,1
Damm 1	32,8	864	0,08	2 641	201	28,5
Damm 2	25,9	713	0,10	990	99	12,2
Diket runt ön	30,5	760	0,12	1 483	178	37,7
Översilning	32,9	729	0,05	1 484	68	15,8
Ant. driftår: 3						31 ton/år
Viby Gård	M=26,5	M=700	M=0,12	969	116	20
Fångstdamm	29,9		0,18	240	44	9,1
Slingerdamm In	20,5		0,12	438	50	7,2
Slingerdamm Ut	29,0		0,06	291	18	3,7
Ant. driftår: 7						3 ton/år

Halten av organiskt material bestämdes genom analys av glödningsförlust. Resultatet visar en minskning av organiskt material från inlopp till utlopp i alla de fyra undersökta dammarna (Tabell 4-17).

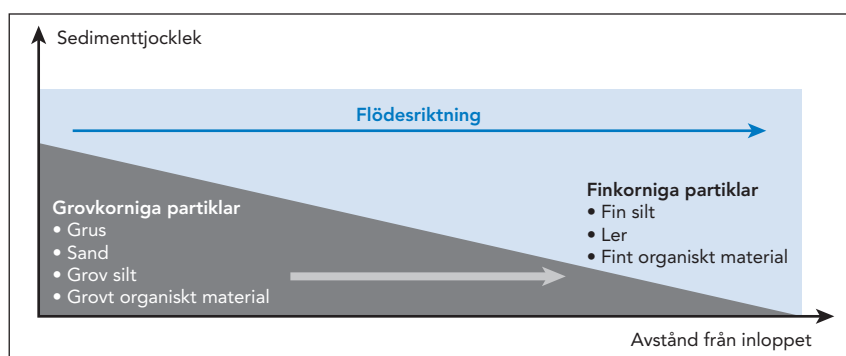
Tabell 4-17 Glödningsförlust, dvs. halten av organiskt material i sedimenten, uttryckt i procent i anläggningarnas inlopp och utlopp.

Anläggning	Inlopp	Utlopp
Ladbrodammen	15 %	9,6 %
Myrängsdammen	13 %	6,2 %
Steningedalen	8,8 %	7,7 %
Viby Gård	16 %	8,0 %

Avsättningen av sediment varierade inom och mellan dammarna. Mer sediment återfanns generellt i anslutning till inloppen än i anslutning till utloppen, vilket beror på att grovkornigt material avsätts omedelbart efter inloppen till dammarna. Sedimenttjockleken är följaktligen störst i anläggningarnas inloppsdammar, med undantag av Steningedalen med mäktigast sediment i damm 2 samt i diket längre nedströms, för att därefter minska i flödesriktningen.

Total mängd ansamlat sediment varierade från 20 ton torrt sediment i Viby till dryg 94 ton torrt sediment i Steningedalen, med Myrängen och Ladbros däremellan. Anläggningarna har varit i drift under olika lång tid och omräknat till ansamlad sedimentmängd per driftår kvarstår ordningsföljden mellan dammarna med minst ansamlad mängd i Viby Gård, ca 3 ton/år, till störst i Steningedalen, ca 31 ton/år.

Att sedimentet minskar i tjocklek från inlopp till utlopp är ett förväntat och vanligt förekommande sedimentationsmönster. Sedimenteringsprocessen sorterar per automatik partiklar i vattnet på så sätt att grova tyngre partiklar så som grus, sand, grov silt och grovpartikulärt organiskt material sedimenterar snabbt och ackumuleras tidigt i en anläggning i huvudsak i anslutning till inloppet. Lättare partiklar, som fin silt, ler och finpartikulärt organiskt material behöver längre tid för att sedimentera och hamnar därför längre nedströms, se Figur 4-10. Resultatet av denna sortering observerades i fält i samband med sedimentprovtagningarna. Sedimenten kändes grusiga och grovkorniga i inloppsdammarna och gränsen till underliggande lerbotten var oftast tydlig. Sedimenten i provtagningspunkter längre nedströms kändes mer geléaktiga i sin karaktär med en ofta mer otydlig skiljelinje mellan sediment och underliggande lerbotten.



Figur 4-10 Schematisk beskrivning av sedimentationsprocessen.

Sortering av materialet påverkar också torrsbstanshalten. Det uppströms grovpartikulära sedimentet blir ofta kompakt med generellt högre TS-halt jämfört med det nedströms finpartikulära sedimentet som i regel binder mer vatten. Detta avspeglas dock inte helt konsekvent i denna studie.

4.6.3 Halter och mängder av fosfor i sedimenten

Koncentrationen av totalfosfor i dammsedimenten varierar mellan 0,28 och 1,55 g P/kg torrt sediment, där den lägsta koncentrationen återfinns i Ladbrosdamms fördamm och den högsta i Vibys fångstdamm (Tabell 4-18). I jämförelse med liknande dammar och våtmarker, samt medelvärdet i svensk åkermark, ligger fosforkoncentrationen i NOS-dammarna inom samma skala. En normal haltvariation av fosfor i våtmarks- och sjösediment i Sverige ligger mellan 0,5 till 3 g P/kg TS (Davidsson, 2003), och genomsnittligt förråd av fosfor i svensk åkermark är 0,7 g P/kg lufttorrt jordprov (Naturvårdsverket, 2010), inom vilken samtliga sediment hamnar. Koncentrationen av lättillgänglig fosfor, extraherad med en svag NH_4Cl -lösning,

är alltigenom låg, 0,03–0,11 g/kg TS, och kan jämföras med medelvärdet av lättlöslig fosfor i svensk åkermark som är 0,08 g P/kg lufttorrt jordprov (Naturvårdsverket, 2010).

Eftersom det i första hand är den lättillgängliga fosfor som kan frigöras från sedimenten bedöms risken för fosforförluster från anläggningarna som liten, förutsatt behovsanpassad bortförsel av ansamlad sediment och att sedimenten där emellan får ligga ostörda och inte utsätts för allt för stor mekanisk störning till exempel i samband med kraftig nederbörd eller förändrade hydrauliska förhållanden som kan sätta sedimenten i rörelse. I annat fall ökar risken för fosforförluster med tiden. Den mobila, lätt utlakningsbara fosforfraktionen utgörs av fler former av fosfor än den löst bundna som undersökts i denna studie. Förutom den löst bundna fosfor räknas även organiskt bunden och järnbunden fosfor till den mobila fraktionen (Weyhenmeyer och Rydin, 2003) vilket gör bedömningen av risken för fosforutlakning osäker.

I Viby genomfördes 2007 en undersökning av sediment i fördammen som analyserades bland annat avseende fosfor (Stråe 2007) med resultatet 0,88–1,1 g P/kg TS att jämföra med aktuella halter på mellan 0,95–1,55 g P/kg TS. En ökning av fosforkoncentrationen i dammsedimenten har således skett under de två år som passerat mellan undersökningstillfällena. Det beror sannolikt på den tillförsel av spillvatten eller gödselvattnet som skedde under provtagningsperioden och som beskrivits ovan.

Tabell 4-18 Medelkoncentrationen av totalfosfor och lättillgänglig fosfor i sedimenten samt medelkoncentration i enskilda dammar/ sektioner i respektive anläggning.

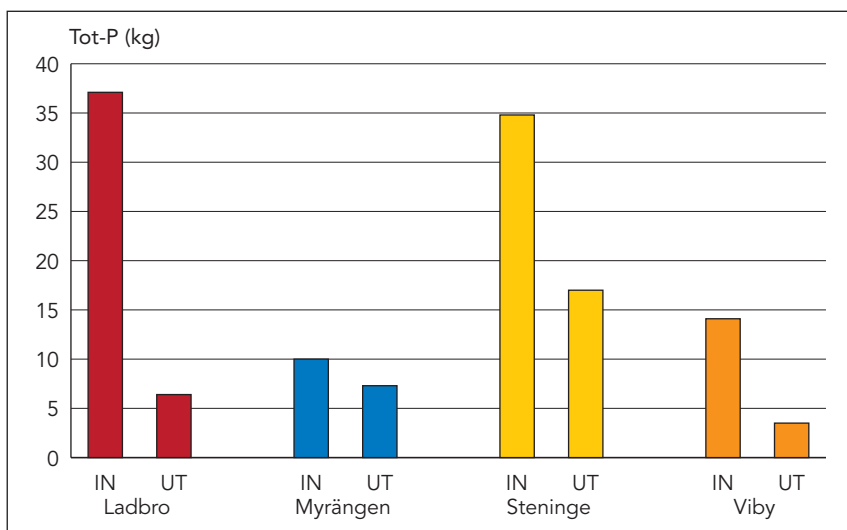
Provplats	Tot-P (g/kg TS)	Lättillgänglig-P (g/kg TS)
Ladbrodammen, medelvärde	1,22	0,05
Fördamm	0,28	0,05
Huvuddamm	1,03	0,06
Översilningsyta	1,47	0,03
Myrängen, medelvärde	0,94	0,06
Inlopp	1,18	0,08
Mitten	0,82	0,04
Utlopp	0,78	0,05
Steningedalen, medelvärde	1,13	0,11
Damm 1	1,22	0,10
Damm 2	1,11	0,12
Diket runt ön	1,10	0,11
Översilningsytan	1,08	0,10
Viby Gård, medelvärde	1,35	0,11
Fördamm	1,55	0,10
Slingerdamm inlopp	1,36	0,12
Slingerdamm utlopp	0,95	0,11

Den totala mängden fosfor som återfanns i sedimenten har beräknats genom att multiplicera fosforhalterna med respektive anläggningssektions sedimentmassa (Tabell 4-16). Resultatet från mängdberäkningen redovisas nedan i Tabell 4-19. Som redan konstaterats är andelen lättillgänglig fosfor liten och utgör mellan 0,2–1 procent av den totala mängden fosfor.

Tabell 4-19 Total mängd fosfor och lättillgänglig fosfor i respektive anläggning som helhet och i enskilda dammar/sektioner.

Provplats	Total-P (kg)	Lättillgänglig-P (kg) (% av tot-P)
Ladbrodammen totalt	133	0,5 (0,4)
Fördamm	37	0,1 (0,4)
Huvuddamm	56	0,3 (0,6)
Översilningsyta	6,4	0,0 (0,2)
Myrängen summa	27	0,2 (0,6)
Inlopp	10	0,1 (0,7)
Mitten	8,2	0,0 (0,5)
Utlopp	7,3	0,0 (0,7)
Steningedalen totalt	105	1,0 (1,0)
Damm 1	35	0,3 (0,8)
Damm 2	14	0,1 (1,1)
Diket runt ön	41	0,4 (1,0)
Översilningsytan	17	0,2 (1,0)
Viby Gård totalt	29	0,5 (0,8)
Fördamm	14	0,1 (0,6)
Slingerdamm inlopp	9,8	0,3 (0,9)
Slingerdamm utlopp	3,5	0,0 (1,2)

Ett generellt mönster vad gäller fosfor är att en större mängd har ansamlats i anslutning till inloppen än utloppen (Figur 4-11). Fosfor är vanligtvis till stor del partikulärt bunden varför avskiljningsmönstret för fosfor är starkt knuten till sedimentationsprocessen (Persson 1998; Braskerud 2002; Sveistrup m.fl. 2006).



Figur 4-11 Ansamlad mängd totalfosfor (kg) vid anläggningarnas in- respektive utlopp.

4.6.4 Tungmetallhalter i sedimenten

Analysresultatet från bestämning av tungmetallhalter i sediment insamlat med rörhämtare redovisas metall för metall i figur 4-12–4-17. Eftersom inga sedimentproppar togs i Tibbledammen redovisas för denna damm analysdata från sediment insamlat med NOS-fällor. Generellt kan sägas att de erhållna tungmetallhalterna i NOS-anläggningarnas sediment är i samma storleksordning som halterna från analyser av flertalet liknande dagvatten-

sediment (Aldheimer, 2004; Byström och Gunnarsson, 2010; German, 2001; Jakobson 2005; Karlsson 2009; Karlsson et al. 2010a och b).

Skillnader i flödesriktning och djupled

Koncentrationen av föroreningar i sediment kan variera avsevärt mellan och inom olika dammar i en dagvattenanläggning där koncentrationen i vissa fall har funnits öka från inloppet mot utloppet och i andra fall tvärtom (German 2003; Karlsson m.fl, 2010a). Variationen i koncentration hänger ihop med sedimentationsprocessens storleksortering av inkommande partiklar och med tungmetallernas varierande bindningsegenskaper och rörlighet vilket påverkar hur långt nedströms de hinner transporteras innan de avsätts.

Ett generellt mönster är att stora partiklar, som sedimenterar snabbt, har visat binda till sig lägre koncentrationer av tungmetaller jämfört med finare partiklar, som transporteras längre innan de sedimenterar. Sambandet mellan koncentrationen av partikelbundna tungmetaller och partikelstorleken är således omvänt proportionell mot partikelstorlek (German 2003). Tungmetallernas dragningskraft till olika typer av partiklar varierar också. Zink och kobolt binder generellt till större partiklar medan nickel och koppar binder till de minsta partiklarna vilket också kan påverka koncentrationen av tungmetaller i en dagvattenanläggning.

Koncentrationen av tungmetaller i NOS-dammarna varierar på detta sätt både mellan och inom dammarna varför man helt bör undvika att dra slutsatser om anläggningarnas avskiljningsförmåga av tungmetaller bara genom att titta på koncentrationsskillnader. När det gäller skillnader i flödesriktningen kopplat till avskiljningsförmåga är det nödvändigt att utgå från mängder av tungmetaller och därmed också skillnader i sedimentmängder mellan och inom dammar, vilket behandlas i avsnitt 4.6.5.

Tungmetallhalter jämfört med utvalda gränsvärden och bakgrundshalter

Nedan följer en kort redovisning av förekomster av varje enskild tungmetall i anläggningarnas olika dammar/sektioner. Gränsvärden och halter som har valts ut för jämförelse är dels bakgrundshalter och genomsnittliga halter som förekommer i svenska sjösediment och i mark, och dels riskbedömningsklasser för såväl sediment som förorenad mark (Naturvårdsverket 1993; 1999; 2009b och 2010).

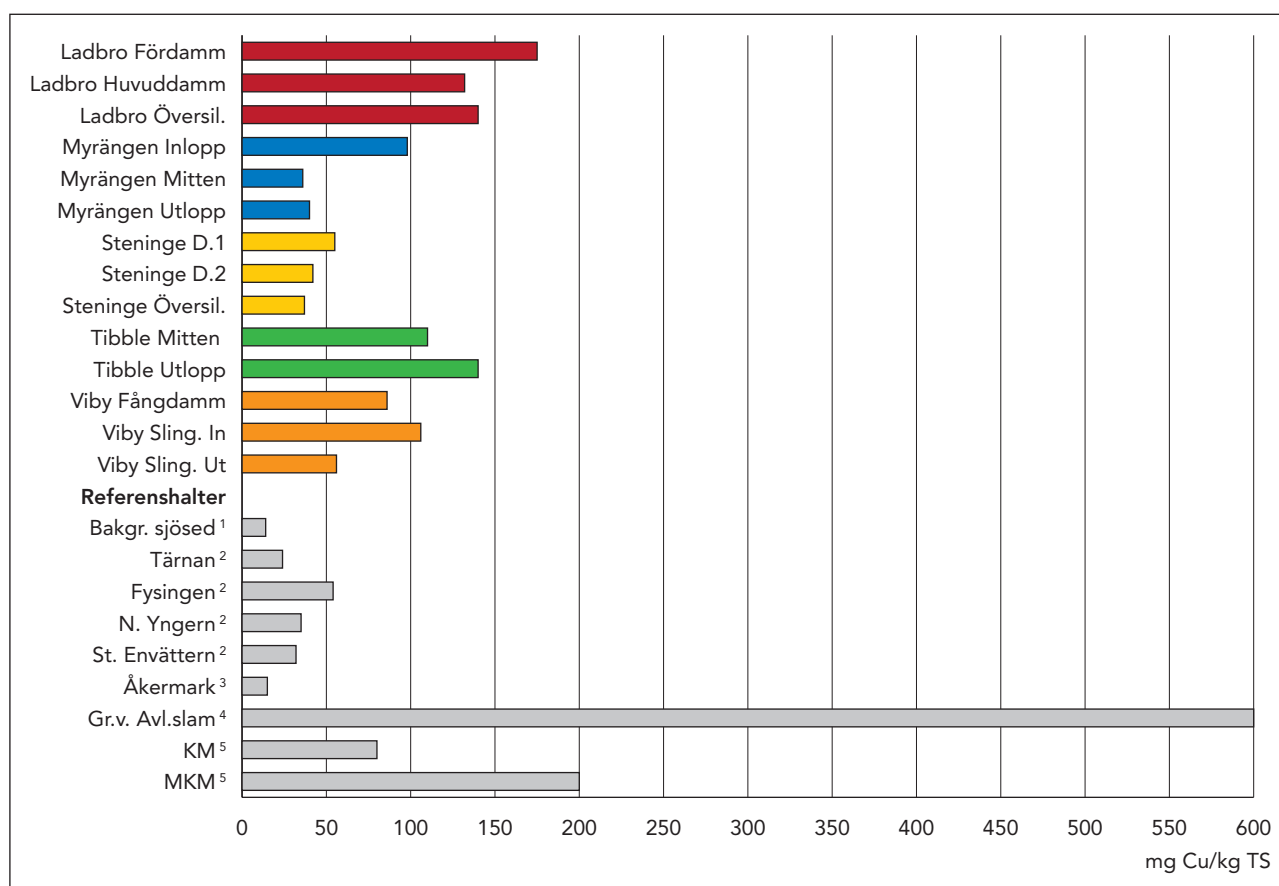
För ytterligare jämförelse har även uppmätta koncentrationer i sediment från fyra sjöar i Stockholms län inkluderats i figurserien som följer. Sjöarna ingår som referenssjöar i en databank över sjösediment från vilken uppgifterna är hämtade (*Databank sediment, referenssjöar naturliga sediment, Stockholms län*, Institutionen för Vatten och Miljö, SLU). Tilläggas bör dock att belastningshistoriken för dessa sjöar inte har tagits i beaktning då huvudsyftet är att ge en bredare bild av förekommande halter av tungmetaller i sediment i Stockholms län.

Det finns inga gränsvärden för hur höga halterna av spårelement får vara i marken vid livsmedelsproduktion i Sverige men däremot finns gränsvärden för tillåtna halter vid spridning av avloppsslam på åkermark (Svensk Författningssamling 1998:944) som också finns med för jämförelse och diskussion kring kvittblivning av sedimentmassor.

Att jämföra dagvattensedimentets innehåll av tungmetaller med bedömningsgrunder för kvalitet hos sediment i naturliga vattenmiljöer är värdefullt som fingervisning om vilken risk förorenat dagvattensediment innebär för recipienten. Jämförelsen med bedömningsgrunder för mark och generella riktvärden för markanvändning i förorenade områden är också nödvändig för att kunna ta ställning till hur och var sedimenten skall hanteras efter det att en damm har rensats.

Koppar

Högst kopparhalter återfinns i Ladbrodammen med 175 mg Cu/kg torrt sediment i fördammen och med höga halter även i huvuddamm och översilningsyta. Även Tibbledammen har höga halter. Med undantag från Tibbledammen är halten av koppar lägre i provtagningspunkterna närmast utloppen jämfört med inloppen. Koppar är dock en tungmetall som gärna binder till små fina partiklar och organiskt material med följden att sedimentering och avskiljning av koppar behöver mer tid och sker längre nedströms. Detta kan vara orsaken till att kopparhalterna även är relativt höga nära utloppen.



¹ Uppskattning av bakgrundshalt i förindustriella sjösediment från ackumulationsbottnar (Naturvårdsverket, 1993).

² Halt i 0–4 cm sedimentskikt från fyra sjöar i Stockholms län. (Källa: *Databank över sjösediment*. Inst. Vatten och Miljö, SLU.).

³ Genomsnittshalt i svensk åkermark (Naturvårdsverket, 2009b).

⁴ Gränsvärde för spridning av avloppsslam på åkermark (SFS 1998:944).

⁵ Gränsvärden för känslig (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2009).

Figur 4-12 Jämförelse av kopparhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppsslam (600 mg Cu/kg TS) och markanvändning.

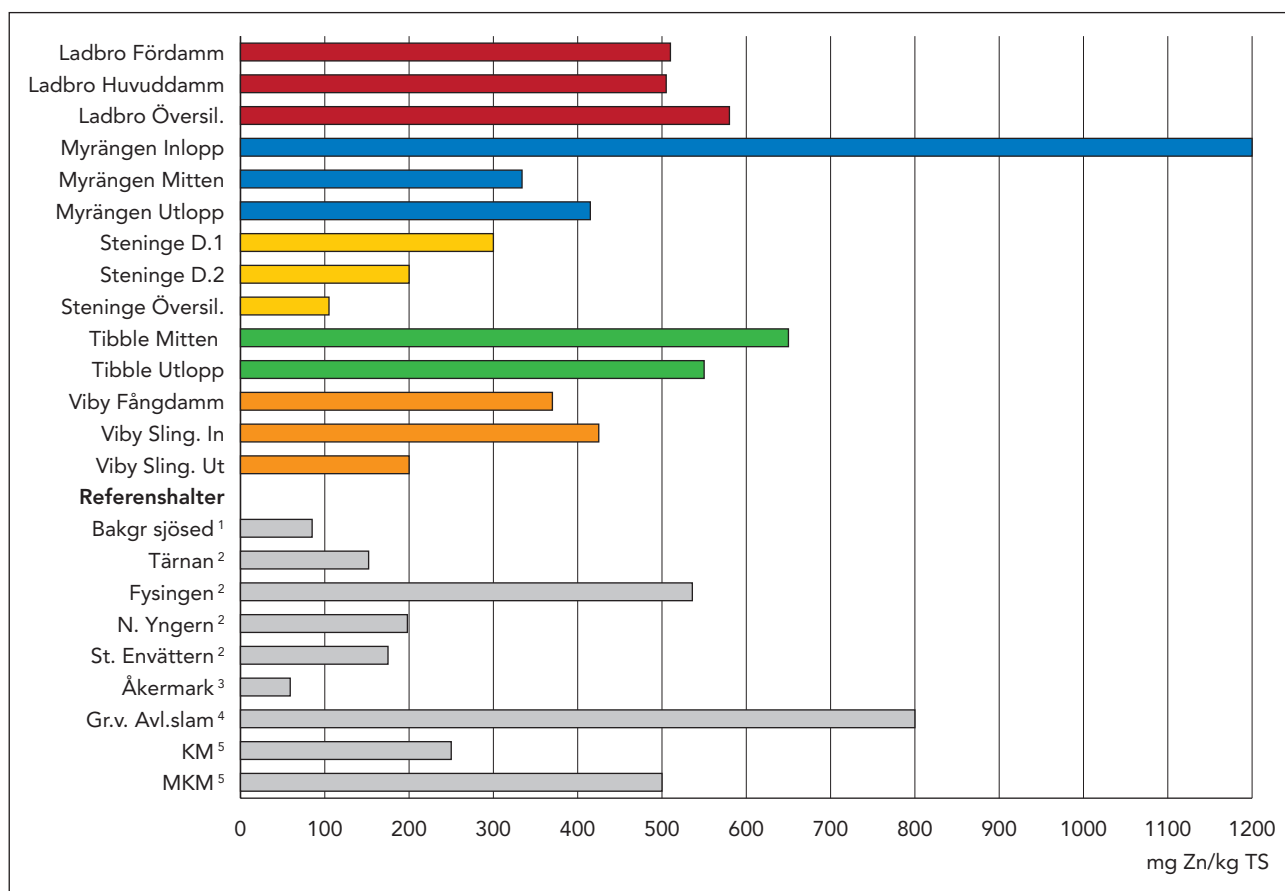
I jämförelse med bakgrundshalten för sjösediment och kopparhalten i fyra sjöar i Stockholms län ligger halten i Myrängsdammens mitt och utlopp, hela Steningedalen samt Vibys utlopp på samma nivåer som sjösedimenten. Samtliga överskrider tydligt bakgrundsvärdet samt genomsnittlig koncentration av koppar i svensk åkermark (Figur 4-12).

Med utgångspunkt från Naturvårdsverkets riktvärden för användning av förorenad mark med avseende på kopparhalt ligger samtliga sediments kopparhalt under gränsen för mindre känslig markanvändning (MKM) och skulle teoretiskt kunna utgöra fyllning i till exempel vägbyggen, kontors- eller industrimark. Myrängsdammens mitt och utlopp, hela Steningedalen samt utloppet i Viby ligger till och med under gränsen för känslig markanvändning (KM), som motsvarar markkvalitet som inte begränsar markanvändningen. Det innebär att marken kan användas till bostäder, daghem, odling, djurhållning och grundvattenuttag. Som jämförelse kan också nämnas att gränsvärdet för tillåten kopparhalt i rötat avloppsslam vid spridning på åkermark är 600 mg Cu/kg TS, vilket är långt högre än någon halt i NOS-sedimenten. Tilläggas bör dock att koncentrationen av växtnäringsämnen i de ansamlade dagvattensedimenten är låg i jämförelse med de höga och värdefulla näringshalterna (i synnerhet fosfor) i slam varför dagvattensedimenten inte har samma värde som näringskälla och därför inte är aktuell för spridning på åkermark.

Zink

I Myrängens inloppsdal återfinns den i särklass högsta zinkhalten, 1200 mg/kg TS. Som redan nämnts binder zink gärna till stora partiklar varför det vore väntat att zinkhalten skulle vara högre uppströms i anläggningarna vilket också stämmer i alla anläggningar utom Labrodammen som enligt resultaten verkar ha en mer jämn zinkhalt genom anläggningen.

Halten av zink i sedimenten i de fyra sjöarna i Stockholms län, som inkluderats för jämförelse, varierar ganska stort och den höga halten i sjön Fysingen är fullt jämförbar med flera av NOS-dammarnas sediment (Figur 4-13). Det är flera av sedimenten i NOS-dammarna som överskrider gränsvärdet för mindre känslig markanvändning (Figur 4-13). Teoretiskt sett är sedimenten i Labrodammens översilningsyta, Myrängsdammens inlopp och Tibbledammen så förorenade av zink att det inte kan användas ens vid mindre känslig markanvändning och Myrängsdammens inloppssediment överskrider dessutom gränsvärdet för spridning av slam på åker med så mycket som 400 mg Zn/kg TS eller 50 %. Det är endast sedimenten längre nedströms i Steningedalen och Viby Gård som teoretiskt sett klarar gränsen för känslig markanvändning.



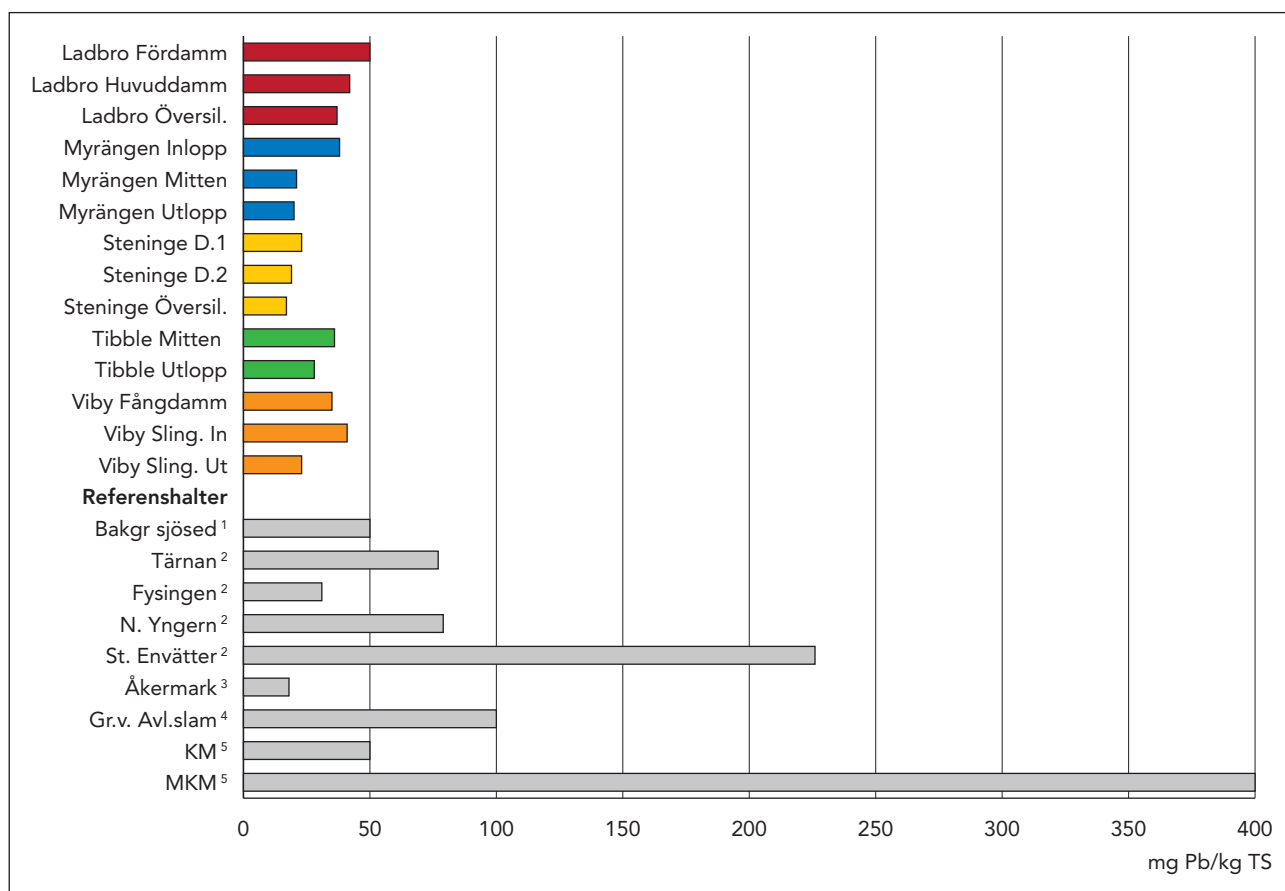
För fotnotsförklaringar, se Figur 4-12.

Figur 4-13 Jämförelse av zinkhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppsslam och markanvändning.

Bly

Bly är en tungmetall som binder hårt till partikulärt material. I anläggningar där sedimentationsprocessen fungerar bra, så fås i regel också en mycket god avskiljning av bly som därefter ligger stabilt bundet i sedimenten. Blyhalterna i NOS-dammarnas sediment är lägre än bakgrundsvärdet i mellan-svenska sjösediment. Undantaget är Ladbrodammens fördamm där halterna ligger i nivå med bakgrundsvärdet (Figur 4-14). När det gäller bly är det flera av referenssjöarna som har mycket högre halter än dagvattensedimenten.

Teoretiskt skulle sediment från alla provplatser, med Ladbrodammens inlopp som gränsfall, ur blyhaltsperspektiv kunna användas vid känslig markanvändning och spridas på åkermark.



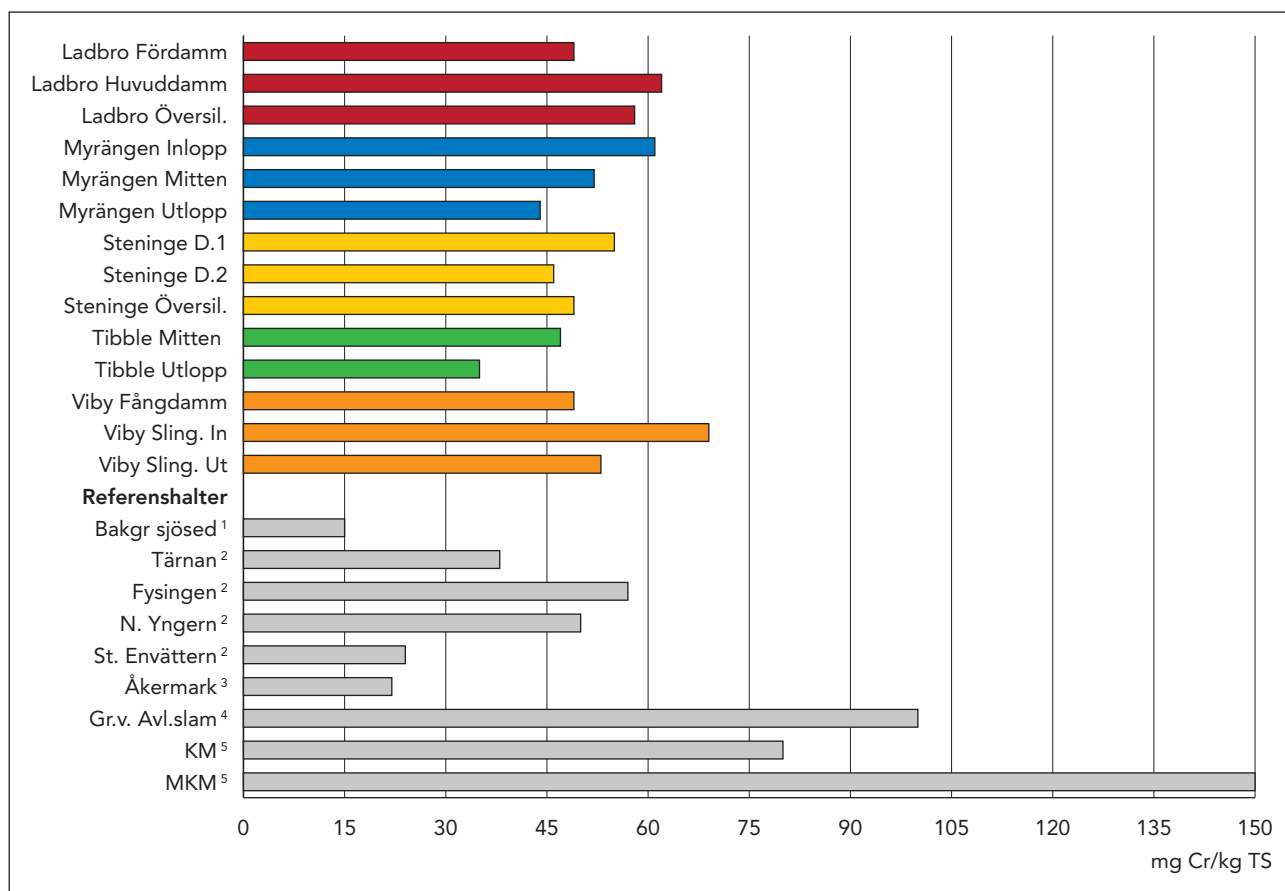
För fotnotsförklaringar, se Figur 4-12.

Figur 4-14 Jämförelse av blyhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppsslam och markanvändning.

Krom

Kromhalten i samtliga dammsediment ligger på något högre nivåer jämfört med de fyra sjöarna i Stockholms län. Kromhalten ligger däremot en bra bit under gränsen för känslig markanvändning (80 mg Cr/kg TS) och med god marginal under gränsvärdet för spridning av avloppsslam på åkermark (100 mg Cr/kg TS) (Figur 4-15).

När det gäller bedömning och riskklassificering av förekomst av krom i sediment och mark råder särskilda bedömningskriterier i de fall då sexvärt krom (Cr(VI)) förekommer. I dessa fall gäller betydligt striktare gränser där halter mellan 15–50 mg/kg ts bedöms som allvarliga och halter över 50 mg/kg som mycket allvarliga. Huruvida Cr(VI) förekommer i NOS-dammarnas sediment har ej analyserats men användningen av sexvärt krom är förbjuden sedan år 2000 (enl. direktiv 2000/53/EG) men kan fortfarande förekomma i till exempel äldre fordon och elektriska produkter.

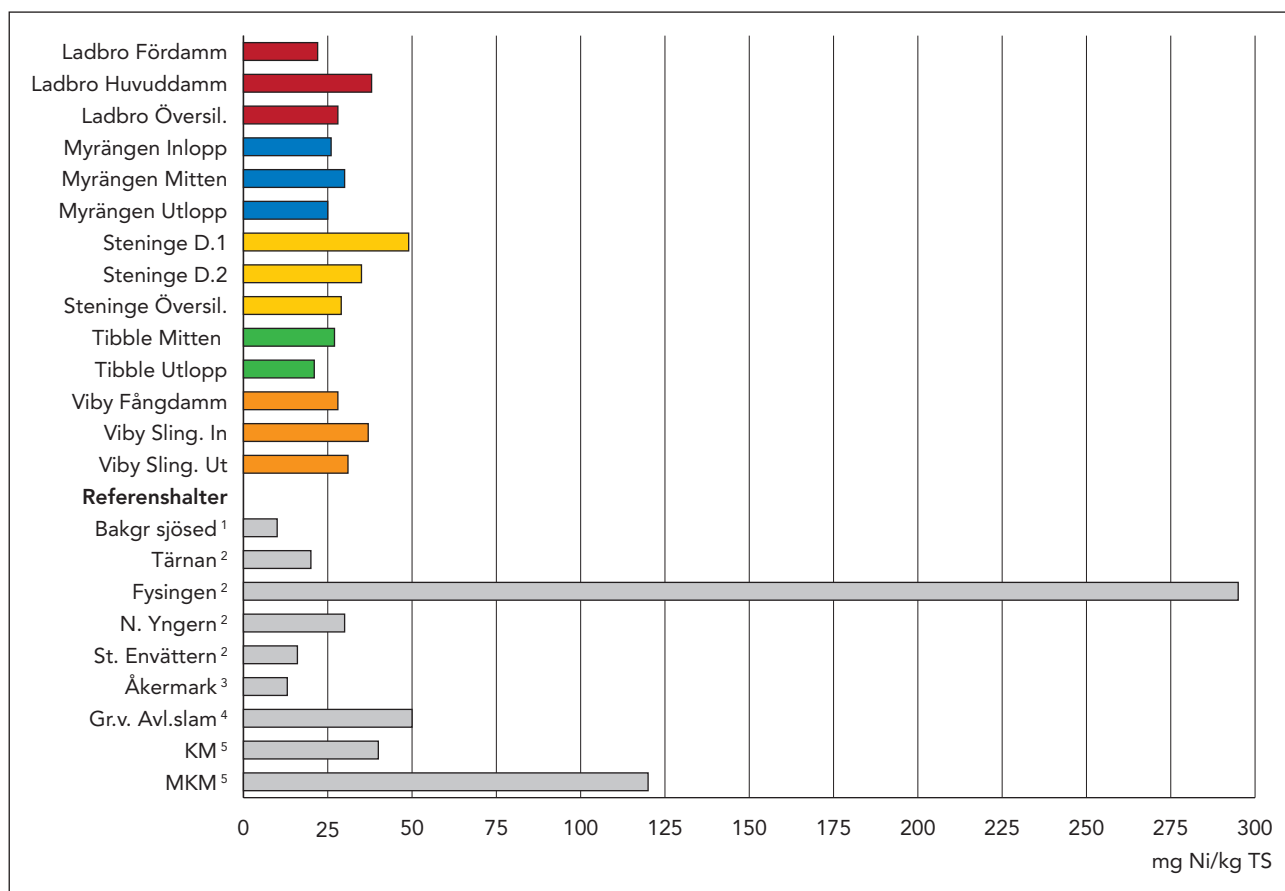


För fotnotsförklaringar, se Figur 4-12.

Figur 4-15 Jämförelse av kromhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppsslam och markanvändning.

Nickel

Nickelhalterna i NOS-sedimenten ligger på relativt lika nivåer, med den högsta halten i inloppet i Steningedalen, 49 mg Ni/kg TS. Som nämnts tidigare är nickel en tungmetall som framförallt binder till små och fina partiklar vilket kan vara en bidragande orsak till att halterna är relativt jämna genom anläggningarna. Med undantag från inloppssedimentet i Steningedalen ligger halten av nickel genomgående under gränsen för känslig markanvändning och gränsvärdet för spridning av avloppslamm på åkermark (Figur 4-16). Inloppssedimentet i Steningedalen skulle dock teoretiskt mycket väl kunna användas till exempel som fyllnadsmaterial vid ett vägbygge, eftersom det med god marginal klarar gränsen för mindre känslig markanvändning.

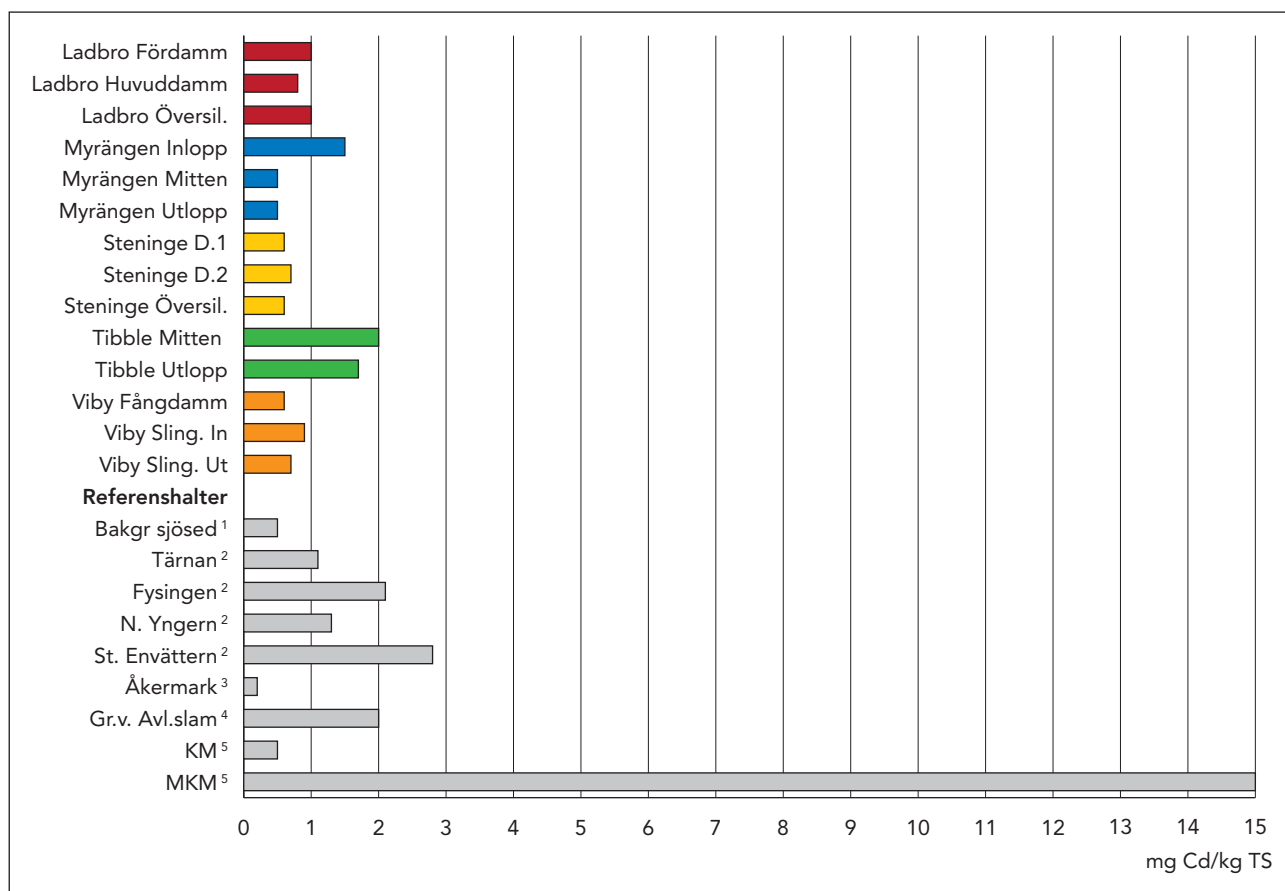


För fotnotsförklaringar, se Figur 4-12.

Figur 4-16 Jämförelse av nickelhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppslamm och markanvändning.

Kadmium

Kadmiumhalterna är generellt låga och på grund av det begränsade data-underlaget, i kombination med analysosäkerhet vid låga koncentrationer, bör resultatet från kadmiumanalyserna bedömas och utvärderas med försiktighet. I Ladbros-, Tibbles- och Myrängsdammarnas inlopp återfinns de högsta kadmiumkoncentrationerna. När det gäller förekomst av kadmium i mark bedöms redan låga koncentrationer som allvarliga på grund av kadmiums känslighet för pH-förändringar, löslighet och lättrorlighet samt att kadmiumhalten i jorden tydligt ökat under det förra seklet. Följden av detta blir att NOS-sedimentens kadmiumhalt hamnar i högre riskklasser med utgångspunkt från bedömningsgrunder för mark. Ladbrodammen bedöms ha måttligt allvarligt kadmiumtillstånd och Myrängens inlopp och Tibbledammen allvarligt ur ett markbedömningsperspektiv. Sedimenten nedströms i Myrängsdammen har kadmiumhalter som ligger precis under gränsen för känslig markanvändning på en nivå som också motsvarar bakgrundhalten i mellansvenska sjösediment.



För fotnotsförklaringar, se Figur 4-12.

Figur 4-17 Jämförelse av kadmiumhalter i NOS-sedimenten, sjösediment, åkermark samt gränsvärden för spridning av avloppsslam och markanvändning.

Summering av förekommande tungmetallhalter

I genomgången ovan har förekomsten av de analyserade tungmetallerna bedömts var för sig, men vid bedömning av ett sediment behöver givetvis metallförekomsten vägas samman och bedömas som helhet. Ur detta perspektiv är det viktigt att fastslå vilken tungmetall som är den i sammanhanget kritiska. Med kritisk tungmetall menas den metall som förekommer i högst koncentration och vars koncentration är så hög att särskild hantering och omhändertagande krävs. När den kritiska föroreningen är fastställd är det därefter bra med kompletterande information om förekomst av andra föroreningar för att välja rätt efterbehandlingsteknik etc. Kritisk tungmetall i NOS-anläggningar är i första hand koppar och i andra hand zink då dessa, undantaget Steningedal, överstiger gränsvärden för känslig markanvändning och i förekommande fall även gränsen för mindre känslig markanvändning.

4.6.5 Tungmetallmängder

Genom att multiplicera uppmätta tungmetallhalter med massan av ansamlad torrt sediment i respektive anläggning och i separata delar av anläggningarna har den totala mängden ansamlade tungmetaller beräknats. Resultatet presenteras i Tabell 4-20. Resultatet motsvarar den mängd av varje tungmetall som avskiltas från dagvattnet sedan anläggningen togs i bruk och sedan blivit kvar. Även om anläggningarna har varit i bruk olika länge och belastningen skiljer sig åt kan jämförelser göras avseende den föroreningsavskiljning som beräknats fram baserat på flödesviktade föroreningshalter i inkommande och utgående vatten, vilket görs i avsnitt 4.7.

Tabell 4-20 Mängd ackumulerade tungmetaller i respektive anläggning.
Mängd för enskilda dammar/sektioner samt total mängd per anläggning.

Anläggning	Provplats	Cd (kg)	Cr (kg)	Cu (kg)	Ni (kg)	Pb (kg)	Zn (kg)
Ladbro	Fördamm	0,03	1,39	5,01	0,63	1,43	14,6
	Huvuddamm	0,04	3,25	6,92	1,99	2,17	26,5
	Översilning	0,01	0,31	0,76	0,15	0,20	3,1
	TOTALT	0,08	4,85	12,87	2,53	3,70	45,9
Myrängen	Inlopp	0,01	0,51	0,83	0,22	0,32	10,2
	Mitten	0,00	0,51	0,35	0,30	0,20	3,3
	Utlopp	0,00	0,41	0,37	0,23	0,18	3,9
	TOTALT	0,02	1,54	1,60	0,75	0,72	18,1
Steninge	Damm 1	0,02	1,57	1,57	1,40	0,66	8,6
	Damm 2	0,01	0,56	0,51	0,43	0,23	2,4
	Diket	0,02	1,81	1,47	1,17	0,68	5,2
	Översilning	0,01	0,77	0,58	0,46	0,27	1,7
	TOTALT	0,06	4,69	4,07	3,39	1,81	17,5
Viby	Fångdamm	0,01	0,44	0,78	0,25	0,32	3,4
	Slingerd. In	0,01	0,50	0,76	0,27	0,30	3,1
	Slingerd. Ut	0,00	0,20	0,21	0,11	0,09	0,7
	TOTALT	0,01	1,14	1,65	0,64	0,66	6,6

Fördelningen av de avskilda tungmetallmängderna i varje anläggning stämmer väl överens med fördelningen av sediment och organiskt material vilket styrker att tungmetaller till stor del är partikulärt bundna och avsätts med samma mönster som sedimentationen. Störst mängd sediment och såle-

des även tungmetall avsätts i närheten till inloppen. Tydligast syns detta i Myrängen och Viby där mängden av samtliga tungmetaller tydligt minskar i flödesriktningen. I Steningedalens och Ladbrodammen är inte mönstret lika tydligt, vilket i Steningedalens fall sannolikt beror på hög hydraulisk belastning och att de grövre partiklarna redan avsatts i tunneln före dammarna. I Ladbrodammens fall handlar det om en metodteknisk begränsning. Huvuddammen i Ladbrodammen är i sig en långsträckt damm med sannolikt betydande skillnader i ansamlade föroreningsmängder i dammens inlopps-, mitt- och utloppsdel vilket antagligen hade visat sig om separata analyser gjorts på sediment från dessa punkter.

4.7 Jämförelser mellan vatten- och sedimentprovtagning

Genom den flödesproportionella vattenprovtagningen finns data på hur mycket föroreningar som kommit in till respektive runnit ut från anläggningarna sedan hösten 2007. Differensen däremellan motsvarar den föroreningsmängd som avskilts, se Figur 2.



Figur 4-18 Beräkning av avskild mängd föroreningar genom bestämning av inkommande respektive utgående mängd.

Frågan är om den avskilda mängden går att återfinna i sedimenten? Eftersom tungmetaller och fosfor inte avgår till atmosfären så är det rimligt att anta detta, med reservation för eventuell fysisk bortförel som kan ha skett till exempel via skörd av vegetation eller rensning av sediment. Med undantag för Tibbledammen, där en mindre rensning av sediment i inloppsdel utfördes i början av 2000-talet, bedöms omfattningen av fysisk bortförel av tungmetaller och fosfor vara så liten att den kan förbises.

För att göra en jämförelse har vi utgått från beräkningen av total mängd ansamlad fosfor och tungmetall som redovisades ovan i Tabell 4-19 respektive Tabell 4-20. Den totala föroreningsmängden i sedimenten motsvarar dock det som samlats i anläggningarna sedan driftstart, medan vattenprov-

tagning och flödesmätning endast utförts under ca två års tid. För att kunna jämföra totalmängderna antogs att den årliga avskiljningen sedan driftstart i respektive anläggning varit lika stor som den genomsnittliga årliga avskiljningen under provtagningsperioden.

4.7.1 Fosfor

I Tabell 4-21 redovisas den totala mängden avskild fosfor i kg sedan driftstart för respektive anläggning, dels beräknat utifrån sedimentanalyser och dels beräknat utifrån flödesproportionell vattenprovtagning. Med undantag från Viby visade sig mängden återfunnen fosfor i sedimenten vara betydligt större än mängden avskild fosfor enligt den vattenkemiska provtagningen. I en undersökning av vattenkemi och sediment i en jordbruksvåtmark (Johannesson, 2008) visade resultatet samma mönster, dvs. att mer fosfor fanns i sedimenten än vad som förväntades baserat på vattenkemiska data. Den troliga förklaringen till resultatet var enligt Johannesson den interna cirkulationen av näringsämnen i dammarna. Den fosfor som återfinns i sedimenten har sitt ursprung delvis från inkommande dagvatten (avskilt genom sedimentation, adsorption och biologiskt upptag) och sannolikt delvis från upptransport via växtrötter från underliggande jordlager. Den återfunna fosformängden i sedimentet kan därför inte sägas motsvara endast avskild mängd fosfor (Johannesson, 2008).

Tabell 4-21 Avskild mängd fosfor (uttryckt som totalt antal kg samt kg/år respektive reduktionsgrad i %) i respektive anläggning baserat på vattenanalyser och sedimentanalyser.

	Vatten			Sediment		
	(kg)	Tot-P (kg/år)	(%)	(kg)	Tot-P (kg/år)	(%)
Ladbrodammen	45	6,4	27	133	19	38
Myrängen	9	1,3	31	27	3,9	68
Steningedalen ¹	-4	-1	6	3	0,75	0,3
Viby Gård	208	26	62	29	3,6	6,4

¹ Resultatet motsvarar endast en period på två månader p.g.a. begränsad tillgång på vattenkemiska data.

I Steningedalen är perioden med väl fungerande flödesmätning och vattenprovtagning mycket begränsad och dessa data visar ett negativt fosforavskiljningsresultat, dvs. mer fosfor lämnar Steningedalens anläggning än vad som kommer in. Orsaken till det negativa resultatet kan dels vara mät/analysfel och dels att vattnet från den intilliggande hårt upptrampade betesmarken bidrar med en viss mängd fosfor.

Vibys avvikande resultat beror sannolikt på att det tyvärr saknas sedimentprov från översilningsytan och att hela anläggningen därför inte är inkluderad i sedimentundersökningens resultat. Översilningsytans funktion i Viby är att ta emot dagvatten vid höga flöden och utgöra en yta med gynnsamma förutsättningar för sedimentation och avsättning av föroreningar i vattnet. En stor del av inkommande fosfor har antagligen fastnat där men finns inte med i denna undersökning, med ett missvisande resultat som följd.

4.7.2 Tungmetaller

Jämförelsen mellan beräknade mängder avskilda tungmetaller baserat på flödesproportionell provtagning respektive sedimentprovtagning visar generella likheter, Tabell 4-22. I Viby Gårds dammar och även i Ladbrodammen avskiljs en större mängd av (samtliga) tungmetaller enligt vattenkemiska data än vad som återfinns i sedimenten. Dock endast med liten marginal för krom och bly i Ladbrodammen som för dessa ämnen visar på mycket god överensstämmelse. I Vibys fall beror antagligen den stora skillnaden återigen på att översilningsytan inte är med i sedimentundersökningen, varför den fastlagda mängden i praktiken är högre än det som redovisas i tabellen.

I Myrängsdammen överensstämmer koppar- och blymängderna mycket bra i vatten- och sedimentanalyser. Att bly i flera fall har god överensstämmelse är sannolikt resultatet av att bly till allra största del är en partikelbunden tungmetall med goda avskiljningsegenskaper. I Steninge visar zink bäst överensstämmelse mellan metoderna. Resultatet för Steninge är dock baserat på data från en mycket begränsad tidperiod då dessutom medelflödet genom anläggningen var mycket lågt.

Tabell 4-22 Jämförelse mellan beräkningen av avskilda mängder av tungmetaller (uttryckt som totalt antal kg samt kg/år respektive reduktionsgrad i %) baserat på vattenprovtagning respektive sedimentprovtagning. I kolumnen längst till höger redovisas kvoten vatten-/sedimentprovtagning. Markeringen visar en avvikelse som är <0,5.

Anläggning Ämne	Vattenprovtagning Avskiljning			Sedimentprovtagning Återfunnet			V/S
	(kg)	(kg/år)	(%)	(kg)	(kg/år)	(%)	
Ladbro (2003)							
Cu	24	3,4	54	13	1,86	29	1,9
Zn	108	15	53	45	6,43	22	2,4
Cr	6,9	0,99	70	5,0	0,71	51	1,4
Ni	7,6	1,1	57	2,8	0,4	21	2,7
Pb	5,3	0,8	74	3,9	0,56	55	1,4
Myrängen (2004)							
Cu	1,5	0,2	32	1,6	0,23	34	0,95
Zn	36	5,1	48	17	2,43	23	2,1
Cr	0,8	0,1	45	1,4	0,2	79	0,52
Ni	0,3	0,04	20	0,8	0,11	53	0,35
Pb	0,6	0,09	53	0,7	0,10	62	0,85
Steninge (2mån)¹							
Cu	1,5	0,38	12	0,8	0,2	6,4	1,9
Zn	3,4	0,85	28	4,0	1,0	33	0,9
Cr	0,1	0,025	6	0,6	0,15	36	0,2
Ni	1,2	0,3	6	0,5	0,13	2,5	2,4
Pb	0,1	0,025	2	0,3	0,08	6,0	0,3
Viby (2002)							
Cu	5,4	0,68	34	1,7	0,21	11	3,1
Zn	30	3,75	58	7,2	0,9	14	4,2
Cr	2,2	0,28	60	1,1	0,14	30	1,9
Ni	1,2	0,15	26	0,6	0,08	13	1,9
Pb	2,1	0,26	56	0,7	0,09	19	3,0

¹ Jämförelsen för Steningedalen är baserad på data under perioden 18 maj till 27 augusti 2010.

Trots det stora antalet antaganden som gjorts och de provtagnings- och mätosäkerheter som råder, så ligger resultaten för de enskilda tungmetal-

lerna för respektive anläggning i många fall inom samma storleksordning och överensstämmer således relativt bra. Resultatet som helhet antyder att en undersökning av sediment, med avseende på volym, densitet och "rums- lig" fördelning i anläggningen i kombination med kemisk analys av tungmetallinnehåll, skulle kunna fungera som ett alternativ till flödesproportionell provtagning i utvärderingssyfte. Med tanke på att en sedimentundersökning kräver en betydligt mindre arbetsinsats och kan utföras till en avsevärt lägre kostnad än flödesproportionell vattenprovtagning, så är metoden mycket intressant och bör undersökas vidare för att erhålla ett statistiskt sett korrekt material att utvärdera.

4.8 Beräkning av halter i vatten från halter i sediment

I en tidigare studie av dagvattendammar av German och Svensson (2002) påvisades ett samband mellan tungmetallhalter i inkommande vatten och i sediment. Detta samband uttrycktes i följande empiriska beräkningsformel:

$$C_v = 0,0001 \cdot C_s^2 + 0,11 \cdot C_s$$

där C_v är lika med förväntad årsmedelhalt uttryckt i $\mu\text{g/l}$ i inkommande dagvatten och beräknas genom att sätta in uppmätt medelhalt av respektive tungmetall i sedimenten uttryckt i mg/kg TS , som i formeln tecknas C_s . Formeln är baserad på förhållandet mellan den genomsnittliga halten av respektive tungmetall sett över hela dagvattenanläggningen och förväntad årsmedelhalt i inkommande dagvatten. Studien av German och Svensson baseras på ett relativt begränsat material och den framtagna funktionen är inte helt utvärderad och vedertagen. Av den anledningen var det därför intressant att testa formeln på det omfattande dataunderlag som finns att tillgå i NOS-studien.

Medelhalten av varje enskild tungmetall i respektive anläggning sattes in i formeln och den förväntade årsmedelhalten i inkommande vatten (C_v) beräknades (Tabell 4-23). Kadmium togs inte med i beräkningen då kadmium generellt legat på låga halter i dagvattnet med osäkra analysresultat som följd. För att utvärdera beräkningsresultatet har den faktiskt uppmätta flödesviktade årsmedelhalten infogas för jämförelse.

De beräknade halterna visar sig i många fall få samma storleksordning som de uppmätta och är i flera fall i det närmaste identiska (se även den grafiska jämförelsen i Figur 4-19). Viktigt att vara medveten om är dock att detta är ett enstaka resultat utan statistiskt sett korrekt underlag för att dra några slutsatser. Kvoten mellan beräknad och uppmätt koncentration pendlar snävt runt 1, med några undantag som sticker iväg, så som krom och bly. Resultatet indikerar att det för samtliga NOS-anläggningar i princip hade varit möjligt att utifrån sedimentanalyser beräkna fram en korrekt årsmedelkoncentration i inkommande dagvatten. Krom och bly avviker dock och har sämst överensstämmande resultat. Både krom och bly är tungmetaller som hör till de minst rörliga vilket skulle kunna vara en anledning till att de generellt beter sig annorlunda än de andra tungmetallerna men att den empiriska formeln, så som den är formad nu, inte förmår spegla det. Återigen, eftersom en undersökning av sedimenten kräver betydligt min-

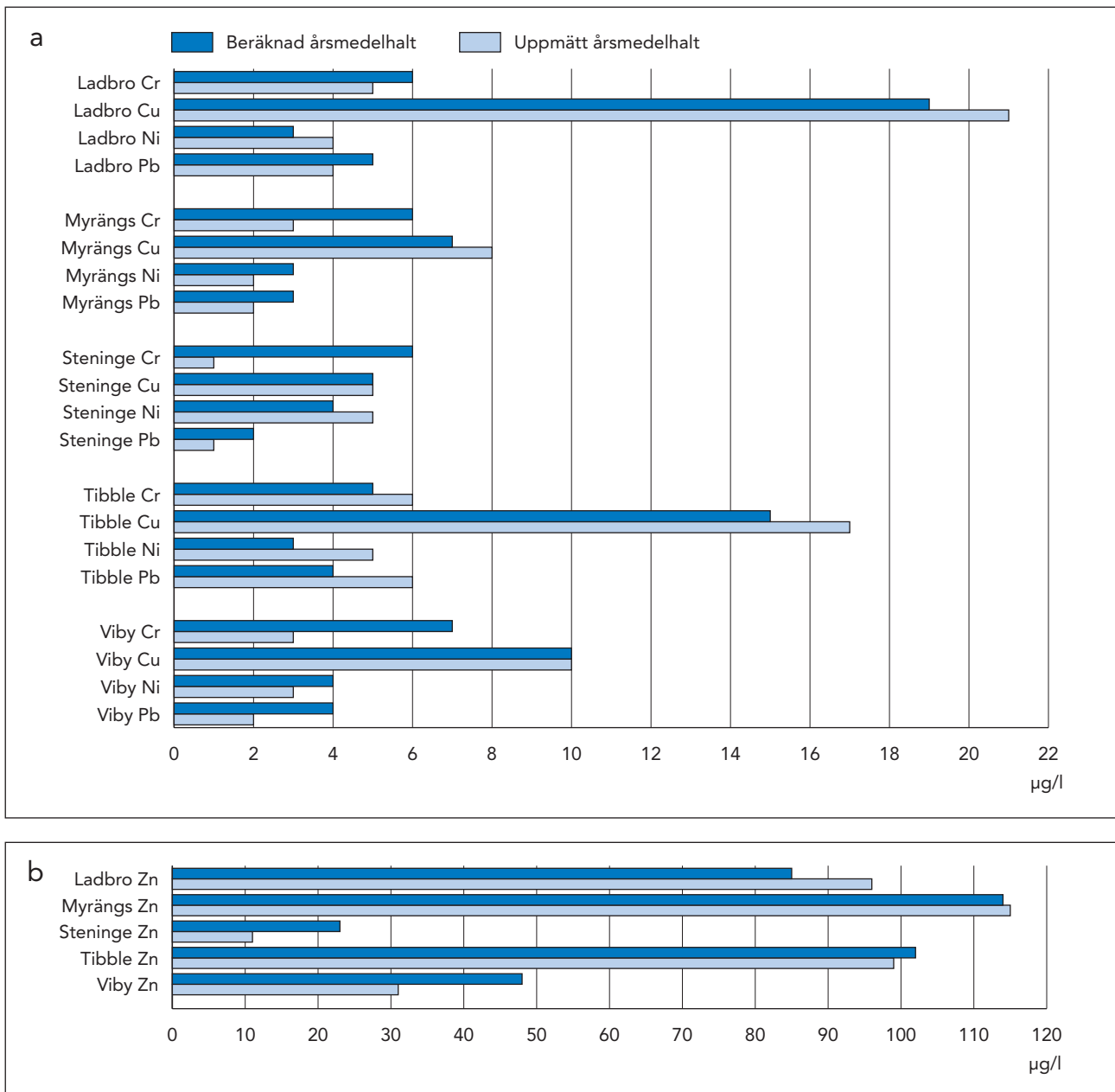
Tabell 4-23 Bestämd medelkoncentration av tungmetall i sediment (C_s) och beräknad förväntad årsmedelhalt i inkommande vatten (C_v) samt för jämförelse, uppmätt årsmedelhalt baserad på vattenkemiska data. I sista kolumnen presenteras kvoten mellan beräknad och uppmätt koncentration i inkommande vatten ($C_v / C_{Uppmätt}$).

Anläggning/ tungmetall	C_s (mg/kg TS)	C_v ($\mu\text{g/L}$)	Uppmätt halt in ($\mu\text{g/L}$)	$C_v / C_{Uppmätt}$
Ladbro				
Cr	56	6	5	1,4
Cu	151	19	21	0,9
Ni	30	3	4	0,8
Pb	44	5	4	1,2
Zn	522	85	96	0,9
Myrängen				
Cr	52	6	3	2,2
Cu	58	7	8	0,9
Ni	27	3	2	1,3
Pb	26	3	2	0,6
Zn	650	114	115	1,0
Steningedalen				
Cr	50	6	1	7,2
Cu	43	5	5	1,0
Ni	36	4	5	0,8
Pb	19	2	1	3,5
Zn	178	23	11	2,0
Tibble				
Cr	41	5	6	0,8
Cu	125	15	17	0,9
Ni	24	3	5	0,6
Pb	32	4	6	0,6
Zn	600	102	99	1,0
Viby				
Cr	57	7	3	2,6
Cu	82	10	10	1,0
Ni	32	4	3	1,3
Pb	33	4	2	1,7
Zn	332	48	31	1,5

dre arbetsinsats och budget än flödesproportionell vattenprovtagning, så är beräkningsmodellen mycket intressant och bör undersökas vidare för att erhålla statistiskt representativt material att utvärdera.

4.9 Sedimentfällor som metod för att bedöma rensningsbehov

Som redan konstaterats har alla NOS-anläggningarna förmåga att avskilja föroreningar från dagvattnet. Men för de förorenande ämnen som inte likt kväve omvandlas och avgår till luften blir dagvattenanläggningen en alternativ förvaringsplats för föroreningar. För att ta steget från förvaring till bortförel av föroreningar krävs planerade ingrepp, i första hand bortförel av sediment. Dessutom är dagvattenanläggningen en förvaringsplats som inte bibehåller sin effektivitet och funktion utan kontinuerlig skötsel och underhåll. Avskiljningsförmågan hos dammar avtar i takt med växande sedimentskikt eftersom dammens volym minskar med negativa effekter på hydraulik, sedimentrörelser etc. (Karlsson et al. 2010a). Skötseln av en dagvattendamm inkluderar därför för eller senare borttagning av sediment.



Figur 4-19 Grafisk jämförelse mellan årsmedelhalt beräknad med German och Svenssons (2002) empiriska formel (mörkblå staplar) och faktisk uppmätt årsmedelhalt via flödesproportionell provtagning (ljusblå staplar). I figur a) redovisas staplar för krom, koppar, nickel och bly och i b) redovisas zink med avvikande gradering för koncentration på högra axel.

Det är bra att ta fram en skötselplan för att kunna förbereda för omhändertagande av sedimentet och för att vara förberedd på vilka kvantiteter och föroreningshalter det handlar om. Det är också viktigt att i god tid undersöka vilken rensningsmetod som passar bäst (till exempel grävning eller sugmuddring) och hur kvittblivning av massorna skall ske (om massorna behöver köras iväg eller om det finns utrymme att tillfälligt eller permanent avsätta massorna på en yta i anläggningens närområde).

Det finns olika tumregler för när dammar bör tömmas på sediment, till exempel var 10:e år eller när dammens effektiva volym har minskat med 10–15 %. Önskvärt vore att hitta en enkel utvärderingsmetod för att se när det är dags att rensa sediment och var i anläggningen ingreppet skall göras.

En möjlig metod att bedöma tömningsbehovet för en anläggning eller delar av en anläggning är att använda sig av sedimentfällor. Som redovisats tidigare utfördes under hösten 2009 ett försök med syftet att just utvärdera sedimentfällor som en metod att undersöka sedimenteringsmönster och mängder i fyra av anläggningarna; Myrängsdammen, Ladbrodammen, Steningedalens årike och Tibbledammen.

Sedimentfällornas konstruktion och den information som förväntades erhållas har tidigare presenterats i avsnitt 2.2. I korthet var tanken att sedimentfällan med dess två nivåskilda ytor skulle ge en bild av rådande sedimentuppbyggnadshastighet, och om det sker sedimentomflyttningar inom dammen. Fördelningen av och antalet utplacerade fällor (markerade på kartorna över anläggningarna i kapitel 3) varierade mellan anläggningarna på grund av begränsad tid och resurser. Med anledning av detta används endast resultaten från sedimentfällorna för att utvärdera generella mönster och trender vad gäller sedimentationsmönster mellan och inom anläggningarna (Tabell 4-24).

Tabell 4-24 Beskrivning av okulära skillnader mellan ansamlade mängder sediment på upptagna sedimentfällor.

Anläggning	Damm/sektion	Damm/sektion	Damm/sektion	Damm/sektion
Ladbro	Fördammens fällor hade överfyllda hinkar och delvis avspolade, delvis fyllda skivytor.	Huvuddammens fällor närmast fördammen hade rikligt med sediment i hinkar och på skivytor. Mängden avtog i fällorna i riktning mot utloppet.	Inga fällor utplacerades i översilningsdelen .	
Myrängen	Fällorna i inloppet var överfyllda med sediment. ¹	Inga fällor utplacerades i mittendelen .	Inga fällor utplacerades i utloppsdel en.	
Steninge	Fällor i Damm 1 samlade endast en mindre mängd sediment både i hink och på skivyta.	Fällor i Damm 2 samlade endast en mindre mängd sediment, både i hinkar och på skivytor, där det var ojämnt fördelat.	Fällor i diket efter Dam m 2 samlade större mängder sediment, både i hinkar och på skivytor.	Fällor i översilningsytan samlade endast lite sediment på skiva/hink.
Tibble	Fällor i inloppsdel en överfyllda med sediment. ¹	Fällor i mittendelen samlade endast en mindre mängd sediment, med samma tjocklek i hink och på skiva.	Fällor mot utloppet samlade än mindre mängder sediment, med samma tjocklek i hink och på skiva.	

¹ Teknik- och metodikproblem i samband med utplaceringen gör resultatet osäkert.

Av de fyra studerade dammarna var det endast i Ladbrodammens fördamm som stora skillnader observerades mellan hink och skivyta (se Figur 2-2). Här bedömdes att dammen var så pass full att sediment spolades vidare inom dammen och till efterliggande delar av anläggningen. I huvuddammen kunde inte någon skillnad observeras mellan hink och skivyta, varför sediment som spolades ut från fördammen till viss del sannolikt fångades upp i huvuddammen.

Sammanfattningsvis visar användningen av sedimentfällor i NOS-dammarna att om de placeras ut jämnt fördelat över hela dagvattenanläggningen under en period med normal flödesvariation ger de en bra bild över om och var interna sedimentomflyttningar sker. Det ger också en indikation om det finns risk för resuspension (sedimentsläpp) i händelse av kraftiga regn. Dessutom är det en relativt enkel och billig metod.

5 Diskussion om uppföljning och reningsresultat

Som beskrivits inledningsvis syftade projektet till att undersöka verkliga föroreningsmängder i dagvatten, dagvattenreningsanläggningars funktion samt lämplig metodik för att utvärdera dagvattendammar. Hur väl har då projektet lyckats svara på dessa frågeställningar?

Om vi börjar med den sista frågeställningen så har den flödesproportionella provtagningen varit resurskrävande, men samtidigt gett bra data på föroreningsbelastning och anläggningarnas effektivitet. Eftersom ingen parallell stickprovtagning eller tidsstyrd provtagning genomförts, så kan inte någon direkt jämförelse göras med dessa metoder. Samtidigt har tidigare forskning visat att det krävs flödesproportionell provtagning för att få tillförlitliga data på föroreningstransport och avskiljning i dagvattendammar.

Ett alternativ till att genomföra flödesproportionell provtagning under en längre sammanhängande period skulle kunna vara att till exempel ta flödesproportionella prover under några 14-dagarsperioder jämnt fördelade över året. Installationskostnaderna för utrustningen skulle fortfarande vara densamma, men kostnaden för provtagning och analyser skulle vara betydligt mindre. I det tillgängliga datamaterialet som finns i projektet har en enkel jämförelse gjorts för Myrängsdammen och Tibbledammen. För åren 2008 och 2009 har avskiljningen för fyra 14-dagarsperioder (mars/april, slutet av juni, mitten av september och mitten av december) summerats och jämförts med värden som baseras på helårsdata. Jämförelsen gav en dålig överensstämmelse och slutsatsen är att det inte är en tillförlitlig uppföljningsmetod.

Det alternativ till flödesproportionell provtagning som studerats i projektet är sedimentprovtagning. Resultaten visar att metoden är mycket intressant för att dels beräkna avskiljningen av tungmetaller i anläggningen (avsnitt 4.7.2) och dels för att beräkna ungefärliga medelhalter av tungmetaller i inkommande vatten, utifrån det samband som finns mellan halter i sediment och halter i inkommande vatten (avsnitt 4.8). Metoden bör i många fall kunna vara ett alternativ till vattenprovtagning. Dock kan den inte användas för att kvantifiera avskiljningen av näringsämnen som fosfor och kväve. De sedimentundersökningar som genomförts i projektet ger också information om hur sedimenten bör hanteras vid rensning och information om när rensningsbehov föreligger (undersökning med sedimentfällor).

Provtagningen av vatten och sediment har också gett information om dagvattnets sammansättning vid de olika anläggningarna. I många fall är det en god överensstämmelse mellan förväntade (utifrån tillrinningsområdet karaktär) och uppmätta halter och mängder. De mest urbana anläggningarna, Ladbrodammen och Tibbledammen, har hög belastning av framförallt tungmetaller. I vissa fall har tydliga och oförutsedda avvikelser upptäckts. I Vibydammen har belastningen av fosfor och kväve varit så hög att påverkan från bräddande/felkopplat spillvatten eller avrinning från hästhållning kan misstänkas. I Myrängsdammen har halterna av framförallt zink men även kväve varit betydligt högre än förväntat. Den höga kvävehalten skulle kunna

vara orsakad av trädgårdsgödsling eller erosion av växtjord. Källan till den höga zinkhalten är okänd.

Provtagningen av vatten och sediment har också visat att anläggningarna fungerar som reningsanläggningar, i mindre eller större utsträckning. I några fall (Myrängsdammen och Steningedalen) var den uppmätta renings-effekten lägre än den förväntade (utifrån de beräkningar av förväntad renings-effekt som gjorts inför projektering av anläggningarna). I andra fall var reningen något bättre än förväntat (Tibbledammen och Viby). Oxunda vattensamverkan, där fyra av de fem kommunerna ingår, har satt upp ett mål att minska utsläppen av kväve och fosfor mer än 25 % inom 15–20 år. Av de undersökta anläggningarna klarar Ladbros, Tibbles och Vibys detta mål.

I en avhandling av Pettersson (1999) studerades dagvattendammar som utgjorde 0,4–2,4 % av det reducerade (hårdgjorda) avrinningsområdet. För de högst belastade dammarna var avskiljningen av suspenderat material 70 % och av tungmetaller 30–50 %. För de lägst belastade dammarna var avskiljningen 84 % respektive 75–88 %. En slutsats i Petterssons avhandling var att belastningen har stor betydelse för hur effektivt dammarna avskiljer föroreningar. En annan slutsats var att en optimal storlek för dagvattendammar är en damm som utgör ca 2,5 % av det hårdgjorda avrinningsområdet. Om dammytan överskrider 2,5 % av det hårdgjorda avrinningsområdet så kommer bara avskiljningseffektiviteten att öka marginellt.

De undersökta NOS-dammarna är i jämförelse med Petterssons dammar högst belastade (Tabell 5-1). Myrängsdammen och Ladbrosdammen bildar ett par med en relativt låg belastning, de utgör 1,1 respektive 0,9 % av det hårdgjorda (reducerade) avrinningsområdet. Tibbledammen och Viby Gårds dammar bildar det andra paret, de utgör 0,54 respektive 0,76 % av det hårdgjorda avrinningsområdet. Steningedalen har den överlägset högsta belastningen. Anläggningen utgör bara 0,04 % av det hårdgjorda avrinningsområdet.

Petterssons högst belastade dammar (0,4 %) kan belastningsmässigt jämföras med Tibbledammen och Viby Gårds dammar. Avskiljningen av suspenderat material var i dessa dammar 82 respektive 66 %, att jämföra med Petterssons 70 %. Avskiljningen av tungmetaller var 26–76 % att jämföra med Petterssons 30–50 %. De högst belastade NOS-dammarna uppvisar jämfört med Pettersson dammar alltså motsvarande eller något högre avskiljning.

I NOS-dammarna verkar däremot inte lägre belastning automatiskt ge högre procentuell avskiljning av suspenderat material och tungmetaller. Tibbledammen som i praktiken har fem gånger högre ytbelastning än Ladbrosdammen (Tabell 5-1) uppvisar samma procentuella avskiljning. Myrängsdammen uppvisar en lägre procentuell avskiljning trots låg belastning. Att de två lågbelastade NOS-dammarna har en lägre procentuell avskiljning än förväntat antas bero på att båda anläggningarna är försedda med förbiledning av vatten vid höga flöden. Det gör att en viss del av de stora partiklar med vidhängande föroreningar som lätt skulle sedimentera om de leddes in till dammen, istället går direkt ut i recipienten. Ladbrosdammen och Myrängsdammen ska därför inte jämföras med Petterssons lågbelastade dammar som tar emot hela flödet.

Tabell 5-1 Nyckeltal för NOS-dammarna.

Anläggning		Ladbrodammen Upplands Väsby	Myrängs- dammen Täby	Steninge- dalens årike Sigtuna	Tibbledammen Upplands-Bro	Viby Gårds dammar Sollentuna
I drift sedan år		2003	2003	2006	1973	2002
Total våtyta	ha	0,55	0,13	0,66	0,60	0,16
Beräknat inflöde ¹	(m ³ /dygn)	1 080	190	8 640	3 600	-
Uppmätt inflöde ¹	(m ³ /dygn)	780	280	10 000	4 300	760
Uppmätt max. dygnsflöde	(m ³ /dygn)	10 500	750	22 600	50 300	8 080
Ytbelastning, medelflöde	(mm/dygn)	142	224	1 515	721	475
Avrinningsområde	(ha)	201	44	7 200	649	140 ²
Avrinningskoeff.		0,31	0,25	0,25	0,17	0,15 ²
Reducerad yta	(ha)	62	11	1 800	110	21 ²
Dammyta/red. yta	(%)	0,9 %	1,1 %	0,04 %	0,54 %	0,76 % ²
Teoretisk uppehållstid (ca) ¹	(dygn)	11	7	1	2	3

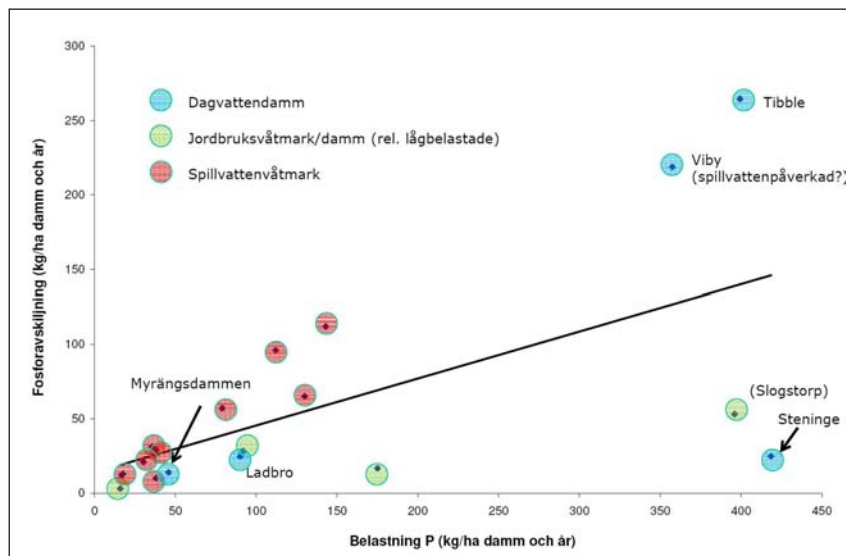
¹ Avser medelflöde. Teoretisk uppehållstid baseras på medelflödet.

² Uppskattning utifrån uppmätta flöden och nederbörd, området ej karterat.

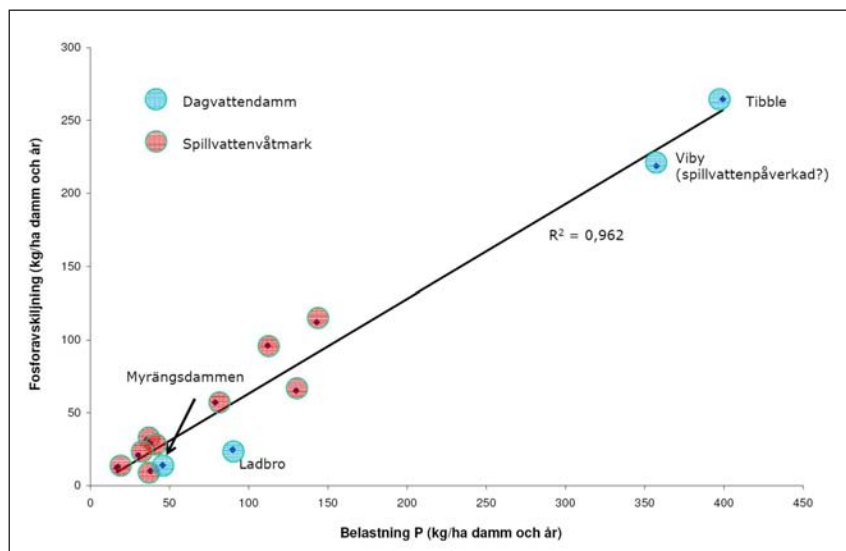
Belastningen ska heller inte ses som den enda förklaringen till reningsresultaten. Anläggningarnas hydrauliska effektivitet, dvs. hur väl dammvolymer utnyttjas, och vegetationen i vattenmiljön är två viktiga parametrar. Den hydrauliska effektiviteten har inte närmare studerats i projektet. Alla anläggningar har dock en avlång form med olika element som bidrar till god vattenspridning och den hydrauliska effektiviteten skiljer sig sannolikt inte så mycket åt. Flera av dammarna har relativt stora utjämningsvolymer, bl.a. Tibbledammen och Viby Gårds dammar, vilket gynnar reningen. I många av anläggningarna är vattenvegetationen riklig, vilket också gynnar reningsprocesserna. Det har inte varit möjligt att påvisa avgörande skillnader i denna studie, men det kan konstateras att den välfungerande Tibbledammen har massiv undervattensvegetation som säkert bidrar till den goda funktionen.

Resultatdiskussionen har hittills framförallt rört den relativa (procentuella) avskiljningen. För en bestämd anläggning är detta ett relevant mått, men ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är den absoluta avskiljningen, dvs. den mängd föroreningar som avskiljs per yta anläggning (till exempel uttryckt som kg/ha dammyta och år) av större intresse. I Figur 5-1 har den absoluta avskiljningen av totalfosfor för NOS-dammarna plottats mot belastningen. I grafen finns också data för fem jordbruksvåtmarker i södra Sverige samt data från våtmarker för polering av avloppsvatten från reningsverk (Flyckt 2011). Det finns en generell trend att en högre belastning ger en högre absolut avskiljning, men det finns också stora skillnader i avskiljningseffektivitet. Jordbruksvåtmarkerna samt Steningedalen har en lägre effektivitet än övriga NOS-dammar och spillvattenvåtmarkerna. I Figur 5.2 har jordbruksvåtmarkerna samt Steningedalen uteslutits. Det finns då ett i det närmaste linjärt förhållande mellan belastning och avskiljning. Att Steningedalen uppvisar en reningseffektivitet som är jämförbar med jordbruksvåtmarker faller sig naturligt då anläggningen till stor del tar emot

avrinning från åkermark, där en stor del av fosfor är bunden till fina lerpartiklar som är svärsedimenterade. Att effektiviteten hos övriga NOS-dammar är jämförbara med spillvattenvåtmarkerna beror sannolikt på att fosfor i större utsträckning är bundet till större partiklar i dessa vatten. I spillvattenvåtmarker utgörs ofta de stora partiklarna av kemflockar som inte hunnit sedimentera i reningsverket.

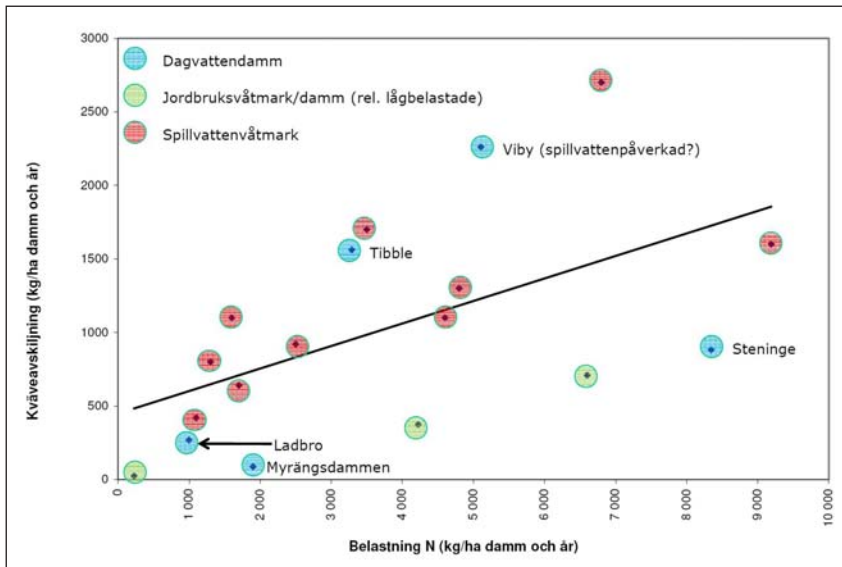


Figur 5-1 Belastning och avskiljning av totalfosfor i NOS-dammarna, jordbruksvåtmarker och spillvattenvåtmarker (specifikt utformade för efterbehandling av renat avloppsvatten med i flera fall kvävereduktion som huvudsyfte).



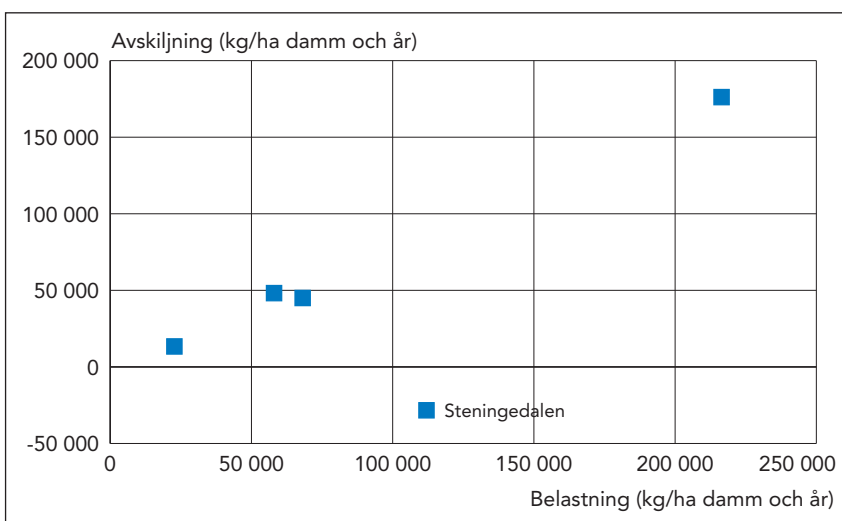
Figur 5.2 Belastning och avskiljning av totalfosfor i NOS-dammarna (utom Steningedalen) och spillvattenvåtmarker.

Även för kväve ökar avskiljningen med ökande belastning (Figur 5-3). På samma sätt som för fosfor finns en tendens att spillvattenvåtmarkerna samt Tibbledammen och Viby Gårds dammar avskiljer kväve effektivare än övriga. Sambandet är dock inte lika tydligt.

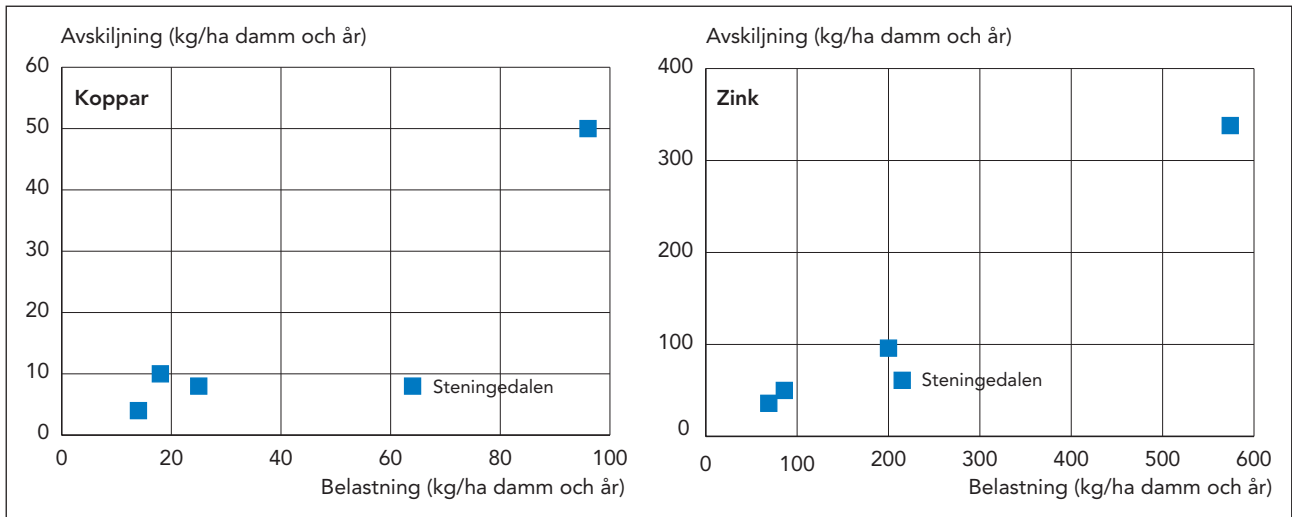


Figur 5-3 Belastning och avskiljning av totalkväve i NOS-dammarna, jordbruksvåtmarker och spillvattenvåtmarker.

För suspenderat material och tungmetaller finns också en tydlig koppling mellan belastning och avskiljning (Figur 5-4 och Figur 5-5). Undantaget är Steningedalen, som har en låg avskiljning i förhållande till belastningen. Som beskrivits ovan så beror detta sannolikt på att stora, lätt sedimenterbara partiklar med vidhängande föroreningar redan avskiljts i tunneln före dagvattenanläggningen och att de fina partiklar som finns kvar i vattnet inte hinner sedimentera under den snabba passagen genom anläggningen. Faktum är att halten suspenderat material i inkommande vatten till Steningedalen är så lågt att det i princip inte går att få ner halten mer genom sedimentering i dammar. Till detta kommer också tillskottet av suspenderat material via angränsande betesmark, som genererar det negativa värdet för Steningedalen (Figur 5-4).



Figur 5-4 Belastning och avskiljning av suspenderat material i NOS-dammarna.



Figur 5-5 Belastning och avskiljning av koppar och zink i NOS-dammarna.

6 Kostnad för avskiljning av föreningar

Ovan har reningsresultat och effektivitet för de olika anläggningarna beskrivits, utan hänsyn till kostnaden. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är det dock viktigt att de åtgärder som görs i syfte att minska belastningen på recipienterna är kostnadseffektiva i relation till alternativa åtgärder. Nedan görs en ansats att beräkna kostnaden för avskilda föreningsmängder i de fem anläggningarna.

6.1 Beräkningar

Investeringskostnaden för anläggandet av dagvattendammarna har räknats upp till 2008 års värde med hjälp av index från SCB, kategori jordarbeten (SCB 2007) enligt följande ekvation:

$$I_{\text{kapital}} = I_{2008} / I_{\text{anl. år}}$$

där

I_{kapital} = index för kapitalkostnad i dagens penningvärde (december 2008)

I_{2008} = index för december 2008

$I_{\text{anl. år}}$ = index för dammens anläggningsår

Investeringskostnaden har erhållits från respektive kommun. I några fall har den exakta kostnaden varit känd, medan det i andra fall rör sig om ungefärliga uppskattningar.

För beräkningar av årlig kostnad (kapital och drift) för dammarna har avskrivningstiden satts till 20 år och räntesatsen 5 % har använts. Driftkostnaden har schablonmässigt satts till 20 000 kr för samtliga anläggningar och innefattar huvudsakligen tillsyn av anläggningen i syfte att upprätthålla funktionen som reningsanläggning, dvs. ingen parkskötsel har medräknats. Följande ekvation har använts för beräkning av årlig kostnad:

$$K_{\text{kapital+drift}} = ((K_{\text{damm}} \cdot I_{\text{kapital}}) / A \cdot R) + K_{\text{drift}}$$

där

K_{kapital} = kapitalkostnad, kr/år

K_{damm} = kostnad för anläggande av damm, kr

A = avskrivningstid 20 år

R = räntesats 5 %

K_{drift} = driftkostnad damm, kr/år

För beräkningar av kostnaden per kg avskild fosfor har följande ekvation använts:

$$K_{\text{RP}} = (K_{\text{kapital}} + K_{\text{drift}}) / (R_p)$$

där

K_{RP} = Kostnad per kg reducerad fosfor (kr/kg)

R_p = Antal reducerade kg fosfor (kg/år)

Motsvarande ekvation har använts för beräkning av kostnaden per kg avskilt kväve, koppar och zink.

6.2 Resultat och diskussion

I Tabell 6-1 nedan sammanfattas basfakta om dammarna, kostnader, avskiljning och kostnadseffektivitet för respektive anläggning.

Tabell 6-1 Anläggningsår, dammyta, kostnader, medelavskiljning av fosfor, kväve, koppar och zink samt beräknad kostnad per kg avskild förorening.

		Ladbro-dammen	Myrängs-dammen	Steninge-dalen	Tibble-dammen	Viby Gårds dammar
Anläggningsår		2002	2002	2005	2006	2002
Dammyta	ha	0,55	0,13	0,66	0,60	0,16
Invest. kostnad	kr	2 000 000	570 000	3 400 000	650 000	300 000
Invest. kostnad -08	kr	2 527 867	720 442	3 924 947	714 870	379 180
Driftkostnad	kr	20 000	20 000	20 000	20 000	20 000
Årlig kostnad	kr	152 713	57 823	226 060	57 531	39 907
Avskiljning P	kg/år	14	2	17	158	35
Avskiljning N	kg/år	147	11	582	931	362
Avskiljning Cu	kg/år	5	1	5	30	1
Avskiljning Zn	kg/år	20	12	40	201	8
Avskilt P	kr/kg	11 106	33 042	13 701	364	1 139
Avskilt N	kr/kg	1 040	5 257	388	62	110
Avskilt Cu	kr/kg	28 031	106 627	44 894	1 931	29 401
Avskilt Zn	kr/kg	7 624	4 817	5 602	286	4 981

Beräkningarna visar att det är stora skillnader i kostnader för att avskilja fosfor, kväve, koppar och zink i de fem anläggningarna. Genomgående lägsta kostnad har Tibbledammen. Detta förklaras av en hög belastning och avskiljning i kombination med en låg investeringskostnad. Investeringskostnaden för Tibbledammen omfattar dock endast det nya utloppsdämme som anlades 2006 (dammen är från 1960-talet och användes ursprungligen för behandling av spillvatten).

Viby Gårds dammar uppvisar också relativt låga kostnader. Anläggningen byggdes mycket platsanpassad i en fördelaktig topografi, med begränsade schaktinsatser. Belastningen och avskiljningen är relativt hög vilken ger låga kostnader för avskiljning av näringsämnen och metaller.

Steningedalens årike, som är den anläggning som har lägst relativ (procentuell) avskiljning av föreningar och är den dyraste anläggningen, är dock inte den anläggning som har högst reningskostnader av de fem. Det beror på att belastningen av föroreningar på anläggningen är mycket hög och den absoluta avskiljningen (antal avskilda kg) är relativt hög.

Ladbrodammen ligger på en kostnadsnivå som ungefär motsvarar Steningedalen. Anläggningen har en betydligt lägre belastning än Steningedalen, men en högre relativ avskiljning. I kostnaden för Ladbrodammen har dock inte pumpkostnaden medräknats, eftersom den inte varit känd. Sak-

nas gör också kostnaden för den nya ledning som anlades fram till pumpstationen i samband med projekteringen av dammen.

Genomgående högst kostnad (undantaget zink) har Myrängsdammen. Även om investeringskostnaden inte var särskilt hög, så är belastningen och avskiljningen låg, beroende på att dammen mottar vatten från ett mindre villa- och radhusområde.

Kostnaderna ovan ska ses som mycket ungefärliga, med tanke på de osäkerheter som finns i beräkningarna. I kalkylen har inte heller kostnad för slamtömning tagits med. Slamtömning är en förutsättning för långsiktigt god funktion och kostnaden för detta kommer att öka kostnaden per avskild mängd föroreningar ytterligare.

Naturvårdsverket har inom ramen för arbete med Sveriges åtaganden inom Baltic Sea Action Plan gjort kostnadsberäkningar för avskiljning av kväve och fosfor i dagvatten (Naturvårdsverket, 2009). Enligt de beräkningar som har gjorts uppskattas det att fosforbelastningen till Egentliga Östersjön kan minska med 11–18 ton till en kostnad av 4 600–26 000 kr/kg om kostnaden läggs på fosforrening. Kvävebelastningen från dagvatten kan minska med 30–40 ton till en kostnad av 1 600–4 800 kr/kg N om kostnaden läggs på kvävereduktion. I jämförelse med dessa siffror ligger Tibbledammen och Vibydammen lågt, Steningedalen och Ladbrodammen på en jämförbar nivå och Myrängsdammen på en högre kostnadsnivå.

7 Slutsatser

7.1 Utformning av dagvattendammar

Projektet har lett fram till följande slutsatser om utformning av dagvattendammar:

En stor andel av föroreningar som tungmetaller är enligt studien bundna till stora partiklar och kan därför effektivt avskiljas genom sedimentation. Även högbelastade dammar (i detta fall dammar som utgör mindre än 0,76 % av det hårdgjorda avrinningsområdet) klarar att avskilja stora mängder suspenderat material. De anläggningar som har förbiledning (by-pass) har enligt denna utvärdering sämre reningseffektivitet, antagligen på grund av att en stor del av den årliga transporten av lättsedimenterbara föroreningar transporteras förbi dammen vid högflöden.

Förbiledning kan vara motiverat om det finns risk för så höga flöden att sedimenten rivs upp. Det verkar inte ha varit fallet i någon av dessa dammar. Hög belastning innebär dock behov av mer frekvent rensning av ansamlad slam (vilket är positivt eftersom det är avskiljning genom sedimentation som eftersträvas).

Dagvatten bör behandlas i så koncentrerad form som möjligt. Hög inkommande halt ger hög relativ (%) avskiljning. Utspädning med stora mängder vatten från till exempel åker- eller naturmark ger en lägre procentuell avskiljning. Dock ej nödvändigtvis avseende näringsämnen då vatten från åkermark ofta innehåller höga halter av växtnäringsämnen.

Samtliga dammar har en relativt långsmal form, vilket tidigare forskning visat är positivt för effektivt ytutnyttjande (hög hydraulisk effektivitet). Samtliga dammar har också relativt eller mycket riklig vattenvegetation vilket är positivt för reningsprocesserna.

Det är viktigt att dammar planeras så att de kan rensas på ett kostnads-effektivt sätt. Två exempel på detta bland NOS-dammarna är Viby Gårds dammar, där det är möjligt att dränera av sedimentationsområdet inför tömning så att slamvolymerna blir små, och Myrängsdammen där mark har reserverats intill dammen för uppläggning och avvattning av rensmassor.

7.2 Erfarenheter och råd från NOS-projektet

Nedan sammanfattas erfarenheter och råd från NOS-projektet, utifrån den avslutande workshop som hölls med de deltagande kommunerna i oktober 2010. Listan nedan beskriver vad ett flertal av deltagarna var överens om, men det fanns olika uppfattningar i gruppen.

- Den flödesproportionella provtagningen har varit resurskrävande och flödesmätningen har i flera fall varit förknippad med mycket problem. Kostnaderna har också varit stora för att modifiera dammarna för att möjliggöra flödesmätning. Samtidigt har provtagningen gett bra data på föroreningsbelastning och anläggningarnas effektivitet. Denna typ av provtagning är motiverad i utvärderingsprojekt som detta och kan också

vara motiverad vid uppföljning av anläggningar som behandlar vatten från områden med förmodade mycket höga föroreningstransporter. Där kan provtagningen tjäna som kontroll för att identifiera och åtgärda särskilda föroreningskällor.

- Samverkan mellan kommuner och förvaltningar är ett effektivt sätt att öka och sprida kunskap om dagvatten. Det ger också viktig inspiration att förbättra sin egen verksamhet.
- Dagvattendammar är ofta bra lösningar ”vid slutet av röret” under en övergångsperiod och för befintliga system, men för att klara olika miljömål behöver påverkan från urban mark i många fall minska mer än vad som är möjligt med dagvattendammar. Det är därför viktigt att tillämpa långtgående LOD-åtgärder vid nyexploatering och ett kontinuerligt arbete med utfasning av källorna för att inte öka föroreningsbelastningen till recipienterna.
- Underhåll och tillsyn av befintliga anläggningar lönar sig. I samband med installation av flödes- och provtagningsutrustning i projektdammarna visade det sig att tre av de fem undersökta dammarna inledningsvis inte fungerade så som tänkt. Detta hade antagligen annars inte upptäckts. Funktionskontroll av dammarna, till exempel genom kontroll av att in- och utflöden är lika stora i samband med slutbesiktning av entreprenad är också att rekommendera för att säkerställa anläggningens funktion. Återkommande tillsyn är också viktigt för att säkerställa dammarnas funktion. Förslagsvis upprättas egenkontrollprogram. Det är också viktigt att engagera driftpersonalen.
- Anlägg dammar baserat på tidigare erfarenheter och kunskap. Ta lärdom av andra kommuner samt om det kan bli aktuellt, planera och förbered för att möjliggöra flödesmätning och provtagning.

Gruppen identifierade också ett antal viktiga frågeställningar och kunskapsbrister att arbeta vidare med:

- Det finns behov av mer kunskap om hur väl LOD-lösningar fungerar för nya exploateringsområden och av att öka kunskapen om god dagvattenhantering på kommunernas plan- och exploateringsenheter. Utökad samverkan mellan förvaltningar behövs liksom fortbildning.
- Synen på och hanteringen av dagvattendammar skiljer sig mycket mellan de fem kommunernas miljökontor. Det finns ett stort behov av tillsynsvägledning och ökad samsyn.
- Det finns ett stort behov av anvisningar för drift- och underhåll av dagvattenanläggningar. Endast ett fåtal av kommunernas dagvattendammar har till exempel rensats på sediment, men inom en nära framtid bedöms att stora insatser behöver göras.

8 Bilaga 1

Förfrågningsunderlag för flödesproportionell vattenprovtagning

1 Bakgrund

Fem av Stockholmsregionens kommuner kommer under 2007-2009 gemensamt att driva ett uppföljningsprojekt för dagvattenanläggningar. Syftet med projektet är att öka kunskapen om dagvattnets föroreningsmängder, dagvattenreningsanläggningars funktion, metodiken för att utvärdera anläggningarna samt ökad erfarenhet av hur dagvattenarbete kan bedrivas inom- och mellankommunalt.

Inom ramen för projektet kommer 8–10 st. provtagningsanläggningar för flödesproportionell provtagning att upphandlas. Dessa skall placeras vid in- och utlopp vid ett antal olika dagvattenanläggningar i kommunerna. Flödesmätning och provtagning skall i en första fas pågå under 2 år med start senast 1 maj 2007. Syftet med provtagningen är att kunna göra en riktig budget över inkommande och utgående mängder av näringsämnen, metaller och organiska föroreningar för att dels beräkna reningseffekten och dels beräkna belastningen från olika typer av avrinningsområden i kommunerna.

2 Omfattning

Denna förfrågan avser utrustning för *delar av* eller *hela system* för flödesproportionell vattenprovtagning.

Ni ombeds lämna pris på *flödesmätare och provtagare* (med givare och andra tillbehör enligt specifikation nedan) *och/eller* på *kompleta provtagningsstationer* (flödesmätare och provtagare, med tillbehör, monterade i lämpligt skyddande skåp, allt enligt specifikation nedan).

3 Förutsättningar samt beskrivning av önskat systems funktion och kvalitet

3.1 Generellt

Utrustningen kommer inledningsvis att användas vid 5 st. anläggningar under en period av 2 år. Den kan senare komma att flyttas till andra platser. Flödesmätare och provtagare ska därför vara anpassade för att klara olika typer av flödesgivare, *utan att det skall krävas att dessa lämnas till service för ombyggnation eller omprogrammering.*

Instrument skall enkelt kunna monteras/demonteras i de skåp som används för att skydda utrustningen. Det skall vara enkelt att koppla samman och koppla isär utrustningen (t.ex. vid service).

Som standard kommer 220 V växelström att finnas tillgängligt vid provtagningsplatserna. I något fall kan det dock komma att krävas batteridrift. *Utrustningen skall därför vara anpassad för att kunna drivas både med 220 V och med batteridrift (12/24 V).*

3.2 Skyddande skåp

Provtagare och flödesmätare skall placeras i skyddande metallskåp eller liknande i anslutning till dammarnas respektive in- och utlopp. Exempel på tänkbara skåp är en 4-fots (eller mindre) förrådscontainer.

De krav som ställs på skåpen är följande:

- Skåpen skall rymma flödesmätare, provtagare och 25 liters plastdunk för vattenprover samt 2 st. fritidsbatterier och värmeaggregat (frostvakt).
- Skåpen skall vara vädertåligen (vattentäta), välisolerade (för att minimera energiförbrukningen för uppvärmning), försedda med frostsvakt samt elsäkrade.
- Isoleringen skall tillsammans med frostsvakt klara att säkerställa att temperaturen i skåpen alltid ligger över 0 grader C. Frostvakten skall vara försedd med termostat och skall kunna ställas in så att temperaturen under den kalla perioden kan ställas in mellan 0 och +5 grader C i skåpen.
- Skåpen skall vara lätta att öppna och det skall vara lätt att byta provtagningsdunk i skåpet. Det är en fördel om hela fronten kan öppnas så att man får god överblick över utrustning och provtagningsdunken.
- Skåpen skall inte inbjuda till inbrott/skadegörelse men samtidigt vara inbrottssäkra.
- Skåpen bör ha en färg som gör att de smälter in i omgivande miljö. Anbudsgivaren skall specificera i vilka färger som skåp erbjuds (färgerna illustreras på foto eller med färgkarta).
- Skåpen ska ha in/utgångar för el, kabel för flödesmätare samt isolerad provtagnings slang.
- Skåpen skall kunna flyttas på en mindre kärra efter 4-hjuling.
- Skåpen bör kunna låsas fast i platsgjuten bult eller liknande.

3.3 Flödesmätare med datalogger

In- och utloppen till dagvattenanläggningarna utgörs av olika konstruktioner för att möjliggöra flödesmätning:

- V-formade skibord (Thompsonöverfall)
- Raka överfall
- Halvdämda trummor
- Dämda trummor

För flödesmätning kommer därför olika typer av givare att behövas:

- Tryckgivare alt. ekolod för nivåmätning
- Area/hastighetsgivare (v/h) för flödesmätning i trummor.

Flödesmätare som offereras skall därför i första hand vara förberedda för att klara givare både för nivåmätning och area/hastighetsgivare och byte av typ av flödesgivartyp skall kunna göras relativt enkelt (*det skall specificeras hur detta görs i anbudet*).

Vattenflödet kommer att variera kraftigt vid provtagningsplatserna. Det är därför av stor vikt att flödesmätningens utrustningen klarar att mäta varierande nivåer och vattenhastigheter med god noggrannhet, *utan att det krävs omprogrammering för olika flödesregimer*. För area/hastighetsgivare är det viktigt att dessa klarar att mäta även låga vattenhastigheter och vid situationer med liten grumlighet i vattnet. *I anbudet specificeras mätintervall för all offererad utrustning.*

Givare skall kunna levereras med en anslutningskabel med en längd på minst 10 m. *Tillgängliga längder på anslutningskablar och kostnader specificeras i anbudet.*

Flöden skall kunna registreras och loggas med 10-minutersintervall. Det är en fördel om intervallet för registrering och loggning av flöden kan justeras inom intervallet 5–60 minuter. Loggen skall ha ett tillräckligt stort minne för att kunna rymma flödesdata som loggas med 10-minuters intervall, för minst 3 månader. *Möjliga mät- och loggningsintervall samt minneskapacitet (uttryckt i dagar för loggade 10-minutersvärden) specificeras i anbud.* Tömning sker med bärbar dator.

Programvara för tömning av logger skall prissättas i anbud.

3.5 Vattenprovtagare

Vattenprovtagare skall vara fristående från flödesmätare (alltså ej sitta ihop i samma enhet). Provtagare skall styras av vattenflödet (flödesmätaren under pkt. 3.3) så att provtagningen sker mer frekvent vid höga flöden (flödesproportionellt).

Vattenprovtagare skall vara av mycket robust konstruktion och skall *klara att ta representativa vattenprover även vid mycket högt innehåll av suspenderat material. Sugkapacitet/vattenhastighet specificeras i anbudet.* Provtagaren ska kunna ställas in för att ta prover inom intervallet 20–100 ml. Provtagare skall ha automatisk rensspölning och/eller renblåsning av provtagnings slang före provtagning. Prover kommer att samlas i 25 liters plastdunk som place-ras fristående i utrustningsskåpet. Ingen kylning av prover är aktuellt.

Det är en fördel om händelser, så som tidpunkt för provtagning eller misslyckad provtagning, kan loggas. Det är dock inget krav, men *skall specificeras i anbudet.*

3.5 Driftsättning

Anbudsgivaren ombeds att lämna *pris och specifikation på hjälp med driftsättning av utrustningen.*

Efterfrågad driftsättningservice omfattar:

1. Genomgång av utrustningens funktion och handhavande (1/2-dagsutbildning som hålls gemensamt för samtliga inblandade kommuner).
2. På plats hjälp med driftsättning vid respektive dagvattenanläggning, 1 dag per plats (4–5 platser).

Prissätt moment 1 och 2 ovan separat.

3.6 Service

Det är viktigt att anbudsgivaren kan erbjuda snabb och tillförlitlig service, på plats eller på verkstad i Sverige. Under den 2-åriga projektiden är det mycket viktigt att utrustningen kan fungera kontinuerligt. Om fel på utrustning uppstår skall detta kunna åtgärdas inom en vecka. *Anbudsgivaren skall specificera vilken service som erbjuds; om service i fält erbjuds, var service på inlämnad utrustning utförs och hur snabbt service kommer att vara utförd efter felanmälan.*

Möjligheter till kostnadsfri teknisk support via telefon är en fördel. Specificera om det ingår i offertsumman.

3.7 Garanti och utökade garantiåtaganden

Anbudsgivaren skall specificera vilken garanti som gäller för utrustningen och vad den täcker.

Anbudsgivaren ombeds också lämna pris och specifikation på ett utökat garantiåtagande för hela projekttiden (2007-05-01 – 2009-04-30).

4 Anbudets innehåll

Inom ramen för denna upphandling kommer utrustning för 8–10 st. provtagningsplatser att upphandlas.

Utöver det som angivits ovan, skall anbudsgivare i sitt anbud beskriva och specificera:

- Förslag på lämplig utrustning för ändamålet samt typ av skåp i det fall kompletta provtagningsstationer erbjuds (gärna illustrerade på foton).
- Detaljerade specifikationer för respektive utrustningsdel.
- Beskrivning av referensanläggningar med kontaktuppgifter.
- à-pris för respektive utrustningsdel (flödesmätare, givare, provtagare, programvara, tjänster etc.)
- Livslängd för flödesmätare/givare samt provtagare utifrån referensanläggningar, bedömt serviceintervall för utrustningsdelar samt bedömd årlig servicekostnad, livslängd och priser för material som slits vid normal användning (slangar till slangpumpar etc.).

Alla priser i anbudet skall anges per anläggning/utrustningsdel/tjänst.

9 Referenser

- Aldheimer G (2004). *Dagvatten, avsättningsmagasin Ryska Smällen*. Rapport nr 11-2004. Stockholm Vatten AB.
- Alm, H., Banach, A. och Larm, T. (2010) *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Svensk Vatten Utveckling Rapport nr 2010-06.
- Andersen, J. (1976). *An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments*. Water Research 10:329–331.
- Andersson, J., Wedding, B. & Tonderski, K. (2006) *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker. Region- och metodjämförelser*. WRS Uppsala och Ekologgruppen, oktober 2006.
- Braskerud, B. (2000). *Manual for prøvetaking*. Ås.
- Braskerud B.C (2002). *Factors affecting phosphorous retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution*. Ecological Engineering, 19(1):41–61.
- Byström Y och Gunnarsson S (2010). *Uppföljning av dagvattendammar i Finspång*. Rapport nr 2010-0326-A, WRS Uppsala AB.
- Chang, S. C. and Jackson, M. J. (1957). *Fraktionation of soil phosphorus*. Soil Sci. 84:133–144.
- Davidsson T (2003). *Våtmarkers reningsförmåga. Metaller, bakterier, pesticider, toxiska substanser och läkemedelsrester*. Ekologgruppen på uppdrag av Segeåns Vattendragsförbund.
- Databank sediment, referenssjöar naturliga sediment, Stockholmslän (Inst. för Miljöanalys SLU). [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$ProjectSD?ID=StationsList&P=TIDS_S](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$ProjectSD?ID=StationsList&P=TIDS_S)
- Flyckt Linda (2011). *Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnads-effektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening*. Examensarbete vid Institutionen för Fysik, kemi och biologi, Linköpings Universitet. LITH-IFM-A-EX-10/2377-SE.
- German J (2001). *Stormwater sediments, removal and characteristics*. Lisenciate thesis, dept. of Water Environment Transport. Chalmers University of Technology, Göteborg. ISSN 1650–4143.
- German J and Svensson G (2002). *The relation between stormwater and sediment quality in stormwater ponds*. In: Streacker, EW and Huber WC. Proceedings of the 9th international conference on urban drainage “Global solutions for urban drainage”, Portland, Oregon, USA. September 8–19, 2002.
- German J (2003). *Reducing stormwater pollution – Performance of retention ponds and street sweeping*. Doktorsavhandling vid Institutionen för Vatten Miljö Transport, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

- Goedkoop W och Sonesten, L. (1995). *Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment*. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Gunnarsson S (1997). *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten*. Seminarier och examensarbeten nr 28. Inst. för markvetenskap, avd. för vattenvårdslära, SLU.
- Gunnarsson S och Andersson J, 2010. PM – *Kompletterande sedimentundersökning i dagvattenanläggningen Steningedalens årike*. WRS Uppsala AB.
- Gustafsson J P, Jacks G, Simonsson M, och Nilsson I (2007). *Mark- och vattenkemi, Teori*. Institutionen för mark och vattenteknik, KTH, Stockholm.
- Jakobsson D (2005). *Retention av tungmetaller i en anlagd våtmark – Studier av Vattenparken i Enköpings kommun*. Examensarbete 2005:03, Inst. för biometri och teknik, SLU.
- Johannesson, K. (2008). *Sedimentens roll för fosforanläggningen i en anlagd våtmark*. Institutionen för biologi, Linköpings universitet, Linköping.
- Kadlec, R. & Wallace, S.D. (2008). *Treatment wetlands*. CRC Press. Taylor and Francis Group. Boca Raton ISBN: 978-1-56670-526-4
- Karlsson K (2009). *Characterisation of Pollutants in Stormwater Treatment Facilities*. Doctoral Thesis, dep. Of civil, mining and environmental engineering. Luleå University of technology.
- Karlsson K, German J och Viklander M (2010a). *Stormwater Pond Sediments: Temporal Trends in Heavy Metal Concentrations and Sediment Removal*. Soil and Sediment Contamination, 19:217–230.
- Karlsson K, Viklander M, Scholes L och Revitt M (2010b). *Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks*. Journal of Hazardous materials vol 178 nr 1-3:612–618.
- Naturvårdsverket (1993). *Metallerna och miljön. Miljön i Sverige – tillstånd och trender (MIST) Rapport 4135*. Juni 1993.
- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913. Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm, ISBN 91-620-4913-5
- Naturvårdsverket (2002). *Metodik för inventering av Förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata*. Rapport 4918, Mars 2002.
- Naturvårdsverket (2008). *Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN*. Rapport 5799. April 2008
- Naturvårdsverket (2009a). *Förslag till genomförande av direktiv 2008/105/EG om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område*. Rapport 5973. Juni 2009

- Naturvårdsverket (2009b). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. September 2009.
- Naturvårdsverket (2009c). *Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action. Plankonsekvensanalyser*. Rapport 5984. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2010). Tillståndet i svensk åkermark och gröda. Data från 2001–2007. Rapport 6349. April 2010.
- Persson, J (1998). *Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten- polerings- och miljödammar*. Institutionen för Vattenbyggnad, Chalmerts tekniska högskola, Göteborg.
- Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Pettersson, K., Pucsko, R. and Sager, M. (1988). *Fractionation of soil phosphorus in suspended matter and sediment*. In: Sediment phosphorus group: Working group summaries and proposals for future research. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 30:83–112.
- Persson A (2010). *Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning*. UPTEC W10 018. Examensarbete vid inst. För mark och miljö, SLU.
- Pettersson, T.J.R (1999) *Stormwater Ponds for Pollution Reduction*. Doktorsavhandlingar vid Chalmers tekniska högskola. Ny serie, 1542. Göteborg.
- SCB (2007) *Byggindex – Entreprenadindex E84 – Jordarbeten. Ett samarbete mellan Statistiska centralbyrån och Sveriges byggindustrier*. [www.byggindex.scb.se/ E84.htm] Uppdaterad 2007-03-13. Hämtad 2011-03-01
- SMHI (2001). *Temperatur och nederbörden i Sverige 1961–1990. Referensnormaler – utgåva 2*. SMHI Meteorologi Nr. 99, 2001.
- SMHI (2008). *Vattenåret 2007*. Faktablad nr 37, maj 2008
- SMHI (2009). *Vattenåret 2008*. Faktablad nr 40, maj 2009.
- SMHI (2010). *Månadens väder och vatten. December 2009 – En vit jul*. [www.smhi.se/klimatdata/Manadens-vader-och-vatten/Sverige/december-2009-en-vit-jul-1.9121] Uppdaterad 2010-01-02. Hämtad 2011-03-16.
- Stråe D (2007). *PM Sedimentundersökning Vibydammen, Sollentuna*. WRS Uppsala AB.
- Sveistrup T E, Braskerud B C and Marcelino V (2006). *Aggregates stimulate clay particle settling in constructed wetlands*. Ur: NJF-seminar 373. Transport and retention of pollutants from different production systems, p 154–159.
- Tanner CC (1996). *Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species*. Ecological Engineering. Vol 7:1:59–83.

Svendsen L, Rebsdorf A and Nornberg P (1993). *Comparison of methods for analysis of organic and inorganic phosphorus in river sediment*. Water Research 27:77–83.

Svensk författningssamling (SFS) (1998). *Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. Miljödepartementet, utfärdad den 1998-06-25 ändrad tom 2011:27.

Sweco (2007). *PM Tibbledammen – data och dimensionering av utlopp*. 2007-03-15.

Weyhenmeyer G och Rydin E (2003). *Sedimentens bidrag till fosforbelastningen i Mälaren*. Intern publikation 2003:15, Institutionen för miljöanalys, SLU.



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