



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 14038

Examensarbete 30 hp  
September 2014

# Utvärdering av reningsfunktionen i dag- och lakvattendammar i Lidingö Stad

---

Carolina Gårdefors



## REFERAT

### Utvärdering av reningsfunktionen i dag- och lakvattendammar i Lidingö Stad

*Carolina Gårdefors*

Då naturlig mark görs om till hårdgjord yta i samband med bygge av vägar och bostadsområden ökar flödesbelastningen till närliggande sjöar och vattendrag. Vattenmassorna tar med sig de föroreningar som bland annat finns inbyggda i byggnadsmaterialet, som kommer från trafiken eller från verksamheter som till exempel industrier eller djurhållning. För att förhindra att föroreningarna sprids till de naturliga vattendragen kan åtgärder sättas in för att rena vattnet innan utsläpp till recipienten. Detta kan åstadkommas med hjälp av till exempel så kallade dagvattendammar.

Den främsta processen för rening i dagvattendammar är sedimentation. In till dammarna kommer vanligtvis stora mängder partiklar och suspenderat material till vilka föroreningar, som till exempel näringsämnen och metaller, kan fästa. Dagvattendammarnas dämmande funktion ser till att vattnet har tillräckligt lång uppehållstid i dammen för att det suspenderade materialet ska hinna sedimentera och föroreningarna avskiljs på så sätt till dammarnas bottensediment.

Två stycken dammar på Lidingö, en dagvattendamm och en kombinerad dag- och lakvattendamm, har valts ut för undersökningar och provtagningar har gjorts av föroreningshalterna i inkommande och utgående vatten och jämförts mot provtagningar av föroreningshalterna i dammarnas sediment. Vid provtagning av sedimentet har en uppsamlingsanordning använts så att så gott som möjligt endast det material som sedimenterat under den tidsperiod vattenproverna har tagits har undersökts, vilket betyder att vatten- och sedimentproverna är jämförbara mot varandra. För att jämföra värdena har beräkningar gjorts av det inkommande flödet till dammen och av sedimentens volym i dammarna.

Resultaten av sedimentets beräknade massa visade att fanns stora skillnader mellan beräkningarna baserade på sedimentprovtagningarna och från den uppskattade sedimentavskiljningen som beräknats baserat på vattenproverna, vilket visade på att metoden innehöll många osäkerheter. Att det ändå fanns en massa av varje förorening i sedimenten visade dock på att de hade skett en avskiljning i dammen, vilket inte alltid visades av vattenproverna. Det var dock mycket svårt att säga hur stor andel av de inkommande föroreningarna som hade avskilts i dammarna eftersom både flödesberäkningarna och volymsberäkningarna var mycket osäkra. Resultaten av vattenproverna visade att halterna av det suspenderade materialet var högre i utgående vatten än inkommande, vilket skulle kunna vara ett tecken på att reningen i dammarna inte fungerade tillräckligt väl, men skulle också kunna vara ett väntat resultat med tanke på årstiden. Dammarna kan troligtvis vara fyllda med sediment, vilket minskar den tillgängliga volymen och försämrar reningsfunktionen. Sedimenten måste därför troligast tömmas för att upprätthålla en tillräcklig reningsfunktion.

**Nyckelord:** Dagvatten, dagvattendammar, vattenprovtagning, sedimentprovtagning, avskiljning, förorening.

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet  
Box 7014, SE-750 07 Uppsala  
ISSN 1401-5765*

## **ABSTRACT**

### **Evaluation of the pollution removal efficiency in stormwater and leachate retention ponds in Lidingö Stad.**

*Carolina Gårdefors*

Changes in land use, from natural lands such as forests or meadows to paved areas, leads to increases in water flows to the recipient. Stormwater from built areas are often heavily polluted with substances from constructing materials, traffic and occupations within the catchment, such as industries or animal farms. Stormwater retention ponds can be used as a means of reducing the pollutants of the stormwater before discharge into the recipients. Stormwater retention ponds slow down the water flows, giving the suspended solids within the stormwater time to settle. Pollutants such as nutrients and metals bind to the surface of the solids and are thus removed from the water as the solids settle.

One stormwater pond and one combined stormwater and leachate retention pond at Lidingö, Sweden, were chosen as research sites for analysing the pollution removal efficiency. Water and sediment samples were taken and analysed for contents of nutrients, metals and suspended solids. By calculating the flow in to the ponds, the mass of the pollutants in the incoming and outgoing water could be estimated. The mass of the pollutants in the sediment could be estimated by calculating the mass of the material settled in the pond during the given time period. The masses of pollutants in the incoming and outgoing water could then be compared to the masses of pollutants in the sediment, to determine the pollution removal efficiency.

The masses of sediment removed differed a lot between the calculations based on incoming and outgoing water and the calculations based on the sediment growth. This was most likely due to the method being very sensitive to uncertainties. The fact that the sediments did contain measurable masses of pollutants proved that there was a reduction of pollutants in the pond after all, even if this was not showed by the results from the water samples. However, because of the uncertainties, it was difficult to estimate the amount of removed pollutants in the stormwater retention pond compared to the amount of pollutants of the incoming waters. The water samples showed that the content of suspended solids were higher in the outgoing waters than in the incoming, which probably was an indication that the ponds are overfilled with sediment and therefore are in need of being emptied to sustain the desired pollution removal efficiency, though it could also be an effect of seasonal variations within the pond.

**Keywords:** Stormwater, stormwater retention ponds, water sampling, sediment sampling, reduction, pollution.

## FÖRORD

Detta examensarbete om 30 hp utgör det avslutande momentet inom civilingenjörsutbildningen i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts åt Lidingö Stad i samarbete med avdelningen VA-teknik på WSP Samhällsbyggnad i Stockholm.Handledare för projektet har varit Anders Rydberg på WSP Samhällsbyggnad och beställare för projektet har varit Sari Virkkala på Lidingö Stad. Jon Petter Gustafsson på Institutionen för mark och miljö, SLU, har varit ämnesgranskare. Examinator har varit Fritjof Fagerlund på Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag vill främst tacka min handledare Anders Rydberg för all stöd och vägledning och också beställare för projektet, Sari Virkkala, för all hjälp med allt som rört guidning runtomkring dammarna. Tack även till ämnesgranskare Jon Petter Gustafsson för alla tankar och idéer om förbättringar. Jag vill rikta ett stort, stort tack till Miljö-Magnus Karlsson på WSP Environmental för all hjälp med provtagning och utsättning av material. Examensarbetet hade blivit oerhört mycket svårare utan din hjälp! Hans Hammarlund och Karl-Martin Calestam på Tyréns Stockholm ska också ha ett stort tack för hjälpen med att ta fram information om avrinningsområdena. Jag vill också tacka Annika Persson, vars examensarbete har varit en stor inspiration till detta. Ett stort tack även till Ludwig Lyman och DWC Roslagen för hjälp med bygge av sedimentfällor. Ett sista tack går till alla på VA-teknik för alla tips och allt stöd som ni ställt upp med under examensarbetets gång.

*Carolina Gårdefors*

Stockholm, maj 2014

Copyright © Carolina Gårdefors och Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet

UPTEC W14038, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2014.

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Utvärdering av reningsfunktionen i dag- och lakvattendammar i Lidingö Stad

*Carolina Gårdefors*

När naturlig mark som skogar och ängar byggs om till vägar och byggnader ändras vattnets naturliga flödesvägar. Vattnet kan inte längre tränga ner i marken utan rinner direkt av de hårda ytorna ner i diken och brunnar. Detta vatten kallas för dagvatten. Dagvattnet är ofta förorenat av de partiklar, metaller och näringsämnen som uppkommer längs bebyggda områden, till exempel från byggnadsmaterial eller trafik. Tidigare leddes dagvattnet vidare till antingen avloppsreningsverk eller direkt ut i sjöar eller vattendrag, men numera renas vanligtvis vattnet lokalt innan det släpps ut i de naturliga vattensystemen. En av de vanliga metoderna för att rena dagvattnet är att leda det igenom en dagvattendamm.

I dagvattendammen tillåts vattnet stanna tillräckligt länge för att de partiklar som finns i vattnet ska hinna sedimentera till dammens botten. Eftersom föroreningar som metaller och näringsämnen ofta sätter sig på partiklarnas ytor betyder det att många föroreningar följer med partiklarna till dammens botten och stannar där när vattnet sedan leds ut ur dammen vid nästa nederbördstillfälle. Vattnet är då renare när det går ut ur dammen än när det kom in.

I Lidingö Stad finns för tillfället sex stycken dagvattendammar. Två av dessa fungerar dessutom som lakvattendammar, vilket innebär att de renar vattnet som kommer från deponier, i detta fall nedlagda hushållstippar. Det finns sedan tidigare indikationer på att reningen i de sex dammarna inte fungerar tillräckligt bra och att fler undersökningar skulle behöva göras för att undersöka hur väl reningen fungerar. Två stycken dammar valdes ut för undersökning, en dagvattendamm i Stockby och en kombinerad dag- och lakvattendamm i Södergarn. Vattenprover togs i inkommande och utgående vatten. Halterna som undersöktes var näringsämnen, metaller och suspenderat material. Prover togs även av sedimentet i dammarna, med avseende på samma föroreningar. En uppsamlingsanordning byggdes så att så gott som möjligt bara det material som sedimenterat under den tiden vattenproverna togs undersöktes. Detta gjordes för att innehållet av föroreningar i sedimentet skulle vara jämförbart mot i det i vattnet.

För att beräkna massorna av föroreningarna i vattnet beräknades flödet in till dammarna. Vattnet som kom in till dammarna hade sin uppkomst i dammarnas avrinningsområden och vattenvolymer var beroende av hur stort avrinningsområdet var och på hur hårda ytorna var. En hård yta leder undan en större mängd vatten, eftersom naturlig mark till en viss del kan samla upp vatten som sedan avdunstar. Genom att uppskatta andelen naturlig mark och andelen hårdgjord yta och genom att veta mängden nederbörd kunde ett värde på vattenvolymer till dammarna beräknas för varje flödestillfälle då vattenproverna togs. Massorna av föroreningarna i sedimenten beräknades genom att volymer av sedimentet uppskattades. Dammarernas areor var sedan tidigare kända och djupet på sedimentet uppskattades då provtagningsanordningarna togs upp. Genom att uppskatta sedimentets densitet kunde därefter massan av sedimentet beräknas. Från andelen av varje förorening i sedimentet som gavs av resultaten från provtagningsarna kunde massan av varje förorening beräknas i varje damms sediment. Massorna av föroreningarna i vattnet jämfördes mot det i sedimentet. Om dammarnas reningsfunktion fungerade som den skulle så borde skillnaden mellan massorna i det inkommande och det utgående vattnet motsvara massorna i sedimentet, eftersom den massa som kommer in men inte kommer ut borde ha stannat kvar i sedimenten.

Resultaten visade att det var stora skillnader i massorna beräknade från vattenproverna och de beräknade från sedimentproverna. Detta berodde troligast på att det i beräkningarna hade gjorts väldigt många antaganden. En liten feluppskattning kunde ge stora skillnader i resultaten. Att sedimenten ändå innehöll mängder av föroreningar var dock ett tecken på att en rening ändå hade skett, men eftersom det var svårt att beräkna de exakta massorna var det också svårt att avgöra hur bra reningen faktiskt var.

Vattenproverna visade att halten av suspenderat material var högre i utgående vatten än i inkommande, vilket kunde vara ett tecken på att dammarnas rening inte fungerade optimalt. Det skulle dock också kunna bero på säsongsvariationer i dammarna, då dagvattendammar enligt tidigare studier släpper ut mer föroreningar på vintern än på sommarn. Då föroreningar binder till det suspenderade materialet var det ändå oroväckande att så stora halter gick ut ur dammarna. Det var mycket troligt att den höga halten suspenderat material i utgående vatten berodde på att dammarna var överfyllda med sediment, vilket även kunde ses då provtagningarna gjordes, och skulle behöva tömmas för att förbättra reningsfunktionen.

## **ORDLISTA**

**Filtrerat prov** – Mäter halten av lösta metallföreningar i vattenprov.

**Kväve Kjeldahl** – Kväve i kemiska substanser.

**Suspenderat material** – Löst partikulärt material med en partikeldiameter större än 0,45 µm.

**Uppslutet prov** – Löser upp och mäter de partikelbundna metallföreningarna tillsammans med de lösta metallföreningarna i vattenprov.



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>REFERAT</b> .....	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>ii</b>
<b>FÖRORD</b> .....	<b>iii</b>
<b>POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING</b> .....	<b>iv</b>
<b>ORDLISTA</b> .....	<b>vi</b>
<b>1 INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 SYFTE</b> .....	<b>2</b>
1.1.1 Avgränsningar.....	3
<b>2 TEORI</b> .....	<b>4</b>
<b>2.1 DAGVATTEN</b> .....	<b>4</b>
2.1.1 Lakvatten .....	4
<b>2.2 DAGVATTENFLÖDEN</b> .....	<b>5</b>
<b>2.3 DAGVATTENDAMMAR</b> .....	<b>5</b>
2.3.1 Funktion .....	6
2.3.2 Funktion vintertid .....	9
<b>2.4 FÖRORENINGAR OCH DESS KÄLLOR</b> .....	<b>10</b>
2.4.1 Näringsämnen .....	10
2.4.2 Metaller .....	10
2.4.3 Suspenderat material.....	11
<b>2.5 RIKTLINJER VID UTVÄRDERING AV DAGVATTENDAMMAR</b> .....	<b>12</b>
2.5.1 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag .....	12
2.5.2 Regionplane- och trafikkontorets underlag till riktlinjer för dagvattenutsläpp.....	13
<b>3 METOD</b> .....	<b>14</b>
<b>3.1 OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>14</b>
3.1.1 Stockby.....	14
3.1.2 Södergarn.....	15
3.1.3 Tyktorp .....	16
3.1.4 Kyttinge.....	16
3.1.5 Gåshaga.....	17
3.1.6 Brevik.....	18
<b>3.2 AVRINNINGSSOMRÅDEN</b> .....	<b>18</b>
3.2.1 Lokala föroreningskällor inom avrinningsområdet .....	18
3.2.2 Förväntade föroreningsbelastningar .....	19
3.2.3 Recipienternas känslighet.....	20
<b>3.3 BERÄKNING AV FÖRORENINGSMASSOR I VATTEN</b> .....	<b>20</b>
3.3.1 Avrinning.....	20
3.3.2 Nederbörds mängd.....	21
3.3.3 Flödesvolym i inkommande och utgående vatten.....	21
3.3.4 Föroreningsmassor i inkommande och utgående vatten.....	21
<b>3.4 BERÄKNING AV FÖRORENINGSMASSOR I SEDIMENT</b> .....	<b>22</b>
3.4.1 Massa sedimenterat material .....	22
3.4.2 Föroreningsmassor i sedimentet.....	22
<b>3.5 VATTENPROVTAGNINGAR</b> .....	<b>22</b>
3.5.1 Föroreningshalter .....	22
3.5.2 Konduktivitet, pH, temperatur och siktdjup.....	23
<b>3.6 SEDIMENTPROVTAGNINGAR</b> .....	<b>23</b>
3.6.1 Sedimentfällor.....	23
3.6.2 Sedimentproppar .....	24

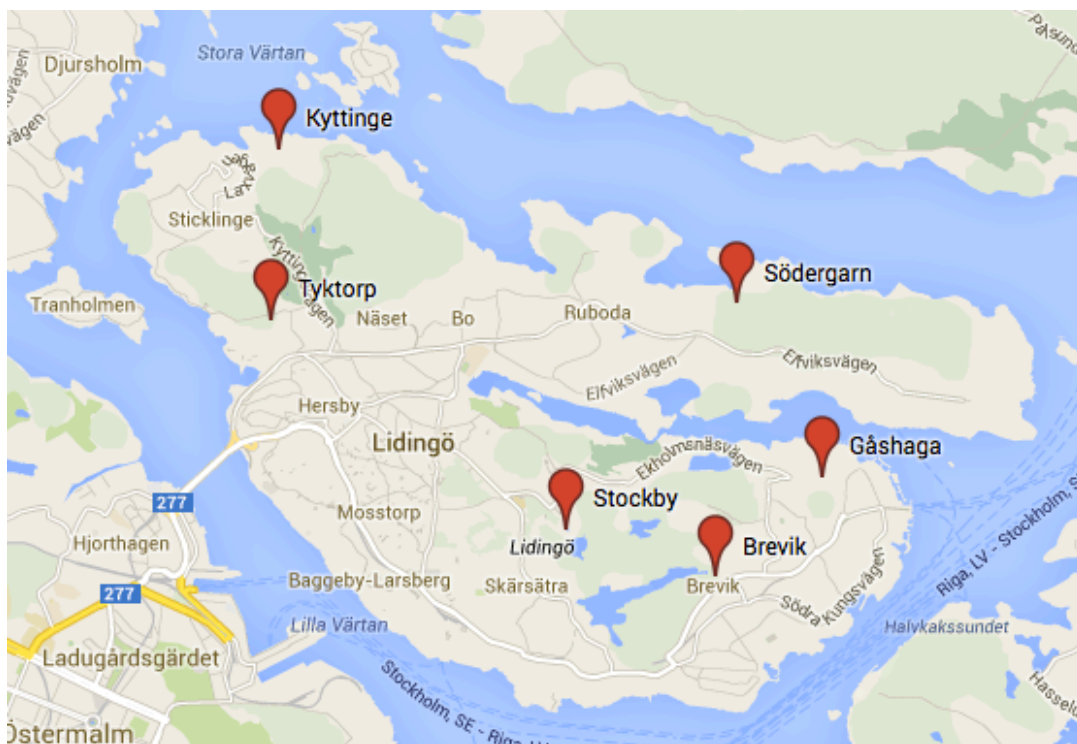
3.6.3 Utsättning av material .....	24
<b>4 RESULTAT .....</b>	<b>27</b>
<b>4.1 TIDIGARE PROVTAGNINGAR.....</b>	<b>27</b>
4.1.1 Stockby.....	27
4.1.2 Södergarn.....	27
4.1.3 Tyktorp .....	27
4.1.4 Kyttinge.....	27
4.1.5 Gåshaga.....	28
4.1.6 Brevik.....	28
<b>4.2 KOSTNADSUPPSKATTNINGAR FÖR STOCKBYDAMMARNAS.....</b>	<b>28</b>
<b>4.3 FLÖDESVOLYM OCH SEDIMENTMASSA.....</b>	<b>29</b>
4.3.1 Vattnets flödesvolym.....	29
4.3.1 Sedimentets massa.....	29
<b>4.4 VATTENPROVTAGNINGAR STOCKBY .....</b>	<b>29</b>
4.4.1 pH, temperatur och konduktivitet.....	30
4.4.2 Siktdjup .....	30
4.4.3 Föroreningshalter .....	30
4.4.4 Föroreningsmassor .....	31
<b>4.5 VATTENPROVTAGNINGAR SÖDERGARN .....</b>	<b>31</b>
4.5.1 pH, temperatur och konduktivitet.....	33
4.5.2 Siktdjup .....	33
4.5.3 Föroreningshalter .....	33
4.5.4 Föroreningsmassor .....	34
<b>4.6 SEDIMENTPROVTAGNINGAR STOCKBY .....</b>	<b>35</b>
4.6.1 Föroreningshalter .....	36
4.6.2 Föroreningsmassor .....	37
<b>4.7 SEDIMENTPROVTAGNINGAR SÖDERGARN .....</b>	<b>37</b>
4.7.1 Föroreningshalter .....	38
4.7.2 Föroreningsmassor .....	39
<b>4.4 JÄMFÖRELSE MELLAN VATTENPROVER OCH SEDIMENTPROVER .....</b>	<b>40</b>
4.4.1 Stockby.....	40
4.4.2 Södergarn.....	40
<b>4.5 KOSTNADSEFFEKTIVITET.....</b>	<b>41</b>
<b>5 DISKUSSION.....</b>	<b>42</b>
<b>5.1 TIDIGARE PROVTAGNINGAR.....</b>	<b>42</b>
<b>5.2 DAGVATTENFLÖDEN .....</b>	<b>42</b>
<b>5.3 VATTENPROVER.....</b>	<b>42</b>
5.3.1 Funktion vintertid .....	42
5.3.2 Stockby.....	43
5.3.3 Södergarn.....	43
<b>5.4 SEDIMENTPROVER .....</b>	<b>44</b>
5.4.1 Stockby.....	44
5.4.2 Södergarn.....	44
<b>5.5 JÄMFÖRELSE MELLAN VATTENPROVER OCH SEDIMENTPROVER .....</b>	<b>45</b>
5.5.1 Stockby.....	45
5.5.2 Södergarn.....	45
<b>5.6 METODUTVÄRDERING .....</b>	<b>45</b>
<b>5.7 DAMMARNAS RENINGSFUNKTION .....</b>	<b>46</b>
5.7.1 Enligt teori.....	46
5.7.2 Enligt dagvattenplan .....	46
5.7.3 Enligt provtagningar .....	46
5.7.4 Enligt kostnadsuppskattningar.....	46

<b>6 SLUTSATS</b> .....	<b>48</b>
<b>REFERENSER</b> .....	<b>49</b>
<b>PERSONLIGA MEDDELANDEN</b> .....	<b>51</b>
<b>BILAGA A – Nederbörd</b> .....	<b>53</b>
<b>BILAGA B – Sammanställning av tidigare undersökningar av Lidingös dagvattendammar</b> .....	<b>54</b>
<b>BILAGA C – pH, temperatur och konduktivitet</b> .....	<b>61</b>
<b>BILAGA D – Vattenprover</b> .....	<b>63</b>
<b>BILAGA E – Sedimentprover</b> .....	<b>69</b>

## 1 INLEDNING

I stadsområden är marken till största delen uppbyggd av hårdgjorda ytor, det vill säga vägar, tak, parkeringsplatser och industriområden. De hårdgjorda ytorna leder till att vatten inte kan infiltrera marken på samma sätt som vid naturlig mark, utan vattnet rinner snabbt av ytorna och leds bort i diken eller dräneringsrör. Detta vatten kallas allmänt för dagvatten. Dagvattnet från stadsområden och vägar är ofta förorenat med de näringsämnen, partiklar, metaller och oljeämnen som uppkommer i samband med bland annat trafik, korrosion av byggnadsmaterial och nedskräpning. Hanteringen av dagvatten har tidigare sköts på två olika sätt, antingen genom kombinerade dag- och spillvattenledningar där vattnet leddes till rening i reningsverk eller genom separata ledningar då dagvattnet ofta leddes ut orenat direkt i recipienten. Det första ledde till stora påfrestningar för reningsverken vid höga flöden och det andra till stora föroreningsbelastningar för miljön. För att ta hand om dagvattnet på ett hållbart sätt, utan påfrestningar varken på reningsverken eller miljön, så börjar allt fler och fler åtgärder för att skydda recipienter från orenat dagvatten att undersökas. Åtgärderna skiljer sig åt beroende på områdets förutsättningar, dagvattnets föroreningsgrad och kostnaderna för åtgärderna. Ett av de mest effektiva sätten att rena dagvatten från vägar eller större bostadsområden är att anlägga så kallade dagvattendammar.

Dagvattendammar består av en enskild damm eller ett seriekopplat dammsystem dit vatten avleds och uppehålls under en viss tid innan det leds vidare till recipienten. Under tiden vattnet uppehåller sig i dammen renas det till viss del från föroreningarna, genom att föroreningarna fäster till partiklar som sedimenterar. Dagvattendammar har ett relativt litet skötselbehov och kan genom rätt utformning avskilja både näringsämnen, metaller, oljeämnen och suspenderat material. I Lidingö Stad har i nuläget fyra stycken dagvattendammar byggts i områdena Stockby, Gåshaga, Brevik och Tyktorp och två stycken kombinerade dag- och lakvattendammar i områdena Södergarn och Kyttinge (Figur 1).



**Figur 1.** Karta över Lidingö med samtliga befintliga dagvattenanläggningar markerade. (Google Maps, 2014).

En dagvattenplan för Lidingö Stads dagvattenhantering skrevs 2004 (Dagvattenplan för Lidingö Stad, 2004), där olika områden på Lidingö beskrevs vara i störst behov av att sätta in åtgärder för att skydda recipienterna från förorenat dagvatten. Bedömningen gjordes både med avseende på vilka avrinningsområden som gav upphov till hög förväntad föroreningsbelastning och vilka recipienter som klassades som känsligast. Stockbydammarna var då dagvattenplanen skrevs redan anlagda. I dagvattenplanen nämndes även Breviksdammens, Tyktorpsdammens och Gåshagadammens avrinningsområden som områden som krävde åtgärder för att skydda recipienterna. Dessa tre gavs prioriteringen att åtgärder skulle sättas in inom sex till tio år. Åtgärderna som föreslogs för Breviksdammen var en oljeavskiljare med bypassfunktion, för Tyktorpsdammen en filterbrunn med bräddning till befintligt dike och för Gåshaga en filterbrunn med bypassfunktion. I området Brevik byggdes en anläggning som liknar den som föreslås i dagvattenplanen, men i områdena Tyktorp och Gåshaga har dagvattendammar anlagts istället för de givna förslagen. Lakvattendammarna som har anlagts i Södergarn och Kyttinge nämndes inte i dagvattenplanen.

Det har utförts undersökningar av sex dammarna i Lidingö varje år mellan 2009 och 2011 av Geosigma och år 2012 av ÅF. Undersökningarna har bestått av vattenprover i in- och utlopp, och i de fall det har varit möjligt har även sedimentprover tagits. Provtagningarna har gjorts i oktober-november och i samtliga fall visat svårtolkade resultat eftersom inga mätningar över flödet har gjorts samt att proverna bara har tagits vid ett tillfälle under året.

Problematiken är dock inte avgränsat till Lidingö. Sedan början av 1990-talet har intresset för öppna system för omhändertagandet av dagvatten ökat dramatiskt, vilket har resulterat i en stor mängd nyanlagda dammar (Vägverket, 2006). Trots detta finns det relativt få experimentella studier gjorda över dammarnas reningsfunktion. De studier som har gjorts har i många fall använt en felaktig metod, vilket leder till att resultaten är oanvändbara för att beskriva dammarnas effektivitet. Anledningen till de felaktigt utförda undersökningarna är ofta bristande resurser. För att en provtagning ska ge tillförlitliga resultat krävs vanligtvis flödesproportionell provtagning. Denna metod är dyr och används inte ofta. Även i de fall metoden har använts har det i många fall varit svårt att få utrustningen att fungera optimalt. De rekommendationer Vägverket (2006) ger i sin rapport för att komma tillrätta med problemen är att antingen satsa resurserna på att utföra färre, men korrekt genomförda provtagningar, eller att hitta alternativa metoder att bedöma dammarnas funktion, till exempel genom att bara mäta halter i syfte att avgöra vattnets ekotoxicitet.

En av de vanligaste metoderna att utvärdera reningsfunktion i dagvattendammar är att jämföra resultatet av provtagningarna mot antingen Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag eller Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer för utsläpp av dagvatten. Den provtagningsmetod som vanligen utförs är stickprover av inkommande och utgående vatten, vilket används främst på grund av den låga kostnaden. Stickprover kan dock inte jämföras mot Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer, på grund av att riktlinjerna är definierade som årsmedelvärden. Prover av dagvatten kan heller inte jämföras mot Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, eftersom dagvatten till sin karaktär är olikt vatten från naturliga vattendrag, då dagvatten tillåts ha betydligt högre halter av föroreningar under en kort period. Det finns därför ett intresse hos Lidingö Stad att undersöka alternativa provtagnings- och utvärderingsmetoder.

## **1.1 SYFTE**

Syftet med examensarbetet var att undersöka reningsfunktionen i Lidingös sex stycken befintliga dagvattendammar, eftersom uppföljningen av Lidingös dagvattendammar sedan

anläggningen har varit bristfällig. Lidingö Stad har därför ett intresse att undersöka hur väl de befintliga dammarna fungerar innan de eventuellt anlägger nya dammar. De metoder som används idag för att undersöka reningen i dammarna har gett svårtolkade resultat och Lidingö Stad vill ta fram en annan metod för att undersöka dammarnas reningsfunktion. Två dammar, Stockby och Södergarn, valdes ut för fördjupad studie av reningsfunktionen, där det även undersöktes hur väl en kombination av sediment- och vattenprovtagningar kunde användas för att avgöra reningsfunktionen i dagvattendammarna. Syftet uppfylldes genom att följande frågeställningar besvarades:

Frågeställningar gällande samtliga dammar:

- Vilka rekommendationer finns för hur dagvattendammar bör utformas för att uppnå tillfredsställande rening?
- Vilka utvärderingsmetoder finns för att undersöka reningsfunktionen i dagvattendammar och vilka riktlinjer används?
- Vad visar de tidigare provtagningarna av vattenkvaliteten i Lidingös dagvattendammar?

Frågeställningar gällande Stockby och Södergarn, vilka var utvalda för noggrannare undersökningar:

- Hur stor avrinning bidrar ytorna inom avrinningsområdena till?
- Hur mycket sediment avskildes i dammarna under utsatt period och hur höga var föroreningshalterna i sedimenten?
- Hur stora vattenvolymer gick in och ut ur dammarna under utsatt period och hur höga var föroreningshalterna i inkommande och utgående vatten?
- Hur stora föroreningsmassor avskildes i dammarna enligt sedimentprovtagningarna respektive vattenprovtagningarna?
- Fungerade metoden att beräkna avskilda föroreningsmassor med hjälp av kombinerade sediment- och vattenprovtagningar?

### **1.1.1 Avgränsningar**

I detta examensarbete valdes endast två dammar ut för provtagningar. Av de utvalda dagvattendammarna var den ena en kombinerad lak- och dagvattendamm och den andra en ren dagvattendamm. Dammarna valdes ut beroende på deras förutsättningar för att undersökas. Reningsfunktionen undersöktes på grund av den valda tidsperioden endast under vintertid, vilket ledde till andra förutsättningar jämfört om proverna hade tagits under andra delar av året.

## 2 TEORI

### 2.1 DAGVATTEN

Dagvatten är enligt definition det vatten som tillfälligt avrinner från markytan och avleds från hårdgjorda ytor så som tak, vägar och parkeringsplatser (Dagvattenguiden, 2008). Dagvattnet leds genom öppna diken eller slutna system som till exempel rörledningar, ofta direkt ut i naturliga sjöar och vattendrag. Då vattnet avrinner från hårdgjorda ytor för det med sig de partiklar och föroreningar som finns på ytorna (Pitt m.fl.,1999), vilket betyder att dagvattenflödet för recipienten ofta innebär både föroreningar och kraftiga flödestoppar. Till skillnad från direkta utsläpp från föroreningskällor kan dagvatten ur ett föroreningsperspektiv ses som en diffus föroreningskälla som avleds till ett punktutsläpp i recipienten (Jacobs m.fl., 2009).

De lokala föroreningskällorna till dagvattnet är ofta små men många, vilket leder till en sammantaget betydande belastning för miljön. Den mest hållbara lösningen långsiktigt är att minska föroreningarna redan vid källan, men under ett kortsiktigt perspektiv måste dagvattnet renas innan det släpps ut i recipienten (Mróz, 2003). De föroreningar som släpps ut i recipienten kan ackumuleras i till exempel sjöarnas sediment där miljöfarliga ämnen kan ge upphov till toxiska effekter på organismer under en lång tid framåt (Mróz, 2003). Det är därför viktigt att dagvattnet som leds ut inte leder till försämring av recipientens vattenkvalitet.

Innehållet av föroreningar i dagvatten från mindre bostadsområden kan jämföras med det från naturliga områden som ängar och skogsmark och kräver normalt inte rening innan utsläpp i recipient (Vägverket, 2008). Allt dagvatten som släpps ut från mer bebyggda områden, som större bostadsområden eller vägar, kräver däremot någon form av åtgärd för att minska föroreningsbelastningarna. Åtgärderna beror av storleken på avrinningsområdet och vilket typ av verksamhet som bedrivs inom området.

#### 2.1.1 Lakvatten

Lakvatten är enligt definition det vatten ”som varit i kontakt med deponerat material, och som avleds från eller kvarhålls i en deponi” (Naturvårdsverket, 2008) och bildas av att nederbörd infiltrerar en deponi. För gamla deponier bildas lakvatten även genom att grund- och ytvatten tränger in i deponin. Mängden lakvatten som uppkommer varierar, men ligger normalt runt 1500-3000 m<sup>3</sup> per hektar och år för svenska deponier (Naturvårdsverket, 2008). Mängden föroreningar i lakvattnet beror av lakbarheten av det avfallsslag som deponeras och som tidigare har deponerats, fastläggning av ämnen, nedbrytning av avfallet, deponeringsteknik och vattenmängd.

Enligt Naturvårdsverkets rapport 5593 (Avfall i Sverige 2004; citerad i Naturvårdsverket 2008) beräknas mellan åtta till tolv miljoner kubikmeter lakvatten ha uppsamlats från deponier per år. Lakvatten ska i möjligaste mån renas lokalt (Naturvårdsverket, 2014). Detta baseras på delmål 5 i miljömål 15 (God bebyggd miljö). På grund av styrmedel så som producentansvar, mål om ökad återvinning, förbud att deponera vissa avfallsslag, skatt på deponering och skärpta EU-krav för deponering, har stora förändringar skett avseende återvinning och deponering av avfall (Naturvårdsverket, 2008).

Deponier är tillståndspliktiga och även lakvattenhanteringen omfattas av prövningen (Naturvårdsverket, 2008).

## 2.2 DAGVATTENFLÖDEN

Dagvattenflöden beräknas genom att uppskatta mängden nederbörd och till vilken grad avrinningsområdets ytor ger upphov till avrinning.

$$\text{flödesvolym} = A \cdot \varphi \cdot \text{ndb} \quad (1)$$

där *flödesvolym* = volym vatten ( $m^3$ ), *A* = arean ( $m^2$ ),  $\varphi$  = avrinningskoefficienten (%) och *ndb* = nederbörden ( $m$ ).

Vid beräkning av flödet till en viss punkt antas det att olika delar av avrinningsområdet ger upphov till olika flödesmängder, eftersom viss mark har en förmåga att uppehålla vatten och andra att leda av vattnet snabbare. Hur stor del av nederbörden som avrinner efter förluster genom avdunstning, infiltration och adsorption av växligheten och magasinering i markytans ojämnheter beskrivs genom avrinningskoefficienten, som alltid är mindre än 1 (Svenskt Vatten, 2004). Avrinningskoefficienten är ett mått på den totala andelen av ett avrinningsområde som kan bidra till flöde och beror på andelen hårdgjorda ytor, avrinningsområdets exploateringsgrad och markens lutning. Detta innebär att avrinningskoefficienten tilldelas olika värden för olika ytor, till exempel har vägar en annan avrinningskoefficient än naturmark, men det innebär också att avrinningskoefficienten för den valda ytan, till exempel för väg, kan sättas olika beroende på om vägen ligger inom till exempel en centrumbebyggelse eller ett villaområde (Hammarlund, 2014; pers. medd.). Genom att multiplicera arean för ett visst område med den avrinningskoefficient som är specifik för just den markanvändningen kan den reducerade arean beräknas. Den reducerade arean är den arean inom avrinningsområdet som ger upphov till flödet till en viss punkt. Avrinningsområdet kan innehålla flera olika reducerade areor som kan adderas till den totala reducerade arean för hela avrinningsområdet. Genom att multiplicera den totala reducerade arean för avrinningsområdet med den totala nederbörden under en viss tidsperiod kan den totala flödesvolymen till en specifik punkt beräknas.

## 2.3 DAGVATTENDAMMAR

För att rena dagvattnet innan det släpps ut i recipienten kan åtgärder sättas in i form av olika reningsanläggningar. Anläggningar som översilningsytor, perkolationsmagasin, avsättningsmagasin, filter och diken kan användas för rening av dagvatten. Den vanligaste anläggningen i Sverige för rening av dagvatten är dock dagvattendammar (Vägverket, 2008), vilket också är en utbredd metod i till exempel USA (Liebl, 2006).

Motiven som finns för att anlägga dagvattendammar kan antingen vara miljömässiga, hydrauliska, estetiska eller ekonomiska (Vägverket, 2008). De miljömässiga menar huvudsakligen till att minska spridningen av föroreningar till omkringliggande mark och vatten och för att skydda yt- eller grundvattnet. De hydrauliska motiven syftar till att motverka överbelastning av nedströms liggande brunnar, tunnor eller ledningar, de estetiska till att skapa en attraktiv och artrik miljö och de ekonomiska till att uppnå en ekonomiskt effektiv hantering av vägdagvattnet. Det är dock det miljömässiga motivet som är vanligast i Sverige, följt av det hydrauliska (Vägverket, 2008). De miljömässiga motiven styrs i huvudsak av recipientens skyddsvärde, dagvattnets föroreningskoncentration och den totala föroreningsmängden till recipient och skydd av speciella biotoper eller recipienter (Trafikverket, 2011).



Viktigt att tänka på vid planering av en dagvattenanläggning att är bortledande av vatten är en vattenverksamhet som under vissa förutsättningar kan vara tillstånds- eller anmälningspliktig enligt miljöbalkens 11:e kapitel. Om det bortledda dagvattnet dessutom är förorenat kan det behöva prövas som en miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalkens 9:e kapitel (Trafikverket, 2011).

### **2.3.1 Funktion**

Dagvattendammarnas syfte avgör dess utformning. Dagvattendammar med syfte att rena för kväve bör gärna göras vegetationsrika, medan dagvattendammar med syfte att rena för tungmetaller och fosfor bör innehålla mindre vegetation vilket gynnar sedimentationen (Vägverket, 2008). Dagvattendammar med syfte att rena för både kväve och fosfor kan gärna seriekopplas med en efterföljande våtmark. På samma sätt kan en mindre sedimentationsdamm avsättas för rening av grövre partiklar innan vattnet leds in till den stora dagvattendammen (EPA, 1999). Avrinningsområdet storlek och framför allt andel hårdgjorda ytor styr hur stor dammanläggningen bör göras och dagvattendammens utformning styr reningsfunktionen. För att dammanläggningarna ska fungera som planerat är det dessutom viktigt att underhållet sköts ordentligt.

### ***Sedimentering***

Den främsta reningsprocessen i dagvattendammar är sedimentation (Vägverket, 2008). När dagvattendammen dämmer upp vattnet minskar flödes hastigheten genom dammanläggningen och partiklar tillåts sedimentera (Liebl, 2006). Till partiklarna binds tungmetaller och fosfor, som på så sätt sedimenterar och fastläggs i botten av dammanläggningen. För att uppnå en tillräcklig sedimentation bör vattnets uppehållstid i dammen vara 12-24 timmar, men uppehållstiden blir ofta förlängd om dammen har en slingrande form eller har skärmar vid inlopp och utlopp (Vägverket, 2008). Partiklarna kan även filtreras bort om vattnet transporteras genom vegetation, genom att partiklar och föroreningar fastnar på växternas ytor (Vägverket, 2008).

Då reningen sker främst genom sedimentation minskar även dammens reningsfunktion om det finns för lite sedimenterbart material i vattnet. En undersökning gjord av Vägverket från 2005 visade att en halt på 75-100 mg/l suspenderat material är önskvärt för att sedimentering ska kunna ske (Vägverket, 2006). Partiklarnas storlek påverkar också sedimenteringsförmågan. Då dagvattenpartiklar flockas får de en större diameter men en minskad partikeldensitet (Vägverket, 2006). En studie av Marsalek m.fl. från 1998 kunde visa att flockar på runt 5-15 µm hade en maximal sjunkhastighet och att mindre och större partiklar inte avskildes lika effektivt (Vägverket, 2006).

### ***Växtupptag***

Vegetation kan förstärka reningseffekten i dagvattenanläggningar, genom att föroreningar fastnar på växternas ytor, genom upptag av föroreningar i växternas biomassa och genom att växternas rotsystem minskar erosion av sedimenten (Nielsen, 2006; citerad i Vägverket 2008). Vegetation renar även effektivt för kväve, genom att de mikroorganismer som lever på växternas ytor svarar för denitrifikationsprocesser (Vägverket, 2008). Denitrifikation kräver syrefattiga förhållanden, medan växtupptag av fosfor kräver syrerika förhållanden och det kan därför vara effektivt att hålla olika djup i dammarna för att säkerställa både syrerika och syrefattiga områden. Alternativt kan en efterföljande våtmark anläggas efter utloppet till dagvattendammen för att säkerställa kvävereduktionen.



Växtlighet kan introduceras i dammanläggningen, men kan också etableras spontant genom spridning från omkringliggande sjöar och vattendrag. Vanligtvis behöver ingen plantering göras eftersom växter sprids naturligt från närliggande vattendrag, vilket ger en mer naturlig biodiversitet (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). I annat fall kan våtmarksväxter introduceras genom att slam från en existerande våtmark tillförs dammen (Vägverket, 2008). De växter som introduceras till dammanläggning bör vara tåliga mot förhållandena som råder i dammen. Växter som anses ha bra egenskaper för dammanläggningar är kaveldun, säv, bladvass, starr och tåg (Vägverket, 2008).

**Figur 2.** Bredkaveldun vid Tyktorpsdammen. Foto: Carolina Gårdefors.

*Kaveldun* (Figur 2) är försurningstålig och kan leva i vattendjup upp till 2,5-3 m under kortare perioder, men föredrar att stå i vattendjup på cirka 20-30 cm (Vägverket, 2008). *Säv* föredrar att stå i stillastående vatten och kan under kortare perioder överleva i vattendjup på 2,5-3 m, men föredrar att stå i vattendjup på cirka 20-30 cm. *Bladvass* föredrar stillastående vatten och kan leva i upp till 2 m vattendjup. *Starr och tåg* tål inte att dränkas under längre perioder. Många arter av starr och tåg bildar tuvor (Vägverket, 2008).

Vegetationen måste kontrolleras och skötas i dammanläggningar och vid risk för igenväxning och därmed försämrade reningsfunktioner måste vegetationen skördas (Vägverket, 2008). För nyanlagda dammar kan dock döda växtrester vara positivt, då de lägger sig som ett tätande lager på botten och förhindrar sediment från att erodera (Vägverket, 2008).

### ***Dimensionering***

För att en dammanläggning ska fungera som tänkt krävs det att den är korrekt dimensionerad. Till exempel måste dagvattendammen vara tillräckligt stor i förhållande till avrinningsområdets storlek för att dammen ska upprätthålla en tillräckligt lång uppehållstid för vattnet. Dammanläggningens storleksdimensionering bör göras med avseende på både ytan och volymen (Carleton m.fl., 2001). De rekommendationer som finns är att dagvattendammens yta ska vara minst 1 % av det totala avrinningsområdets hårdgjorda ytor och att volymen ska vara tillräckligt stor för att klara av minst 90 % av alla flödesmassor (Carleton m.fl., 2001). En annan regel för dimensionering av dagvattendammar är att dammarens ska vara mellan 2 till 3 % av tillrinningsområdets hårdgjorda area, det vill säga ungefär 250 m<sup>2</sup>/ha (Pettersson, 1999). Dammanläggningen kan även byggas med en bypassfunktion, det vill säga att vattnet vid höga flöden leds förbi dammen direkt ut i recipienten (Svenskt Vatten, 2011). Detta innebär att dammanläggningen kan göras mindre än vad dimensioneringsrekommendationen anger utan att sediment riskerar att sköljas ur dammarna vid höga flöden.

Ett effektivt sätt att öka reningseffektiviteten är att skapa både djupa och grunda områden i dammen (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). De grunda områden bör anläggas för att gynna växtligheten (EPA, 1999), som bidrar både med filtrerande och fasthållande egenskaper men också bidrar till kvävereduktionen. De grunda områdena bör vara mellan 0-0,5 m djup. De djupa områdena behövs för att hindra dammen från att växa igen. En öppen damm gynnar framförallt sedimentationen. Samtidigt bör dammen inte heller vara så djup att syrefria bottenrisker bildas, vilket kan leda till resuspension av partiklar och utsläpp av näringsämnen och metaller från sedimenten (Liebl, 2006). Ett lagom vattendjup för att undvika syrefattiga bottenrisker är normalt mellan 1-1,5 m under torrperioder och mellan 2-2,5 m under regn (Vägverket, 2008). Släntlutningarna bör inte vara brantare än 1:4, eftersom det då kan vara svårt för växtlighet att etablera sig men också göra det svårt för människor eller barn som råkat trilla i att ta sig upp ur dammen (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004; Liebl, 2006).

Eftersom den främsta reningsprocessen i en dagvattendamm är sedimentationen bör dammanläggningen göras så att vattnets uppehållstid i dammen görs så lång som möjligt. Detta kan göras genom att lägga inlopp och utlopp så långt från varandra som möjligt (Naturvårdsingenjörerna AB, 2004). Erfarenheter från tidigare studier visar att ett längdbreddförhållande på 3:1 till 4:1 ger en bra förutsättning för att rätt uppehållstid upprätthålls i dammen (Trafikverket, 2011; EPA, 1999).

### ***Skötselprogram***

Enligt Vägverkets rapport (2008) ska alla öppna dagvattenanläggningar ha ett skötselprogram, som ska innehålla följande delar:

- beskrivning av anläggningen inklusive ritningar eller skisser
- skötselplan med tidsintervall för inspektion, drift och underhåll samt inspektionsprotokoll
- skötselanvisningar för tekniska detaljer så som oljeavskiljare och pumpar
- dokumentation av utförda inspektioner och åtgärder

De punkterna i en dagvattendamm som är speciellt intressanta vid inspektion är inlopp, utlopp, vattendjup, vegetation och tekniska installationer (Vägverket, 2008). Inloppet ska vara utformat så att flödet dämpas och utloppet så att vattnet får en tillräcklig uppehållstid i dammen. En viss mängd vegetation är önskvärd och för att behålla halvgräs vid dammkanterna får inte kanterna vara ständigt översvämmade. Rensning av vegetationen måste göras vid behov. Under de första åren kan vegetationen behöva kontrolleras extra noga för att kontrollera att växterna varken växer igen eller rycks upp av vattenflödena (Vägverket, 2008). Ventiler, brunnar och oljeavskiljare måste kontrolleras och rengöras eller rensas vid behov. Det är också viktigt att se till att inte inlopp eller utlopp däms igen av skräp, sediment eller grenar.

Eftersom den största delen av de avskilda föroreningarna stannar i sedimenten behöver sedimenten rensas bort då det finns risk för partikeltransport eller utlakning ur sedimenten (Vägverket, 2008). Vägverket (2008) föreslår att sedimenten bör tömmas när sedimenttjockleken har ökat så mycket att den ursprungliga vattenvolymen halverats eller när sedimenttjockleken överstiger 30 cm. När sedimenten grävts upp finns oftast bara två alternativ: återanvändning inom vägdagvattenanläggningen eller bortskaffning till extern behandlingsanläggning eller deponi. Det är dock viktigt att tänka på att uppläggning eller deponering av avfall kräver anmälan eller tillstånd (Vägverket, 2008).

### **2.3.2 Funktion vintertid**

Trots att det finns ett antal undersökningar av reningsfunktionen i en mängd olika dagvattendammar så är det mycket få av dessa studier som har genomförts under vintertid. Det finns dock en mängd faktorer som kan förändra dagvattendammens reningsfunktion under vintern; istäcken, snösmältning och vägsaltning kan alla påverka dammanläggningens förmåga negativt (Semadeni-Davies, 2004).

#### ***Is***

En orsak till att reningsfunktionen försämras vintertid är att vattnet fryser på och bildar istäcken som i vissa fall kan vara djupa. Djupa istäcken leder till att den tillgängliga vattenvolymen minskar. Då den tillgängliga volymen under isen fylls tvingas istället vattnet att flöda ovanpå isen, och det material som då sedimenterar på isen återgår sedan till vattnet då isen smälter (Oberts, 1994). Det flöde som sker under isen kan vara turbulent på grund av att det råder ett högre tryck, vilket kan leda till att material som samlats på botten virvlas upp (Oberts, 1994). Vid de tillfällen då vattnet i inflödet är varmare än vattnet i dammen bildas ojämnheter i isen vilket leder till att preferentiella vägar uppstår (Marsalek m.fl., 2003; citerad i Semadeni-Davies, 2004).

Under vintern minskar även den biologiska aktiviteten i dammen, vilket leder till ytterligare försämringar (Oberts, 1994). Istäcket på dagvattendammen leder till att gasutbytet med atmosfären minskar, och syret på botten förbrukas. Syrebristen, bristen på solljus och det kalla vattnet bidrar tillsammans till att den biologiska aktiviteten minskar (Semadeni-Davies, 2004). Kallt vatten leder också till sämre sedimentering, på grund av att den lägre viskositeten gör att sedimenteringstakten minskar (Semadeni-Davies, 2004).

#### ***Snösmältning***

Snösmältningen kan till skillnad från sommarregn pågå under en längre tid, vilket leder till att dräneringsrören kan vara i full kapacitet i flera dagar och till och med veckor (Semadeni-Davies, 2004). Om det är tjäle i marken kan ytan som bidrar till avrinningen öka på grund av att den fördröjande infiltrationen till marken upphör helt. Snön i sin tur är ett vattenmagasin som kan ackumulera föroreningar under en längre tid och smältvattnet kan därför innehålla mycket höga halter även under en lång tid. Därför kan obehandlat smältvatten ha stor inverkan på lokala recipienters vattenkvalitet (Semadeni-Davies, 2004).

#### ***Salt***

Vägsaltning leder ofta till att snön längs trafikerade vägar är mycket förorenad, där föroreningsmängden ökar ju högre trafikerad vägen är (Semadeni-Davies, 2004). Då föroreningar och material samlas och ackumuleras i snötäcken leder det till att den första snösmältningen kan innehålla höga halter av lösliga föroreningar och också ha lågt pH (Oberts, 1994). Semadeni-Davies (2004) nämner ett flertal studier som visar att vägsaltet i sin tur kan leda till urlakning av metaller bundna till sedimenten.

Där man använder salt dominerar den kemiska skiktningen i dammen. Det innebär att saltvattnet, med lägre densitet, sjunker till botten, och då sötvatten från snön till kommer in till dammen lägger sig detta ovanpå saltvattnet. Skiktningen hämmar vertikal omrörning, luftning av bottenlagret och sänker också hastigheten på sedimenteringen (Oberts, 2003; citerad i Semadeni-Davies, 2004).

## 2.4 FÖRORENINGAR OCH DESS KÄLLOR

### 2.4.1 Näringsämnen

Följande beskrivningar av näringsämnenas toxicitet och deras källor är hämtade från en samling av olika studier sammanfattade av Larm & Pirard (2010).

*Fosfor och kväve* orsakar främst övergödning av sjöar och vattendrag och ett ökat tillskott av fosfor och/eller kväve orsakar algblomning, vilket kan ge upphov till syrebrist i vattnet och fosfor är ofta det tillväxtbegränsande näringsämnet i sjöar. Kväve är ofta det tillväxtbegränsande näringsämnet i hav, men kan även vara begränsande i mer eutrofa sjöar där en för stor tillförsel kan leda till ökad eutrofiering.

De huvudsakliga lokala källorna till utsläpp av *fosfor* kommer från trafiken, som till exempel från avgaser, fordons- och gatutvätt, erosion av vägbanor och sandning, men även från till exempel bräddat avloppsvatten, djurspillning, gödsling, skräp, förmultnande växtmaterial och atmosfäriskt nedfall. De huvudsakliga lokala källorna till utsläpp av *kväve* är bräddat avloppsvatten, trafikavgaser, atmosfäriskt nedfall, sandning, djurspillning och växtdelar.

### 2.4.2 Metaller

Det finns idag stora mängder metaller inbyggda i våra städer, framför allt i hus, broar, bilar och elektroniska apparater men även från till exempel färgämnen, läkemedel och bekämpningsmedel (Naturvårdsverket, 2002). Till en viss del sprids metaller till miljön från tak och andra beläggningsytor, men den största belastningen tros komma från trafiken, både från slitage inifrån bilarna och från slitage av vägarna (Naturvårdsverket, 2002). Metaller förekommer dock naturligt i sjöar och vattendrag i låga halter (Institutionen för miljöanalys, 2014). En del metaller, till exempel koppar, krom och zink, är vid låga halter essentiella för människor, växter och djur, vilket innebär att de är livsnödvändiga för organismen, men att organismen inte kan skapa ämnena själv (Institutionen för miljöanalys, 2014). Andra metaller, till exempel bly och kadmium, är inte essentiella för några djur eller växter. Metaller blir inte toxiska förrän halterna uppnår vissa nivåer, men dessa nivåer är olika för olika organismer och beror också på de naturliga bakgrundshalterna. Det är därför viktigt att ta hänsyn till bakgrundsvärdena när det avgörs vid vilka halter metaller börja bli toxiska (Landner & Reuther, 2004). Enbart bestämning av en totalkoncentration kan alltså inte göras för att avgöra en metalls ekotoxicitet, vilket beror på att det är förekomstformen som bestämmer metallens rörlighet, biotillgänglighet och toxicitet i miljön (Landner & Reuther, 2004). Eftersom metaller inte kan brytas ned av miljön är det viktigt att dessa avskiljs från den naturliga miljön, då en ansamling av metaller både kan utlösa akut toxicitet och innebära en långsiktig inverkan på grund av massackumulering (Semadeni-Davies, 2006).

*Arsenik (As)* är toxiskt både för människor och vattenlevande organismer och kan skapa skadliga långtidseffekter i vattenmiljön och för människor är arsenik toxiskt både vid inandning och förtäring (Länsstyrelsen, 2008). Arsenik fyller ingen funktion för växter, djur eller människor (Institutionen för miljöanalys, 2014). Då både vatten- och landlevande växter kan ta upp arsenik kan plantering och skörd av växter på ett område förorenat av arsenik vara ett effektivt sätt att minska arsenikhalten i miljön (Stockholms universitet, 2014).

*Bly (Pb)* är miljöfarligt och toxiskt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljö (Länsstyrelsen, 2008). För människor är bly mycket toxiskt och kan ge fosterskador och misstänks kunna orsaka cancer. Tidigare var förbränning av blyad

bensin den största källan till blyutsläpp (Naturvårdsverket, 2002), men idag är de huvudsakliga lokala källorna till bly infrastruktur, skorstenskragar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, asfalt, fordons- och gatutvätt och atmosfäriskt nedfall (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002).

*Kadmium (Cd)* är en av de mest toxiska metaller som används (Länsstyrelsen, 2008). Kadmium är inte essentiell (Institutionen för miljöanalys, 2014) och är mycket toxiskt för vattenlevande organismer och kan redan vid låg koncentration och kortvarig exponering orsaka hög dödlighet eller förgiftning av fisk och andra vattenorganismer (Länsstyrelsen, 2008). Bland människor kan kadmium lagras i kroppen och ge skador på njurarna. Trots restriktioner från 1980-talet finns fortfarande stora mängder kadmium i den bebyggda miljön (Naturvårdsverket, 2002). De huvudsakliga lokala källorna till kadmium är som förorening i zink, färgämnen, erosion av vägbanor, fordons- och gatutvätt, sandning, atmosfäriskt nedfall och korrosion (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002).

*Koppar (Cu)* är en essentiell metall i låga koncentrationer (Institutionen för miljöanalys, 2014), men kan i höga halter vara mycket toxiskt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (Länsstyrelsen, 2008). Redan vid låg koncentration och kortvarig exponering kan koppar orsaka hög dödlighet eller förgiftning av fisk och andra vattenlevande organismer. De huvudsakliga lokala källorna till koppar är korrosion av byggnadsmaterial (framför allt takplåt, stuprör och hängrännor), däck, bromsbelägg, fordons- och gatutvätt, sandning och atmosfäriskt nedfall (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002). Kopparspridningen i miljön har framför allt ökat sedan koppar introducerades i bromsbelägg under 1980-talet (Naturvårdsverket, 2002).

*Krom(III) (Cr)* är en essentiell metall för människan medan krom(VI) är mycket toxisk för både människor och vattenlevande organismer (Länsstyrelsen, 2008). För människor kan krom(VI) ge lungcancer vid inandning och allergiska utslag vid kontakt. De huvudsakliga lokala källorna till krom är byggnader, däckslitage från dubbar, korrosion från bildelar och sandning, dock är utflödet av kadmium från rostfritt stål mycket begränsat (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002).

*Nickel (Ni)* kan ge allergi vid hudkontakt och misstänks även orsaka cancer (Länsstyrelsen, 2008). De huvudsakliga lokala källorna till nickel är förbränning av fossila bränslen, avfallsförbränning, rostfritt stål, bilkarosser, fordonstvätt, batterier, sandning och fasader (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002).

*Zink (Zn)* är liksom koppar en essentiell metall i låga koncentrationer (Institutionen för miljöanalys, 2014), men kan vara mycket toxiskt för vattenlevande organismer i höga koncentrationer och kan även orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (Länsstyrelsen, 2008). Zink kan för människor orsaka irritation vid inandning och hudkontakt, men kan även vid förtäring ge illamående, feber och cirkulationsrubbingar. De huvudsakliga lokala källorna till zink är korrosion av byggnadsmaterial (framför allt takplåt, stuprör och hängrännor), bilkarosser, bromsbelägg, däck, erosion av vägbanor, fordons- och gatutvätt, sandning och atmosfäriskt nedfall (Larm & Pirard, 2010; Naturvårdsverket, 2002). Trafiken är ansvarig för ungefär hälften av dagens zinkutsläpp (Naturvårdsverket, 2002).

### **2.4.3 Suspenderat material**

Suspenderat material är det lösta material i vattnet som har en partikeldiameter större än 0,45 µm och är ett mått på de organiska och oorganiska partiklar som kan sedimentera (Göta älv

vattenvårdsförbund, 2014). Suspenderat material kan medföra en ökad grumlighet och ändrade ljusförhållande i sjöar och vattendrag (Larm & Pirard, 2010). Detta kan leda till förstörelse av levnadsplatser och ökad dödlighet bland många djurarter. Föroreningar är ofta knutna till de mindre fraktionerna av det suspenderade materialet i varierande grad (Larm & Pirard, 2010).

De huvudsakliga lokala källorna till utsläpp av suspenderat material är erosion av vägbanor och däck och fordons- och gatutvätt (Larm & Pirard, 2010).

## 2.5 RIKTLINJER VID UTVÄRDERING AV DAGVATTENDAMMAR

Det finns inga nationellt fastslagna riktlinjer för föroreningar i dagvatten och bedömningarna för dagvattnets kvalitet görs från fall till fall med hjälp av referensvärden och utifrån analyser av recipientens känslighet (Jacobs m.fl., 2009). Två typer av riktvärden som kan användas, och har använts vid tidigare provtagningar i Lidingös dagvattendammar, är Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag och Regionplane- och trafikkontorets underlag till förslag till riktlinjer för dagvattenutsläpp.

### 2.5.1 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag

Naturvårdsverket (2007) har tagit fram bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. De föroreningar som behandlas är bland andra näringsämnen, metaller och suspenderat material.

#### *Näringsämnen*

Koncentrationen av näringsämnen i en sjö har stor påverkan på sjöns status. För att få ett bra underlag för klassificering rekommenderas att provtagningar görs minst fyra gånger per år, men helst oftare. Det är även bra om beräkningarna görs på treårsperioder för att utjämna årsvariationerna.

Såväl nationellt som internationellt anses en halt över 25-30 µg tot-P/l motsvara en trofinivå där sjön befinner sig i ett eutrofierat stadie. Dessa nivåer kan både vara naturliga och till följd av mänsklig aktivitet.

#### *Metaller*

För bedömning av vattenkvaliteten med avseende på metaller gäller att vattenkvaliteten ska motsvara opåverkade förhållanden, det vill säga den naturliga bakgrundskoncentrationen i vattenförekomsten, för att få klassas som hög status. Opåverkade förhållanden motsvarar de som rådde innan kemikalier började användas i större utsträckning då jordbruket effektiviserades efter industriella revolutionen. Den naturliga halten kan mätas i utsläppspunkter som är opåverkade av lokala utsläpp och om inga sådana finns kan bedömningen göras med hjälp av schablonvärden.

Uppskattade bakgrundshalter för metaller i Sverige (Naturvårdsverket, 1999) kan ses i tabell 1.

**Tabell 1.** Uppskattade bakgrundshalter för metaller i Sverige (Naturvårdsverket, 1999).

	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	V	Zn
<b>Mindre vattendrag (ug/l)</b>	0,06	0,02	0,002	0,03	0,3	0,1	0,3	0,06	1
<b>Sjöar (ug/l)</b>	0,2	0,05	0,005	0,03	0,3	0,05	0,2	0,1	1
<b>Sediment (mg/kg TS)</b>	8	5	0,3	15	15	15	10	20	100

### **Siktdjup**

Mätning av siktdjup ger ett mått på vattnets optiska egenskaper och dess innehåll av olika former av organiskt material. Siktdjupsmätningar ger på ett enkelt sätt en karaktärisering av ett vattens transparens. Vattnets genomskinlighet bestäms dels av egenfärg, främst lösta humusämnen, dels av suspenderat material som växtplankton och i speciella fall av oorganiskt partikulärt material. Siktdjupet minskar generellt främst beroende på vattenfärgen, men kan också bero av ökad andel växtplankton vid hög näringspåverkan. Siktdjupet kan användas till exempel för att bedöma det största djup där bottenlevande växter och växtplankton kan leva. Helst ska tre års medelvärden användas för referensberäkningar.

### **2.5.2 Regionplane- och trafikkontorets underlag till riktlinjer för dagvattenutsläpp**

Eftersom dagvattnet har en annan sammansättning än ytvatten är Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag inte direkt överförbara till dagvatten (Jacobs m.fl., 2009). Som vägledning för kommuner i Stockholmsregionen har Regionplane- och trafikkontoret tagit från ett underlag för rekommenderade riktlinjer för dagvattenutsläpp (Jacobs m.fl., 2009). Riktlinjerna är dock inte rättsligt bindande och där det finns tillgängligt rekommenderas hellre platsspecifika riktvärden.

Riktlinjerna är satta som årsmedelhalter eftersom detta bedöms kunna sättas med ”skälig säkerhet” (Jacobs m.fl., 2009). Dessa årsmedelhalter är ofta bestämda genom beräkningar med olika modelleringsverktyg eller mätta med flödesproportionell provtagning (Jacobs m.fl., 2009). Stickprover kan därför inte användas för att bedöma ett dagvattenutsläpp (Jacobs m.fl., 2009).

Recipientens egenskaper, känslighet och tidigare belastningar avgör hur allvarlig belastningen från ett dagvattenutsläpp kommer att bli (Jacobs m.fl., 2009). Riktvärdena är satta utifrån de föroreningshalter som förväntas förekomma i dagvatten från mindre förorenade markanvändningar, som skogsmark, ängsmark, och normala villaområden, eftersom dagvatten från dessa områden inte anses behöva rening. Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer för dagvattenutsläpp kan ses i tabell 2.

**Tabell 2.** Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer för dagvattenutsläpp (Jacobs m.fl., 1999).

<b>N-tot (mg/l)</b>	<b>P-tot (mg/l)</b>	<b>Cr (µg/l)</b>	<b>Cu (µg/l)</b>	<b>Ni (µg/l)</b>	<b>Pb (µg/l)</b>	<b>Zn (µg/l)</b>	<b>Susp. (mg/l)</b>
2,5	0,175	15	30	30	10	90	60



## 3 METOD

### 3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

#### 3.1.1 Stockby

Adress:	Snett nedanför Stockbyvägen 1
Anläggningsår:	2005
Bottenkonstruktion:	Öppen
Yta damm:	ca 1000 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 33 ha
Yta hårdgjorda ytor:	ca 5,8 ha
Recipient:	Stockbysjön
Avrinningsområdets karaktärisering:	Stockby industriområde
Yta damm / yta hårdgjorda ytor :	172 m <sup>2</sup> /ha

Stockbydammarna (Figur 3) består av två seriekopplade dammar där den första dammen är något mindre än den andra. Det finns ett inlopp till den första dammen, där vattnet leds via ett öppet dike genom en trumma in i dammen. I inloppet till den andra dammen finns en oljeavskiljare. Det finns även ett andra inlopp in till den andra dammen, dit ett litet dagvattenflöde leds från ett dräneringsrör. Efter den andra dammen leds vattnet över ett skibord ut i en våtmark, innan vattnet når Stockbysjön vilken är recipient till dammanläggningen. Stockbysjön leder sedan vidare till Kottlajön. Inom Stockbydammarnas avrinningsområde finns en hantverksby (i tidigare rapporter kallad Stockby industriområde), ett ridhus och bostadsområden. Dammarna tömdes på sediment år 2010 (Virkkala, 2014; pers. medd.).

Dammen hade vid undersökning i december 2013 tjocka syrefria sediment och vattnet i båda dammarna var mycket grumligt. Runt dammarna växte nate och vass. Vattnet i Stockbysjön var däremot klart och det växte också näckros i sjön.



**Figur 3.** Stockbydammarna. Till vänster i bilden syns den första dammen och till höger den andra. Längst upp till höger mynnar dammen ut i en våtmark. Foto: Carolina Gärdefors.

### 3.1.2 Södergarn

Adress:	Södergarnsvägen 181
Anläggningsår:	2004
Bottenkonstruktion:	Duk
Yta damm:	ca 700 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 6,9 ha
Yta hårdgjorda ytor:	ca 0,2 ha
Recipient:	Askrikefjärden
Avrinningsområdets karaktärisering:	Södergarnstippen
Yta damm / yta hårdgjorda ytor:	3500 m <sup>2</sup> /ha

Dammanläggningen i Södergarn (Figur 4) är en kombinerad lak- och dagvattendammanläggning och består av tre stycken dammar av ungefär samma storlek. Det finns två inlopp till den första dammen. Ett leder in lakvatten från Södergarnstippen via ett ledningsrör och det andra leder in dagvatten från ett närliggande bostadsområde via ett öppet dike. Vattnet leds mellan dammarna via stenbelagda bäckar, som kan ses i mitten på figur 4, vilket kan tänkas öka syresättningen till vattnet. Vattnet leds sedan ut i Askrikefjärden via ett ledningsrör.

Vattnet i dammarna var vid undersökning i december 2013 grumligt, vilket skulle kunna bero på uppvirvlat sediment men mer troligt på humus (Karlson, 2014; pers. medd.). Det växte inga vattenväxter i dammarna, men däremot bredkaveldun och säv vid dammkanterna. Bredvid dammanläggningen växer en vacker bokskog.



**Figur 4.** Södergarnsdammarna. I bild syns den andra dammen och det stenklädda diken vilket leder vattnet mellan dammarna. Foto: Carolina Gårdefors.

### 3.1.3 Tyktorp

Adress:	Mitt emot Tyktorpsvägen 4
Anläggningsår:	2009
Bottenkonstruktion:	Duk
Yta damm:	ca 850 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 270 ha
Yta hårdgjorda ytor:	ca 12 ha
Recipient:	Lilla Värtan
Avrinningsområdets karaktärisering:	Bostadsområden, golfbana
Yta damm / yta hårdgjorda ytor:	71 m <sup>2</sup> /ha



Tyktorpsdammen (Figur 5) består av en enskild damm, från vilken vattnet leds vidare genom ett cirka 500 meter långt dike ut till recipienten Lilla Värtan. Dagvattnet leds in i dammen från två håll. Båda tar emot dagvatten från närliggande bostadsområden via ledningsrör, varav den ena dessutom tar emot vatten från den närliggande golfbanan. Vid kanten av dammen är mark avsatt för djurhållning, troligtvis för hästar eller får (Virkkala, 2014; pers. medd.).

**Figur 5.** Tyktorpsdammen. Upp till vänster i bilden leds vattnet vidare genom ett dike. Foto: Carolina Gårdefors.

Vattnet i Tyktorpsdammen verkade vid undersökning i december 2013 inte näringsrikt (Karlsson, 2014; pers. medd.). I dammen växte andmat, bredkaveldun, säv, näva, nate och krusskräppa.

### 3.1.4 Kyttinge

Adress:	Trolldalsvägen 1
Anläggningsår:	2007
Bottenkonstruktion:	Duk (plast)
Yta damm:	ca 1500 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 36 ha
Recipient:	Stora Värtan
Avrinningsområdets karaktärisering:	Kyttingetippen

Dammanläggningen i Kyttinge (Figur 6) är en kombinerad lak- och dagvattendamm och består av fyra seriekopplade dammar av varierande storlekar. Dammanläggningen är anlagd i en backe där den högst liggande och första dammen är störst. Dammarna minskar sedan i storlek ju längre ned de ligger i backen. Vattnet leds genom dammarna i ett slingrande omlopp och leds ut i Stora Värtan via ett öppet dike. Dammarna i Kyttinge tar främst emot

lakvatten från Kyttingetippen, men tar även emot dagvatten från ett närliggande bostadsområde. Lakvatten från tippen leds in via ett ledningsrör.



Vattnet vid Kyttingedammen verkade vid besök i december 2013 näringsfattigt (Karlsson, 2014; pers. medd.). Inloppet fyller en oljeavskiljarfunktion in till första dammen. Det fanns väldigt lite sediment i dammanläggningarna. Runt dammarna växte bladvass, nate och bredkaveldun men däremot växte det inga växter i dammen.

**Figur 6.** Kyttingedammarna. På bild syns den andra dammen. Vattnet leds ner över kullen mot vattnet, rakt fram i bilden. Foto: Carolina Gårdefors.

### 3.1.5 Gåshaga

Adress:	Musselvägen 17-19
Anläggningsår:	2010
Bottenkonstruktion:	Duk
Yta damm:	ca 1300 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 137 ha (delar av området går direkt ut i recipienten)
Yta hårdgjorda ytor:	ca 0,87 ha
Recipient:	Hustegafjärden
Avrinningsområdets karaktärisering:	Skogsområden, bostadsområden
Yta damm / yta hårdgjorda ytor:	1500 m <sup>2</sup> /ha

Dagvattendammen i Gåshaga (Figur 7) är den mest nybyggda av Lidingös dammanläggningar och är beläggen strax bredvid ett nybyggt bostadsområde. Gåshagadammen består av en enskild damm, vilken tar emot dagvatten från två inlopp, ett via ett öppet dike och ett via ledningsrör. Vattnet leds sedan via ett ledningsrör ut till Hustegafjärden, som är dammens recipient.

Vattnet i dammen var vid besök i december 2013 grumligt och vid dammkanten växte andmat och bredkaveldun. Vattnet i dammen var vid tillfället klart. På dammens östra och södra sida hade marken översvämmats, vilket hade lett till att flera av björkarna runt dammen hade dött (trädkanten i Figur 7).



**Figur 7.** Gåshagadammen. På övre kanten av dammen i bilden syns björkarna som dött till följd av översvämning. Foto: Carolina Gårdefors.

### 3.1.6 Brevik

Adress:	Snett nedanför Gåshagavägen 3
Anläggningsår:	2007
Bottenkonstruktion:	Tät sandbädd
Yta damm:	ca 70 m <sup>2</sup>
Yta avrinningsområde:	ca 132 ha
Yta hårdgjorda ytor:	ca 1,7 ha
Recipient:	Kottlasjön
Avrinningsområdets karaktärisering:	Grönområden, bostadsområden, Gåshagaleden
Yta damm / yta hårdgjorda ytor:	41 m <sup>2</sup> /ha

Brevikdammen är en gammal oljeavskiljare som har gjorts om till en dagvattendamm. Dammen består av en fördjupning i betong där en tät sandbädd med växtlighet täcker botten. Syftet med dammen är att vattnet ska infiltrera växtligheten och sandbädden och på så sätt renas innan det lagras i ett magasin under sandbädden. I nuläget har det mesta av den planerade växtligheten försvunnit och kvar finns bara en liten täcke av gräs i dammens botten.

Både inlopp och utlopp till dammen leds via ledningsrör. Vattnet leds efter dammen ut i Kottlasjön. Dammen är även planerad att fylla en funktion som bränningsmagasin, utifall det intilliggande pumphuset skulle bli överbelastat. Inget orenat vatten ska dock gå ut i Breviksdammen.

## 3.2 AVRINNINGSSOMRÅDEN

### 3.2.1 Lokala föroreningskällor inom avrinningsområdet

De lokala källorna till föroreningar inom avrinningsområdena kan påverka föroreningsbelastningarna till dagvattendammarna. Stockbydammarna präglas till exempel av det närliggande stallet och Södergarnsdammarna av den nedlagda hushållstippen.

### **Stall**

Stall, ridhus och rasthagar för hästar kan vara en bidragande orsak till att närliggande sjöar och vattendrag drabbas av övergödning. Hästar producerar stora mängder näringsämnen, till exempel producerar en ridskolehäst på cirka 450-500 kg med tre timmars dagligt arbete totalt ungefär 88 kg kväve, 15 kg fosfor och 97 kg kalium per år (Steineck m.fl., 2000). Rasthagarna som hästarna vistas i är sällan tillräckligt stora i förhållande till antalet hästar och marken blir lätt upptrampad och vegetationstäcket förstört. Marken kan då inte ta upp den växtnäring som hästarna ständigt producerar. Hästarna utfordras kontinuerligt med foder som är producerat utanför hagen, vilket leder till ytterligare ett tillskott av växtnäring som marken inte kan ta upp. Rasthagar blir därför ofta en källa till utlakningsförluster av kväve och fosfor som föroreningar omkringliggande vattendrag. För att undvika föroreningsspridning från hagar bör gödsel samlas upp och läggas på gödselhög. Ofta används containrar för uppsamling av hästgödsel från ridhus i stadsområden, som sedan ofta töms på en kommunal soptipp (Steineck m.fl., 2000).

### **Deponier**

Lakvatten från deponier är mycket komplexa att beskriva och bedöma då varje deponi är unik och förändras med tiden (Cerne m.fl., 2007). Om man bortser från rena industrideponier och moderna deponier, kan en deponi antas innehålla de flesta material som någon gång har använts i samhället, som till exempel tungmetaller, bekämpningsmedel, giftiga ämnen i byggmaterial, färger och plaster. Dessa ämnen som har använts, och som används än idag, återfinns i deponiernas lakvatten, om än ibland i låga halter. Även ämnen som varit tidigare varit förbjudna kan finnas kvar i lakvatten och kan komma att fortsätta att läcka ut från deponier under en lång tid framåt i tiden. Naturvårdsverket (1999) har tagit fram generella värden av olika föroreningar som kan återfinnas i lakvatten (Tabell 3).

**Tabell 3.** Generella värden av olika föroreningar som kan återfinnas i lakvatten (Naturvårdsverket, 1999).

<b>Parameter</b>	<b>Lakvatten</b>	<b>Medel i lakvatten</b>
N-tot (mg/l)	15-870	270
<b>Metaller</b>		
As (µg/l)	0-41	9
Cd (µg/l)	0-3	0,3
Cr (µg/l)	0-161	27
Cu (µg/l)	1,6-80	10
Hg (µg/l)	0-0,55	0,04
Pb (µg/l)	0-1,7	0,2

### **3.2.2 Förväntade föroreningsbelastningar**

I dagvattenplanen för Lidingö Stad beskrivs de förväntade föroreningsbelastningarna (Tabell 4) i kg/år från varje avrinningsområde (ARO) till recipient beräknat i StormTac (Dagvattenplan för Lidingö Stad, 2002). De fetmarkerade värdena markerar att åtgärder för att skydda recipienten har uppskattas som troligen nödvändiga.

**Tabell 4.** Förväntade föroreningsbelastningar beräknade med StormTac (Dagvattenplan för Lidingö Stad 2002).

ARO	Metaller [kg/år]						Näringsämnen [kg/år]		SS [kg/år]	
	Pb	Cd	Hg	Cu	Ni	Cr	Zn	P		N
Södergarn	0,07	0,006	0,002	0,40	0,07	0,03	1,2	3,8	52	1007
Stockby	1,1	0,029	0,009	2,50	0,44	0,87	14,6	21,7	170	<b>9301</b>

### 3.2.3 Recipienternas känslighet

I dagvattenplanen för Lidingö Stad klassas känsligheten hos recipienterna för de olika avrinningsområdena (Tabell 5) (Dagvattenplan för Lidingö Stad, 2004). Recipienterna klassas som mest, medel- eller minst känsliga. Information om recipienternas ekologiska och kemiska status har hämtats från VISS (VISS, 2014).

**Tabell 5.** Recipienternas status och klassade känslighet (VISS, 2014), (Dagvattenplan för Lidingö Stad, 2004).

	Recipient	Ekologisk status	Kemisk status	Klassning enligt dagvattenplan
<b>Stockby</b>	Stockbysjön	Ingen information	Ingen information	Mest känslig
<b>Södergarn</b>	Askrikefjärden	God ekologisk status 2021	God kemisk status 2015	Medelkänslig

## 3.3 BERÄKNING AV FÖRORENINGSMASSOR I VATTEN

### 3.3.1 Avrinning

Flödet uppskattades in till dammarna i Stockby och Södergarn genom uppskattningar av nederbördsdata och avrinningsområdets ystorlek och markanvändning. Med hjälp av en modell framtagen av avdelningen VA-teknik på Tyréns i Stockholm kunde avrinningsområdena till dammarna bestämmas och den reducerade arean inom varje avrinningsområde beräknas.

Modellen var uppbyggd i MikeUrban och ArcGIS, där detaljerade karteringar var gjorda över Lidingös dagvattennät och markanvändningar. Modellen beräknade de geografiska avrinningsområdena utifrån höjddata över Lidingö. Flödesriktningarna inom avrinningsområdena bestämdes dels med avseende på naturliga vattendelare, men tog också hänsyn till flödesriktningarna i dagvattennätet. På så sätt kunde avrinningsområdet till en viss punkt (damm eller ledningsbrunn) tas fram genom att flödestillskottet till punkten beräknades genom att "gå baklänges" i modellen, det vill säga att från den valda punkten beräknades vattentillkomsten från de närmsta avrinningsområdena. Därefter beräknades vattentillkomsterna in till dessa avrinningsområden och så upprepades beräkningarna ända till modellen nådde en flödesdelare. Modellen beräknade delområden, som sedan lades ihop under baklängesberäkningarna till det hela avrinningsområdet till just den valda punkten.

Alla byggnader och vägar var inlagda i modellen, vilken gjorde att arean av dessa lätt kunde beräknas. Alla delavrinningsområden var klassade i generell markanvändning i fyra olika

klasser: centrum, radhus, villa < 1000 m<sup>2</sup> och övrig markanvändning. Med hjälp av avrinningskoefficienterna (Tabell 6) kunde den reducerade arean beräknas för varje avrinningsområde. I modellen valdes alla avrinningsområden med till exempel klassningen centrum ut, varvid alla areor för till exempel väg inom centrumområde kunde multipliceras med avrinningskoefficienten för väg inom centrumområde. På så sätt valdes alla kombinationer av areor av vägar, byggnader och övrig mark inom de fyra olika markklassningarna ut och alla areor multiplicerades med respektive avrinningskoefficient för att beräkna alla reducerade areor inom avrinningsområdena. Då alla reducerade areor hade beräknats för väg, villa och övrigt inom varje delavrinningsområde summerades dessa till ett totalt värde för hela avrinningsområdet (Tabell 7).

**Tabell 6.** Avrinningskoefficienter (Hammarlund, 2014; pers. medd.).

	Centrum	Radhus	Villa < 1000 m <sup>2</sup>	Obebyggt
Byggnad	0,72	0,60	0,36	0,36
Gata/väg	0,80	0,80	0,60	0,40
Övrigt	0,40	0,20	0,10	0,05

**Tabell 7.** Den totala reducerade arean för avrinningsområdena i Stockby och Södergarn med avseende på de tre markanvändningarna och den totala reducerade arean.

	Total reducerad area			
	Byggnad (m <sup>2</sup> )	Väg (m <sup>2</sup> )	Övrigt (m <sup>2</sup> )	Totalt (m <sup>2</sup> )
Stockby	21745	18949	63255	103949
Södergarn	210	1218	4921	6349

### 3.3.2 Nederbördsmängd

Då Lidingö Stad saknar egna mätstationer över nederbörden användes data från SMHIs nederbördsstation för hela Stockholm (SMHI, 2014). Nederbörden antas därför vara samma för båda dammarna. Dygnsvärdena för hela provtagningsperioden (Bilaga A), det vill säga 10 januari till 31 mars, summerades till en total nederbördsmängd för hela perioden.

### 3.3.3 Flödesvolym i inkommande och utgående vatten

Den totala flödesvolymen in och ut ur dammarna beräknades genom att multiplicera den totala reducerade arean, se *avsnitt 3.3.1*, med den totala nederbördsmängden under provtagningsperioden, se *avsnitt 3.3.2*.

### 3.3.4 Föroreningsmassor i inkommande och utgående vatten

Från vattenprovtagningarna erhöles halterna av näringsämnen, metaller och suspenderat material i det inkommande och utgående vattnet. Dessa halter multiplicerades med volymen av vatten in och ut ur dammarna, vilket gavs av det beräknade flödet till dammarna. Detta gav massorna av föroreningarna i det inkommande och det utgående vattnet. Dessa värden jämfördes sedan med de beräknade avskilda föroreningsmassorna i sedimenten, se *avsnitt 3.4.2*.



### **3.4 BERÄKNING AV FÖRORENINGSMASSOR I SEDIMENT**

#### **3.4.1 Massa sedimenterat material**

Då sedimentfällorna togs upp uppskattades djupet på det nysedimenterade materialet på sedimentfällornas plattor. Sedimentation antogs ha skett genom hela dammarna, men olika mycket. Därför uppskattades ett medeldjup över dammen utifrån mängden sediment på de olika sedimentfällorna. Detta djup multiplicerades med dammarnas respektive areor för att uppskatta den totala volymen av det sedimenterade materialet.

Volymen multiplicerades sedan med densiteten för dammarnas sediment, vilket gav massan av sedimentet. Densiteten för dagvattendammars sediment har i tidigare studier i Stockholmsområdet visats ligga kring 700-800 kg/m<sup>3</sup> (Persson, 2010).

#### **3.4.2 Föroreningsmassor i sedimentet**

Proverna som togs av sedimenten från sedimentfällorna och sedimentpropparna skickades till laboratorium för analys av föroreningshalterna. Materialet från sedimentfällorna motsvarade teoretiskt det material som hade sedimenterat under examensarbetets tidsperiod och därför kunde jämföras mot vattenproverna tagna under samma tidsperiod. Sedimentets massa multiplicerades därefter med andelen torrsubstans i sedimenten. Andelen torrsubstans angavs i resultatet från analysen från det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB. Därefter kunde massan av varje enskild förorening beräknas genom att multiplicera andelen förorening i sedimentens torrsubstans, vilket också gavs av resultatet från analysen, med sedimentets massa.

### **3.5 VATTENPROVTAGNINGAR**

Stickprover av vattnet togs i inloppet och utloppet till Stockbys och Södergarns dammanläggningar vid tre tillfällen. Första vattenproverna togs samtidigt som sedimentfällorna sattes ut, den 10 januari 2014, den andra omgången vattenprover togs den 5 mars 2014 och de sista vattenproverna då sedimentfällorna togs upp, den 31 mars 2014.

#### **3.5.1 Föroreningshalter**

Vattenprover av näringsämnen, metaller och suspenderat material från provtagningsstillfället 10 januari 2014 skickades till det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB och prover från provtagningsstillfällena 5 och 31 mars 2014 skickades till det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB för analys. De näringsämnen som valdes ut för analys var totalkväve och totalfosfor och de metaller som analyserades var arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, molybden, nickel, bly, zink och vanadin.

Vid provtagningsstillfällena 5 och 31 mars togs både filtrerade och uppslutna prover av metallerna. De filtrerade proverna är ett mått på halten metallföreningar i löst form i provet. I de uppslutna proverna har de partikelbundna metallösningarna lösts upp och provet mäter både de lösa metallföreningarna och de som varit bundet till partiklar. Ju större andel som befinner sig som partikulärt bundet, desto mer av föroreningarna kan avskiljas ur vattnet då partiklarna sedimenterar. Den andel som befinner sig i löst form kan däremot riskera att sköljas med vattnet ur dammen vid ett kraftigt nederbördstillfälle.

### 3.5.2 Konduktivitet, pH, temperatur och siktdjup

Konduktiviteten, pH och temperaturen mättes i alla in- och utlopp, även i de mellan dammarna i dammanläggningarna. Siktdjupet mättes också vid utvalda platser där sedimentfällorna, se *avsnitt 3.6.1*, sattes ut.

Konduktiviteten är ett mått på salthalten i vattnet och höga halter kan indikera utsläpp av föroreningar, näringsrikedom eller påverkan av salter (Vattenriket, 2014a). Att mäta konduktiviteten i dagvattnet kan alltså ge en indikation på mängden föroreningar i vattnet. De ämnen som bidrar mest till ledningsförmågan är framför allt klorid, men även kalcium, kväve, magnesium, vanadin, kalium, sulfat, fosfor och vätekarbonat (Vattenriket, 2014a). För sötvatten ligger konduktiviteten ofta under 100 mS/m. Då konduktiviteten är högre än 40 mS/m börjar vattnet bli toxiskt för fiskelivet.

pH är ett mått på vattnets surhetsgrad (Vattenriket, 2014b). pH ligger normalt mellan 6-8 för naturliga sjöar och vattendrag. För dagvatten ligger pH normalt runt 7 (Karlsson, 2014; pers. medd.). Att mäta pH i dagvatten kan ge indikationer på dagvattnets potential att laka ur metaller ur sedimenten, då ett lågt pH gynnar metallutlakning. För lakvatten varierar pH med deponins innehåll, ålder och nedbrytningsgraden för organiskt material (Rydberg, 2014; pers. medd.)

Siktdjupet mättes med siktplatta och gav ett mått på mängden lösta partiklar i vattnet.

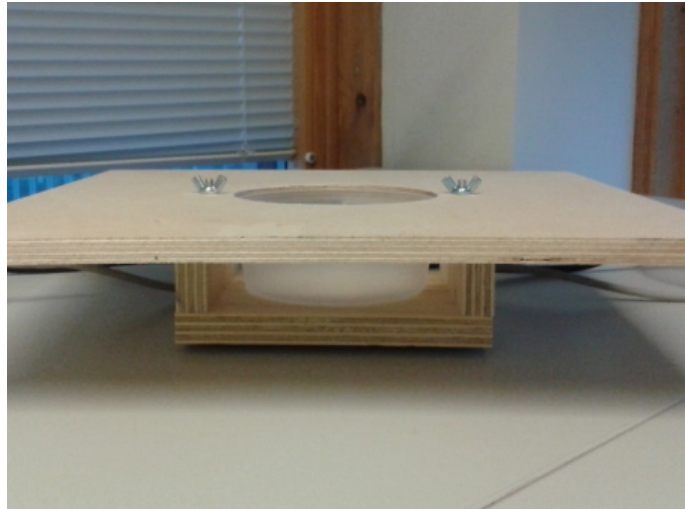
## 3.6 SEDIMENTPROVTAGNINGAR

### 3.6.1 Sedimentfällor

I examensarbetet undersöktes sedimentens tillväxt och föroreningsinnehåll. För att mäta mängden sedimenterat material under examensarbetets utsatta tid byggdes sedimentfällor som sattes ut i början av provtagningsperioden. Sedimentfällorna som användes under examensarbetet var baserade på den modell som Annika Persson tagit fram i sitt examensarbete från 2010 utifrån en design från Braskeruds "Manual for prøvetagning" (Persson, 2010). Sedimentfällorna bestod av en plastburk nedsatt i mitten av en platta av plywood (Figur 8). Både en plastburk och en platta användes (Figur 9), då tanken var att plastburken skulle minska risken att det material som sedimenterat virvlar upp i vattnet igen (Persson, 2010). Plastburken skulle alltså mäta den totala mängden av det material som sedimenterat under tiden då sedimentfällorna stod på botten. Det material som däremot sedimenterar till plattorna skulle tillåtas att virvla upp i vattnet igen. Skillnaden mellan det material i burken, det totala sedimenterade materialet, och det material på plattan, det som eventuellt har virvlat upp i vattnet igen, skulle visa hur stor andel av det sedimenterade materialet som stannade kvar på botten och inte återgick till vattnet och riskerade att sköljas ur (Persson, 2010). Burken som användes mätte 13 cm i diameter och plattan, som var gjord av plywood av furu, mätte 28 cm i längd och bredd. Då sedimentfällorna måste stå stadigt på botten gjordes en botten till fällorna vilken burken stod i. Plattan kunde sedan sättas på över burken som ett lock. Locket fästes till botten genom två skruvar som drogs åt med vingmuttrar, vilket gjorde att locket lätt kunde tas av och på, vilket underlättade vid montering.



**Figur 8.** Sedimentfälla. Sedimentfällan består av en platta i plywood, över en burk i plast, fäst till en gängstav. Foto: Carolina Gårdefors.



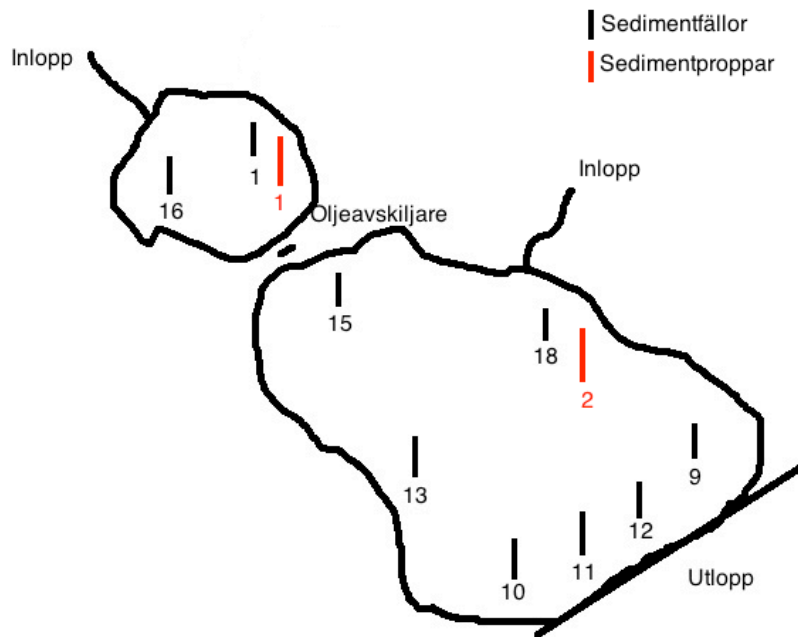
**Figur 9.** Sedimentfällans platta och botten, med plastburken inuti. Foto: Carolina Gårdefors.

### 3.6.2 Sedimentproppar

Vid slutet av provtagningsperioden, det vill säga då sedimentfällorna togs upp, togs även sedimentproppar av hela sedimentets profil. Sedimentpropparna togs med en sedimentpropptagare vilken består av en cylinder i plast som körs ner hela vägen genom sedimentet till dammens botten. Därefter sätts en gummiplopp i cylinderns övre ände, vilket bildar ett vaccum i cylindern som håller sedimentet på plats när cylindern tas upp.

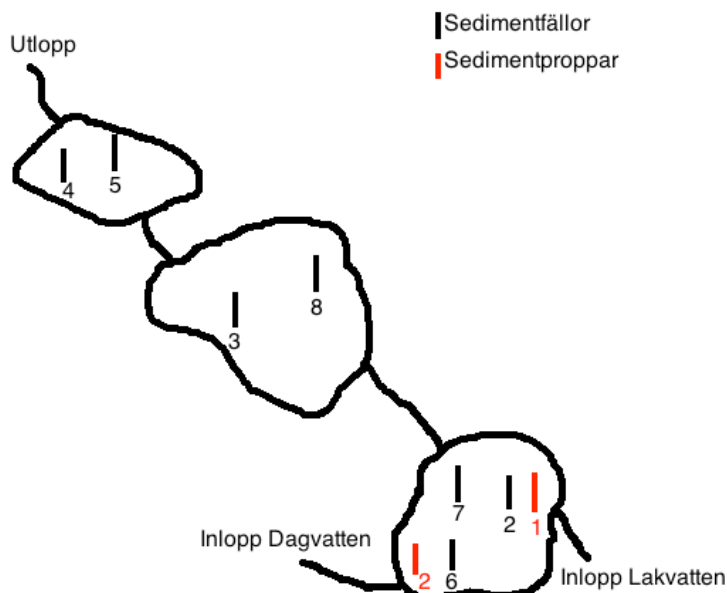
### 3.6.3 Utsättning av material

Sedimentfällorna sattes ut i dammarna i Stockby och Södergarn under fredagen den 10 januari 2014. I Stockby sattes nio sedimentfällor ut (Figur 10). Botten var vid tillfället täckt av svart och oljigt syrefritt sediment, cirka 50-70 cm djupt längs hela strandkanten ungefär en meter ut från stranden och det antogs att även sedimenten längre ut i dammarna såg ut på samma sätt (Karlsson, 2014; pers. medd.). På grund av det hala och lösa sedimenten kunde därför inte sedimentfällorna placeras längre ut än cirka en meter från strandkanten. Det var svårt att få sedimentfällorna på plats eftersom de gärna ville flyta upp. För att sätta fast sedimentfällorna ordentligt uppskattades först sedimentens djup genom att stakkäppen kördes ner genom sedimenten ända till botten. Det oljiga sedimentet lämnade tydliga märken på pinnen, vilken visade sedimentens djup. Fällans gängstav fästes därefter på stakkäppen med buntbanden så att sedimentfällans botten hamnade i höjd med var sedimentet på stakkäppen visade att sedimentet slutade, ungefär 40 cm från stakkäppens spets. Genom att fästa sedimentfällan högre upp på stakkäppen, såg stakkäppen till att hålla sedimentfällan stadigt på dammens botten, eftersom stakkäppens spets var nedkörd genom sedimenten hela vägen till dammens fasta botten. Sedimentfällorna stod då alltså på toppen av sedimenten.



**Figur 10.** Sedimentfällornas placering och sedimentpropparnas uttagspunkter i Stockbydamarna. Illustration: Carolina Gärdefors.

I Södergarn sattes sju sedimentfällor ut (Figur 11). Botten var hård och det var svårt att sätta fast sedimentfällorna eftersom de gärna ville flyta upp (Karlsson, 2014; pers. medd.). Med kraft kunde sedimentfällorna fästas på botten med hjälp av en stakkäpp på samma sätt som i Stockbydamarna. Eftersom botten var mycket hård, ungefär som cement (Karlsson, 2014; pers. medd.), var det svårt att uppskatta sedimentens djup, eftersom det var svårt att trycka ner stakkäppen ända till botten.



**Figur 11.** Sedimentfällornas placering och sedimentpropparnas uttagspunkter i Södergarnsdammarna. Illustration: Carolina Gärdefors.

Sedimentfällorna togs upp den 31 mars och det ansamlade sedimentet skickades till det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping för analys av föroreningsinnehåll avseende näringsämnen och metaller. De näringsämnen som undersöktes var kväve Kjeldahl och fosfor och de metaller som analyserades var arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, molybden, nickel, bly, zink och vanadin Även sedimentproppar togs och skickades till analys.

## **4 RESULTAT**

### **4.1 TIDIGARE PROVTAGNINGAR**

Resultaten från de tidigare undersökningarna av föroreningshalterna i Lidingös dagvattendammar sammanställdes (Bilaga B).

#### **4.1.1 Stockby**

Halterna av kväve och fosfor minskade efter passage genom dammarna mellan år 2009-2011, men ökade år 2012. Halten totalkväve förekom i måttlig till hög halt medan totalfosfor förekom i mycket hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Halterna understeg dock Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer för dagvatten. Halterna av metaller minskade efter passage genom dammarna med undantag från år 2012, då halterna av bly och zink var högre i utgående vatten. Halterna förekom i låga till måttligt höga, där zink och bly förekom i höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Halterna understeg däremot Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer, förutom zink som översteg år 2011. Halten av suspenderat material minskade efter passage genom dammarna, utom år 2012 då halterna ökade. Halten understeg dock Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer för samtliga år.

#### **4.1.2 Södergarn**

Halterna av kväve och fosfor minskade efter passage genom dammen, med undantag för år 2012 då halten totalkväve ökade efter dammen. Halterna bedömdes dock som mycket låga enligt Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer. Halten totalkväve översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer år 2012 medan halten totalfosfor understeg riktlinjerna för samtliga år. Halterna av metaller minskade efter passage genom dammen, dock var halterna av bly, koppar och zink högre i utgående vatten år 2012. Halterna bedömdes som låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och samtliga halter understeg riktlinjerna satta av Regionplane- och trafikkontoret. Halten av suspenderat material minskade efter passage genom dammen, utom år 2012 då halten var högre i utgående vatten. Halten översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer år 2012.

#### **4.1.3 Tyktorp**

Halterna av kväve och fosfor ändrades inte nämnvärt efter passage genom dammen, utom år 2012 då halten av totalfosfor var högre i utgående vatten. Halterna bedömdes som höga till mycket höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, men understeg däremot Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer. Halterna av metaller minskade efter passage genom dammen, utom koppar, zink och aluminium. År 2012 var även halterna av arsenik, bly, kobolt, krom och nickel högre i utgående vatten. Halterna motsvarade låga till höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, där koppar förekom i mycket höga halter. Halterna understeg dock Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer. Halterna av suspenderat material var högre i utgående vatten för samtliga år. Halterna understeg dock Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer.

#### **4.1.4 Kyttinge**

Halterna av kväve och fosfor minskade efter passage genom dammarna. Halten totalkväve motsvarade extremt hög halt och halten totalfosfor motsvarade måttligt hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Halten totalkväve översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer år 2012, medan totalfosfor understeg riktlinjerna. Halten av metaller

minskade efter passage genom dammarna, utom år 2012 då halten arsenik var högre i utgående vatten. Halterna var motsvarade låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och understeg även Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer. Halten suspenderat material minskade efter passage genom dammarna. Halterna var motsvarande låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och understeg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer.

#### **4.1.5 Gåshaga**

Halten av totalkväve ökade efter passage genom dammen medan halten av totalfosfor minskade. Halten totalkväve motsvarade hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder medan halten totalfosfor motsvarade mycket hög halt. Halterna understeg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer, även om halten totalkväve var nära riktlinjen år 2011. Halterna av metaller minskade efter passage genom dammarna, utom år 2012 då halterna av nickel och zink var högre i utgående vatten. Halterna motsvarade låga till höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, där koppar förekom i höga halter år 2010. Halterna understeg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer. Halten av suspenderat material minskade efter passage genom dammen och understeg även Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer.

#### **4.1.6 Brevik**

Halten kväve och fosfor ökade generellt efter passage genom dammen. Halten totalkväve motsvarade måttligt hög halt och halten totalfosfor motsvarade extremt hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Halterna understeg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer med undantag för år 2011, då halten totalfosfor låg nära riktlinjen. Halterna av metaller minskade efter passage genom dammen, utom aluminium, arsenik, koppar, krom, nickel och zink som ökade. Halterna var motsvarande låga, utom krom, koppar och zink som förekom i måttligt höga till höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Halterna understeg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer, utom år 2011 då halten av koppar motsvarade riktlinjen. Halten av suspenderat material ökade efter passage genom dammen. Halten översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer år 2009 och 2010, men understeg år 2012.

### **4.2 KOSTNADSUPPSKATTNINGAR FÖR STOCKBYDAMMARNAS**

Kostnaden som uppskattades för anläggning av Stockbydamarna baserades på en uppskattad siffra som tidigare använts i samband med Stockholms dagvattenpolicy på 300-400 kr/m<sup>3</sup> damm (Larm m.fl., 2002). Dock nämns även att kostnaden kan antas bli högre än så. Projekteringskostnaderna antogs kunna bli cirka 10-20% av anläggningskostnaden, men detta beror mycket på förutsättningar. Drift- och skötselkostnaderna uppskattades till ungefär 20 000 kr/år.

Stockbydamarna projekterades hålla en total volym av 1450 m<sup>3</sup> (Larm m.fl., 2002). Detta innebär en anläggningskostnad på 580 000 kr. Projekteringskostnaden skulle baserat på detta uppskattats till 116 000 kr. Drift- och skötselkostnaderna uppskattades till ungefär 20 000 kr/år, vilket innebär att om denna kostnad var rimlig, har den totala drift- och skötselkostnaden från dammens anläggning uppnått till 160 000 kr år 2014. Detta innebär att om kostnadsförslaget har följts skulle Stockby dammanläggning uppskattas ha kostat ca 856 000 kr från anläggningen år 2005 fram till år 2014.

Eftersom detta examensarbete sträcker sig över cirka en fjärdedel av året (10 januari till 31 mars) uppskattades en kvartalskostnad för Stockbydammarna. Budgetförslaget antogs ha följts, vilket betydde att Stockbydammarna fram till 2014 i så fall har kostat 856 000 kr. Anläggningskostnaderna för dammen var enligt budgetförslaget 696 000 kr. Om det antas att dagvattendammens levnadslängd ska vara minst 20 år så skulle dagvattendammen årligen kosta 34 800 kr. Till detta tillkommer en skötselkostnad på 20 000 kr/år, vilket betyder att den årliga kostnaden skulle vara 54 8000 kr/år. Enligt gjorda uppskattningar skulle kvartalskostnaden vara 13 700 kr.

## 4.3 FLÖDESVOLYM OCH SEDIMENTMASSA

### 4.3.1 Vattnets flödesvolym

Dagvattenflödena in till Stockbydammarna och Södergarnsdammarna beräknades genom att multiplicera nederbörds mängden med den reducerade arean för varje avrinningsområde (Tabell 8). De beräknade flödesvolymerna in till dammarna multiplicerades med föroreningshalterna som gavs av vattenproverna och gav massan av varje förorening i det inkommande och utgående vattnet.

**Tabell 8.** De beräknade volymerna in till dammarna beräknade från de totala reducerade areorna och den totala nederbörden.

	Stockby	Södergarn
Total reducerad area (m <sup>2</sup> )	103 949	6 349
Total nederbörd (m)	0,1133	0,1133
Total volym till damm (m <sup>3</sup> )	11 777,442	718,662
Total volym till damm (l)	11 777 422	718 662

### 4.3.1 Sedimentets massa

Sedimentets massa beräknades enligt *avsnitt 3.4.1* (Tabell 9). Sedimentets torra massa användes i senare beräkningar för att beräkna massorna av varje förorening i sedimentet.

**Tabell 9.** Sedimentets torra massa beräknat utifrån sedimentets våta massa och andelen torr substans.

	Stockby	Södergarn
Massa våt substans (kg)	2 250	1 575
Andel torr substans (%)	16,6	16,6
Massa torr substans (kg)	374	262

## 4.4 VATTENPROVTAGNINGAR STOCKBY

Vattnet i Stockbydammarna var under hela provtagningsperioden mycket grumligt (Figur 12) och siktdjupet var aldrig större än 10-20 cm i varken den första eller den andra dammen (Bilaga C). Flödet var litet vid alla tre tillfällen, dock lite högre vid provtillfället i januari än i mars. Dammarna var helt isfria vid alla tre tillfällen, och med tanke på den milda vintern är det troligt att anta att eventuella istäckan bara legat kvar under totalt ett fåtal dagar. Nederbörden har i jämförelse med tidigare år varit liten under provtagningsperioden.





**Figur 12.** Stockbydamarna (Damm 1) vid provtagningstillfället 5 mars 2014. Foto: Carolina Gårdefors.

#### **4.4.1 pH, temperatur och konduktivitet**

Vattnets pH, temperatur och konduktivitet mättes under tre tillfällen i Stockbydamarna (Bilaga C). pH-värdet låg runt 7, vilket är normal för dagvatten, vid alla provtillfällen med undantag från det utgående vattnet på den vänstra sidan vilket vid tillfället den 31 mars låg på 8,6. Temperaturen ökade inte oväntat från januari till mars. Konduktiviteten varierade mycket mellan provtillfällena och provplatserna med generellt sett något högre värden i mars jämfört med januari.

#### **4.4.2 Siktdjup**

Siktdjupet togs i dammarna vid det första provtagningstillfället, då sedimentfällorna sattes ut, och under det sista provtagningstillfället, då sedimentfällorna togs upp (Bilaga C). Siktdjupet var mycket litet. Inkommande vatten var vid tillfället den 10 januari gråbrunt och färgen förändrades inte nämnvärt fram till provtagningarnas slut i mars.

#### **4.4.3 Föroreningshalter**

Under provtagningstillfället i januari hade de flesta föroreningar halter som var högre i utgående vatten än i inkommande (Tabell 10). Antalet föroreningar som hade högre halter i utgående vatten minskade framåt mars. Halterna av suspenderat material var dock alltid högre i utgående vatten. I jämförelse med Naturvårdsverkets bakgrundsvärden för sjöar och vattendrag (Tabell 1) visades att halterna av samtliga metaller låg över bakgrundsvärdena både med avseende på sjöar och vattendrag. De fullständiga resultaten kan ses i Bilaga D.

**Tabell 10.** Halterna av föroreningar i inkommande och utgående dagvatten i Stockbydamarna. De fetmarkerade värdena visar där halterna var högre i utgående än inkommande vatten och de gråmarkerade värdena visar där halterna översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer.

	2014-01-10		2014-03-05		2014-03-31	
	Ink DV	Utg DV	Ink DV	Utg DV	Ink DV	Utg DV
Suspenderat material (mg/l)	40,6	<b>118</b>	2,8	<b>11</b>	3,7	<b>5,8</b>
Kväve (mg/l)	0,1	<b>0,2</b>	1,3	1,2	1,4	0,03
Fosfor (mg/l)	0,8	0,6	0,2	0,08	0,04	<b>0,7</b>
Arsenik (µg/l)	2	2	0,6	<b>0,7</b>	0,5	0,5
Bly (µg/l)	7,7	<b>18,8</b>	0,9	<b>1,8</b>	0,6	<b>0,9</b>
Kadmium (µg/l)	0,05	<b>0,1</b>	0,1	0,1	0,1	0,1
Kobolt (µg/l)	1,8	<b>4,5</b>	1	1	1	1
Koppar (µg/l)	17,6	<b>34,2</b>	8,2	<b>8,8</b>	9,4	7,5
Krom (µg/l)	8,7	<b>33,9</b>	1	<b>1,3</b>	1	1
Nickel (µg/l)	5,1	<b>13</b>	1,9	<b>2</b>	2,1	1,9
Vanadin (µg/l)	10	<b>21,6</b>	1,1	<b>1,9</b>	0,9	<b>1,2</b>
Zink (µg/l)	89,7	<b>153</b>	29	<b>55</b>	46	20

#### 4.4.4 Föroreningsmassor

Massorna av föroreningar beräknades i det inkommande och utgående vattnet (Tabell 11) genom att flödet in till damarna multiplicerades med halterna i Tabell 10. Vid beräkningarna användes medelvärdet av föroreningshalterna för de tre provtagningstillfällena.

**Tabell 11.** Mängder i inkommande och utgående vatten.

	Inkommande (kg)	Utgående (kg)
Suspenderat material	180 000	530 000
Kväve	11 000	5 500
Fosfor	4 010	5 300
Arsenik	12	12
Bly	36	85
Kadmium	1	1,3
Kobolt	15	26
Koppar	140	200
Krom	42	140
Nickel	36	66
Vanadin	47	97
Zink	650	900

Vid tillfällena 5 och 31 mars togs filtrerade och uppslutna prover av metallerna. I Stockbydamarna befann sig arsenik (Figur 11), koppar, nickel, vanadin och zink till stor andel i löst form, medan bly (Figur 12), kadmium, kobolt och krom till liten del i befann sig i löst form.

#### 4.5 VATTENPROVTAGNINGAR SÖDERGARN

Vattnet var vid provtagningstillfället den 10 januari 2014 brunaktigt i den första dammen, men var vid provtagningstillfället 5 mars klart rödbrunaktigt (Figur 13). Vattnet i de två

efterföljande dammarna var beige-färgat. Flödet var litet under hela provtagningsperioden, dock minst vid de båda provtagningsstillfällena i mars. Vid provtagningen den 31 mars var flödet så litet i det inkommande vattnet från laktippen att pH, temperatur och konduktivitet inte kunde mätas. Röret från laktippen var täckt av ett rödaktigt slam (Figur 14) och diket som ledde vidare vattnet till dammen var också starkt rödfärgat.



**Figur 13.** Södergarnsdammarna (Damm 1) vid provtagningsstillfället 5 mars 2014. Foto: Carolina Gårdefors.



**Figur 14.** Inkommande lakvatten till Södergarnsdammarna (Damm 1). Foto: Carolina Gårdefors.

#### 4.5.1 pH, temperatur och konduktivitet

Vattnets pH, temperatur och konduktivitet mättes vid tre tillfällen (Bilaga C). pH-värdet låg runt 7, vilket är normalt för dagvatten, för samtliga provtagningstillfällen och -platser. Temperaturen var högre i inkommande lakvatten än inkommande dagvatten på grund av att lakvattnet leds in via ett rör direkt från marken. Konduktiviteten varierar mellan både provplats och tillfälle, men visar generellt tendenser av att vara högst i januari för att sedan minska. Konduktiviteten i inkommande lakvatten var den 5 mars betydligt högre än vid de andra tillfällena. Detta kunde bero på att flödet då var mycket litet. Flödet av inkommande lakvatten var under tillfället den 31 mars så litet att inga mätningar kunde göras.

#### 4.5.2 Siktdjup

Siktdjupet mättes i Södergarnsdammarna vid tillfället 10 januari, då sedimentfällorna sattes ut (Bilaga C). Siktdjupet var 30 cm vid sedimentfälla 2 (Damm 1, närmast inloppet av lakvatten) medan siktdjupet i resten av dammarna uppnådde ungefär 40 cm.

#### 4.5.3 Föroreningshalter

Halterna av suspenderat material var liksom i Stockbydammarna högre i utgående vatten än i inkommande (Tabell 12). Halterna av metaller var inte högre i utgående vatten till lika stor grad som i Stockby, även om en del metaller vid en del tillfällen var högre i det utgående vattnet. I jämförelse med bakgrundshalterna för sjöar och vattendrag (Tabell 1) visades att halterna av samtliga metaller var högre än bakgrundsvärdena, utom arsenik med avseende på bakgrundsvärden för sjöar. Med avseende på bakgrundsvärden för vattendrag låg samtliga metaller över bakgrundsvärdena. De fullständiga resultaten kan ses i Bilaga D.

**Tabell 12.** Halterna av föroreningar i inkommande och utgående dagvatten i Södergarnsdammarna. De fetmarkerade värdena visar där halterna var högre i utgående än inkommande vatten och de gråmarkerade värdena visar där halterna översteg Regionplane- och trafikkontorets riktlinjer.

	2014-01-10		2014-03-05		2014-03-31	
	Ink DV	Utg DV	Ink DV	Utg DV	Ink DV	Utg DV
Suspenderat material (mg/l)	7,9	<b>9,7</b>	11	<b>14</b>	2,9	<b>5,1</b>
Kväve (mg/l)	0,04	<b>0,05</b>	1	<b>2,5</b>	1,1	<b>2,4</b>
Fosfor (mg/l)	1,4	<b>4</b>	0,04	<b>0,05</b>	0,2	0,03
Arsenik (µg/l)	1	<b>2</b>	1,8	0,8	0,5	<b>0,6</b>
Bly (µg/l)	1,5	1	0,5	<b>0,9</b>	0,7	<b>0,8</b>
Kadmium (µg/l)	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
Kobolt (µg/l)	0,5	<b>0,7</b>	2,3	1	1	1
Koppar (µg/l)	4,4	3,9	1,8	<b>5</b>	4,1	<b>4,2</b>
Krom (µg/l)	2,8	<b>4,5</b>	2,4	1,9	1,3	<b>1,8</b>
Nickel (µg/l)	2,9	<b>4,1</b>	1,6	<b>2,1</b>	2,4	2,2
Vanadin (µg/l)	2,4	2,3	3,6	2,1	1,2	<b>1,8</b>
Zink (µg/l)	15,1	8	5	<b>7,5</b>	7,3	6,5

Halterna av enbart metaller undersöktes i inkommande lakvatten (Tabell 13), eftersom det ansågs rimligt att lakvatteninloppet inte bidrar till några näringsämnen eller suspenderat material. Då lakvatteninloppet tar emot vatten från en nerlagd hushållstipp ansågs det intressant av veta hur lakvattentippen bidrog till föroreningshalterna i dagvattendammen. Då det inkommande flödet från lakvattentippen var betydligt mindre än flödet från dagvattnet antogs lakvattentippen inte bidra med betydande mängd föroreningar till dammarna. Halterna

motsvarade låga enligt medelvärdet för metallhalter i lakvatten (Tabell 6), utom bly som motsvarade medel till höga halter.

**Tabell 13.** Halterna av föroreningar i inkommande lakvatten och utgående dagvatten i Södergarnsdammarna. De fetmarkerade värdena visar där halterna var högre i utgående än inkommande vatten.

	2014-01-10		2014-03-05		2014-03-31	
	Ink LV	Utg DV	Ink LV	Utg DV	Ink LV	Utg DV
Arsenik (µg/l)	2	2	0,7	<b>0,8</b>	1,4	0,6
Bly (µg/l)	0,5	<b>1</b>	0,7	<b>0,9</b>	0,5	<b>0,8</b>
Kadmium (µg/l)	0,5	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
Kobolt (µg/l)	1,8	0,7	1	1	2	1
Koppar (µg/l)	1	<b>3,9</b>	4,7	<b>5</b>	1,7	<b>4,2</b>
Krom (µg/l)	3,2	<b>4,5</b>	1,2	<b>1,9</b>	2	1,8
Nickel (µg/l)	1,3	<b>4,1</b>	1,8	<b>2,1</b>	1,4	<b>2,2</b>
Vanadin (µg/l)	2,9	2,3	1,2	<b>2,1</b>	3	1,8
Zink (µg/l)	4	<b>8</b>	8,4	7,5	5	<b>6,5</b>

#### 4.5.4 Föroreningsmassor

Massorna av föroreningarna i inkommande och utgående vatten beräknades genom att multiplicera halterna i det inkommande och utgående vattnet med det beräknade flödet till Södergarnsdammarna (Tabell 14). För halterna av metaller i inkommande vattnet togs ett medelvärde av halterna i det inkommande dagvattnet och det inkommande lakvattnet, eftersom de beräknade vattenflödena in till Södergarnsdammarna antogs innefattade båda inloppen. Detta speciellt då dagvattendiket och tippen upptar mycket liten del av det totala avrinningsområdet.

**Tabell 14.** Mängder i inkommande och utgående vatten.

	Inkommande (kg)	Utgående (kg)
Suspenderat material	5 200	6 900
Kväve	510	1 200
Fosfor	390	970
Arsenik	0,9	0,8
Bly	0,6	0,6
Kadmium	0,1	0,05
Kobolt	1,1	0,6
Koppar	2,1	3,1
Krom	1,5	2
Nickel	1,4	2
Vanadin	1,7	1,5
Zink	5,7	5,3

Även i Södergarnsdammarna togs både filtrerade och uppslutna prover vid provtagningstillfällena 5 och 31 mars. Halterna av arsenik, koppar, krom, nickel, vanadin och zink förekom till stor andel i löst form, medan bly, kadmium och kobolt förekom till liten andel i löst form. Detta visar liknande resultat som i Stockbydamarna, med undantag att krom förekom till liten andel löst form i Stockbydamarna.

#### 4.6 SEDIMENTPROVTAGNINGAR STOCKBY

Vid det sista provtagningstillfället den 31 mars 2014 togs sedimentfällorna upp och det sediment som ansamlats på plattorna och i burkarna samlades ihop och skickades för analys till Eurofins Environment Sweden Ab. Sedimenten från de två sedimentfällorna (1 och 16) i den första dammen samlades till ett gemensamt prov. I den andra dammen slogs sedimenten från de tre sedimentfällorna närmast inloppet (13, 15 och 18) ihop till ett prov och sedimenten från de fyra sedimentfällorna närmast utloppet (9, 10, 11 och 12) slogs samman till ett prov. De fullständiga resultaten kan ses i Bilaga E.

Mängden sediment på sedimentfällorna varierade, med den största mängden på höger sida i vattnets flödesriktning. Många fällor hade sjunkit ned i botten och man kunde på vissa fällor se en skillnad mellan det svarta bottensedimentet och det bruna, nyansamlade sedimentet (Karlsson 2014, pers. medd.) (Figur 15). Så gott som möjligt användes bara det bruna sedimentet till analys.



**Figur 15.** Sedimentfälla upptagen ur Stockbydamarna. Foto: Magnus Karlsson.



Vid samma provtagningstillfälle togs även sedimentproppar. Två sedimentproppar togs i den första dammen, en från 0-15 cm djup och en från 15 cm djup och neråt (Figur 16). I den andra dammen togs även där två sedimentproppar, en från 0-10 cm djup och en från 10 cm och neråt.

**Figur 16.** Sedimentpropp upptagen ur Stockbydamarna. Foto: Magnus Karlsson.

#### 4.6.1 Föroreningshalter

Halterna av föroreningar i Stockbydammarernas sediment varierade mellan några enstaka mg/kg torrsubstans upp till över ett kg/kg torrsubstans (Tabell 15). Halterna av samtliga metaller är högre än Naturvårdsverkets bakgrundsvärden i sediment (Tabell 1).

**Tabell 15.** Halten av föroreningar i Stockbydammarernas sediment. De fetmarkerade värdena visar var halterna var högre än bakgrundsvärdena satta av Naturvårdsverket. De fyra första kolumnerna visar sedimentpropparna och de tre sista de sammanslagna proverna från sedimentfällorna.

	<b>Damm 1 0-15</b>	<b>Damm 1 15-</b>	<b>Damm 2 0-10</b>	<b>Damm 2 10-</b>	<b>Damm 1</b>	<b>Damm 2 ink</b>	<b>Damm 2 utg</b>
Kväve Kjeldahl (mg/kg TS)	1400	500	1100	1100	910	790	1100
Fosfor (mg/kg TS)	1300	620	1000	1000	1500	1400	1500
Arsenik (mg/kg TS)	5,2	4,2	5,4	6	4,5	5,5	6,4
Bly (mg/kg TS)	<b>59</b>	<b>12</b>	<b>39</b>	<b>34</b>	<b>52</b>	<b>51</b>	<b>67</b>
Kadmium (mg/kg TS)	<b>0,5</b>	0,2	<b>0,8</b>	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>	<b>1,9</b>	<b>0,92</b>
Kobolt (mg/kg TS)	<b>13</b>	<b>7,3</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>20</b>
Koppar (mg/kg TS)	<b>98</b>	<b>16</b>	<b>62</b>	<b>41</b>	<b>81</b>	<b>94</b>	<b>130</b>
Krom (mg/kg TS)	<b>67</b>	<b>35</b>	<b>66</b>	<b>61</b>	<b>53</b>	<b>72</b>	<b>93</b>
Nickel (mg/kg TS)	<b>28</b>	<b>17</b>	<b>33</b>	<b>30</b>	<b>23</b>	<b>35</b>	<b>41</b>
Vanadin (mg/kg TS)	<b>81</b>	<b>38</b>	<b>71</b>	<b>66</b>	<b>73</b>	<b>100</b>	<b>150</b>
Zink (mg/kg TS)	<b>510</b>	91	<b>410</b>	<b>300</b>	<b>450</b>	<b>620</b>	<b>1000</b>

#### 4.6.2 Föroreningsmassor

Från beräkningar enligt *avsnitt 3.7.2* uppskattades de avskilda mängderna föroreningar i sedimenten (Tabell 16).

**Tabell 16.** De avskilda mängderna av föroreningarna i Stockbydammarna.

	Avskild mängd (kg)
Kväve Kjeldahl	350
Fosfor	550
Arsenik	2
Bly	21
Kadmium	0,4
Kobolt	6
Koppar	38
Krom	27
Nickel	12
Vanadin	40
Zink	260

#### 4.7 SEDIMENTPROVTAGNINGAR SÖDERGARN

Sedimentfällorna i Södergarn togs upp samma dag som de i Stockby. Liksom i Stockby togs bara det bruna sedimentet till analys. Till skillnad från Stockby slogs inga prov samman, utan sediment från fyra sedimentfällor analyserades separat. Analyser kunde inte göras för tre av sedimentfällorna på grund av för lite sediment. Det hade ansamlats mest sediment i den första dammen (Figur 17) och betydligt mindre i de efterföljande dammarna. Liksom i Stockby hade sedimentfällorna på vissa platser sjunkit ned i botten. Närmast utloppet i den första dammen var sedimentfällorna nästan helt täckta med död vegetation (Figur 18).



**Figur 17-18.** Sedimentfällor upptagna ur Södergarnsdammarna, till höger nära inloppet av dagvatten och till vänster nära inloppet av lakvatten. Foto: Magnus Karlsson.





Även två sedimentproppar togs, men då sedimenten i Södergarnsdammarna var mindre än i Stockbydammarna togs bara sedimentproppar från den första dammen, eftersom det ansågs att mängden sediment i övriga dammar var för litet. Den ena sedimentproppen (Figur 19) togs mellan 0-22 cm djup cirka en meter från diket vilket leder in dagvattnet till dammen och den andra togs mellan 0-45 cm djup cirka en meter från röret vilket leder in lakvattnet till dammen. De fullständiga resultaten kan ses i Bilaga E.

**Figur 19.** Sedimentpropp tagen ur Södergarnsdammarna. Foto: Magnus Karlsson.

#### **4.7.1 Föroreningshalter**

I Södergarnsdammarna hade sedimenten halter av metaller på ett tiotal mg/kg torrsubstans, medan halterna av kväve Kjeldahl och fosfor var upp till ett tiotal kg/kg torrsubstans (Tabell 17). Sedimentpropparna visade att delar av sedimenten hade halter under bakgrundsvärden satta av Naturvårdsverkets (Tabell 1). Sedimentfällorna visade däremot att de bruna sedimenten hade högre halter än de svarta. Resultaten från sedimentfällorna visade att bara halterna av arsenik och kobolt låg under bakgrundsvärdena, medan de andra låg över.

**Tabell 17.** Halterna av föroreningar i Södergarnsdammarna. De två första kolumnerna visar sedimentpropparna, en meter från dagvatteninloppet (DV) respektive en meter från lakvatteninloppet (LV), och de tre sista staplarna visar resultaten från sedimentfällorna.

	<b>Damm 1 DV, 0-22</b>	<b>Damm 1 LV 0-45</b>	<b>Damm Fälla 7</b>	<b>Damm Fälla 6</b>	<b>Damm Fälla 8</b>	<b>2</b>
Kväve Kjeldahl (mg/kg TS)	540	1200	720	1300	780	
Fosfor (mg/kg TS)	500	12000	1400	11000	1200	
Arsenik (mg/kg TS)	4,9	9	5,6	7,3	4	
Bly (mg/kg TS)	17	5,4	13	12	14	
Kadmium (mg/kg TS)	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	
Kobolt (mg/kg TS)	11	2,6	5,9	2,4	8	
Koppar (mg/kg TS)	22	12	19	17	28	
Krom (mg/kg TS)	49	13	27	21	31	
Nickel (mg/kg TS)	24	2,6	14	8,4	17	
Vanadin (mg/kg TS)	50	39	39	44	41	
Zink (mg/kg TS)	110	77	400	500	310	

#### 4.7.2 Föroreningsmassor

Beräkningarna av avskilda föroreningar i sedimentet enligt *avsnitt 3.7.2* visar att de avskilda föroreningarna varierar mellan något enstaka kg upp till några tusental kg, där framför allt näringsämnen avskiljs till flera tusen kg (Tabell 18). Inga beräknade kostnadseffektiviteter kunde göras för Södergarnsdammarna eftersom ingen information om kostnadsuppskattningar kunde hittas.

**Tabell 18.** Avskilda massor föroreningar i Södergarnsdammarna.

	<b>Avskild massa (kg)</b>
Kväve Kjeldahl	250
Fosfor	1 200,
Arsenik	1,5
Bly	3,4
Kadmium	0,08
Kobolt	1,4
Koppar	5,6
Krom	6,9
Nickel	3,4
Vanadin	11
Zink	110

#### 4.4 JÄMFÖRELSE MELLAN VATTENPROVER OCH SEDIMENTPROVER

Jämförelser gjordes mellan skillnaden i utgående och inkommande vatten och avskiljningen i sedimenten. Om dammarna renar vattnet från föroreningar genom sedimentation, som är den av de främsta reningsprocesserna i dagvattendammar, så borde teoretiskt mängden i utgående vatten vara mindre än i inkommande sett över lång tid, eftersom föroreningarna då har stannat kvar i dagvattendammen. På samma sätt borde teoretiskt mängderna i sedimenten motsvara mängden i skillnaden i det inkommande vattnet jämfört det utgående vattnet, eftersom den mängd som går in men inte kommer ut därmed borde ha stannat i dammen. Om mängderna av föroreningar är högre i sedimenten skulle det kunna betyda att mer föroreningar har kommit in i dammen och sedimenterat än vad vattenproverna har visat och om mängderna är mindre i sedimenten än vad skillnaden mellan vattenflödena visar skulle detta kunna innebära att en del av föroreningarna är kvar i vattnet och inte sedimenterar. Detta skulle innebära att den mängden riskerar att sköljas ur dammen vid ett stort flöde.

##### 4.4.1 Stockby

I Stockbydammarna visades stora skillnader mellan de mängderna som vattenproverna visade skulle ha avskilts i dammarna och de mängderna som återfanns i sedimenten (Tabell 19). Skillnaden var stora för alla föroreningar, men allra störst för näringsämnen och ett par av metallerna.

**Tabell 19.** Mängderna av föroreningar i inkommande och utgående vatten, skillnaden mellan inkommande och utgående vatten och mängderna av föroreningar i sedimenten. Minustecken framför värdet i skillnaderna mellan inkommande och utgående visar att mängderna var högre i utgående än inkommande vatten.

	<b>Inkommande</b>	<b>Utgående</b>	<b>Skillnad inkommande -utgående</b>	<b>Sediment</b>
Kväve	11 000	5 500	5 500	350
Fosfor	4 010	5 300	-1 290	550
Arsenik	12	12	0	2
Bly	36	85	-49	21
Kadmium	1	1,3	-0,3	0,4
Kobolt	15	26	-11	6
Koppar	140	200	-60	38
Krom	42	140	-98	27
Nickel	36	66	-30	12
Vanadin	47	97	-50	40
Zink	650	900	-250	260

##### 4.4.2 Södergarn

Mängderna av föroreningarna i det inkommande och utgående vattnet jämfördes mot mängderna i sedimenten (Tabell 20). Precis som för Stockbydammarna är det stora skillnader i inkommande mot utgående vatten och mängderna i sedimentet. Mängderna i sedimentet visar på stora avskiljningar medan mängderna som framkommer av skillnaden mellan inkommande och utgående vatten är liten.

**Tabell 20.** Mängderna av föroreningar i inkommande och utgående vatten, skillnaden mellan inkommande och utgående vatten och mängderna av föroreningar i sedimenten. Minustecken visar att mängderna var högre i utgående än inkommande vatten.

	<b>Inkommande</b>	<b>Utgående</b>	<b>Skillnad inkommande- utgående</b>	<b>Sediment</b>
Kväve	510	1 200	-690	250
Fosfor	390	970	-580	1 200
Arsenik	0,9	0,8	0,1	1,5
Bly	0,6	0,6	0	3,4
Kadmium	0,1	0,05	0,05	0,08
Kobolt	1,1	0,6	0,5	1,4
Koppar	2,1	3,1	-1	5,6
Krom	1,5	2	-0,5	6,9
Nickel	1,4	2	-0,6	3,4
Vanadin	1,7	1,5	0,2	11
Zink	5,7	5,3	0,4	110

#### **4.5 KOSTNADSEFFEKTIVITET**

Kostnadseffektiviteten beräknades för Stockbydamarna som investerad krona per volym inkommande vatten. Den uppskattade årliga kvartalskostnaden för Stockbydamarna beräknades enligt *avsnitt 4.2* till 13 700 kr. Den inkomna volymen vatten till Stockbydamarna under provtagningsperioden, vilken motsvarade ungefär ett kvartal, beräknades enligt *avsnitt 4.3.1* till 11 777 m<sup>3</sup>. Kostnadseffektiviteten för Stockbydamarna beräknat för ett årligt kvartal motsvarade cirka 1,16 kr/m<sup>3</sup> inkommande vatten.

## 5 DISKUSSION

### 5.1 TIDIGARE PROVTAGNINGAR

Tidigare provtagningar har gett väldigt varierande resultat, vilket till stor del beror på endast stickprover har tagits och vid bara ett tillfälle på året. Stickprover rekommenderas inte för undersökningar av dammars reningseffektivitet, eftersom de bara ger momentana värden som inte kan användas för att jämföra mot riktvärden. De generellt sett höga halterna av totalkväve och totalfosfor skulle dock kunna förklaras av att provtagningarna var gjorda på hösten. Då det inte fanns några växter att ta upp kvävet eller fosfor innebär det att dammarna under höst- och vintertid kunde riskera att bli en källa istället för en sänka av näringsämnen. Halterna av metallerna varierade mycket mellan dammarna och åren, men bland de ämnen som oftast var högre i utgående vatten än inkommande återfanns framför allt bly, koppar och zink. Halterna av suspenderat material var generellt sett höga i utgående vatten för Gåshagadammen och Breviksdammen under alla år, vilket skulle kunna bero på årstidsvariationer men också kunna vara ett tecken på att reningsfunktionen är nedsatt. I Stockbydammarna och Södergarnsdammarna har halterna av suspenderat material varit lägre i utgående vatten än i inkommande ända fram till år 2012, då halterna var högre i det utgående vattnet. Detta skulle kunna vara beroende på variationer i provtagningarna, men också kunna vara ett tecken på att reningsfunktionen är nedsatt, eventuellt på grund av att dammarna har fyllts med sediment och att den tillgängliga volymen har minskat och därmed gett en sämre reningsfunktion.

### 5.2 DAGVATTENFLÖDEN

Den utarbetade MikeUrban/ArcGIS-modellen som tagits fram av VA-avdelningen på Tyréns i Stockholm bedöms vara väl genomarbetad och ge en korrekt uppskattning av arean av de olika avrinningsområdena och markanvändningarna. Dagvattenflödena till dammarna bedöms ändå vara osäkra på grund av osäkra val av nederbörds mängder.

### 5.3 VATTENPROVER

#### 5.3.1 Funktion vintertid

Enligt problemformuleringen av examensarbetet skulle undersökningarna spegla vinterförhållanden i dammarna. Då vintern 2014 har varit betydligt mildare än tidigare år antas att resultaten inte kommer att visa på de egenskaper som är beskrivna i *avsnitt 2.3.2*. På grund av få dagar med temperaturer under noll och nästan obefintliga mängder snö och is antas att de situationer som kan uppstå i dagvattendammar vid dessa förhållanden, så som skiktning, syrebrist och höga saltkoncentrationer, sannolikt inte har inträffat under denna undersökningsperiod. Undersökningsperioden bedöms närmare likna vår- eller höstförhållanden. Dock kan man se vissa tendenser i Stockbydammarna att många föroreningar var högre i utgående vatten än i inkommande och att dessa tendenser är tydligast i januari för att sedan avta mot senare delen av mars. Detta skulle kunna visa indikationer på att reningsfunktionen då är sämre än vid varmare tidsperioder. Samma tendenser syns dock inte i Södergarnsdammarna.

### 5.3.2 Stockby

Resultaten från Stockbydammarna visar att halterna av suspenderat material är högre i utgående vatten än i inkommande. Detta visar att det kan finnas risk för att dammarnas reningsförmåga inte är optimal, med tanke på att den främsta reningsprocessen är sedimentation. Då alltför mycket suspenderat material lämnar dammarna finns risker att det finns föroreningar bundna till partiklarna som därmed sköljs ur dammarna. Detta skulle kunna indikera att dammarna är fulla och behöver tömmas på sediment för att upprätthålla rätt volym. Det ska dock påpekas att provtagningarna bara är gjorda under vintern och inte nödvändigtvis speglar reningen under hela året. Eftersom inga provtagningar gjorts under sommar eller höst går det inte att utesluta att dammen faktiskt avskiljer partiklar sett över hela året, trots att reningen fungerar dåligt under vintern. Oavsett detta är det tjocka, svarta och oljiga sedimentet i sig en indikator på att dammarna bör tömmas snarast. Dammarna är för övrigt mycket grumliga, vilket skulle kunna bero på omgivande lerjordar, men det är dock oklart om dammarnas grumlighet påverkar dammarnas reningsfunktion.

Halterna av kväve och fosfor är generellt höga. Även tidigare provtagningar har visat på höga halter av näringsämnen. Det är mycket troligt att de höga halterna beror på bidrag från ridhuset inom dammarnas avrinningsområde, men det kan också bero på att provtagningarna är gjorda under vinter och tidig vår då näringsämnen inte kan tas upp av växtlighet utan sköljs direkt ur dammarna. Ett flertal metaller visar på högre halter i utgående vatten vid tillfället den 10 januari, vilket skulle kunna stödja tesen att reningsfunktionen är sämre i dammar under vintertid. Dock kan inte samma tendens ses i Södergarnsdammarna. Även i tidigare provtagningar har halterna av metaller varit höga, framför allt bly, koppar och zink, vilket skulle kunna bero på bidrag från industriområdet, som bland annat innefattar en bilservice.

Mängdberäkningen av olika föroreningar visade att ett flertal föroreningar förekom i högre mängder än vad som modellerats med StormTac och som beskrevs i dagvattenplanen. Även om det inte går att slå fast med säkerhet att detta resultat beskriver verkligheten är det viktigt att tänka på att de modellerade värdena i vissa fall kan överstigas i verkligheten.

#### *Filtrerade/uppslutna prover*

De filtrerade och uppslutna proverna visade att arsenik, koppar, nickel, vanadin och zink till högre grad befann sig i löst form, medan bly, kadmium, kobolt och krom till högre grad befann sig i uppsluten form. Detta skulle innebära att de sistnämnda metallerna skulle vara mer benägna att sedimentera än de förstnämnda. De förstnämnda metallerna skulle därmed ha högre risk att sköljas ur dammarna, vilket skulle märkas i att halterna var högre i utgående vatten än i inkommande. Inga sådana tendenser kunde ses, eftersom inte alla metaller som befann sig i hög grad i löst form var högre i utgående vatten än inkommande. Samtidigt hade både bly och krom, som befann sig i hög grad i uppsluten form, högre halter i utgående vatten. Detta skulle dock kunna bero på den höga halt av suspenderat material som också uppmättes i utgående vatten.

### 5.3.3 Södergarn

Även i Södergarnsdammarna var halterna av suspenderat material högre i utgående vatten än i inkommande. Detta skulle kunna vara ett tecken på årstidsvariation eller att dammarna är fulla och behöver tömmas på sediment för att upprätthålla sin funktion. Provtagningarna visade även på höga halter av både kväve och fosfor i utgående vatten. Detta skulle kunna vara en ytterligare indikation på att dammarna fungerar sämre på grund av för mycket bottensediment, men skulle också kunna bero på att provtagningarna är gjorda under vinter och tidig vår. Halterna av metaller i inkommande lakvatten motsvarade låga halter enligt

givna medelvärden i lakvatten för de flesta metaller, med undantag från bly, vilken motsvarade medel till höga halter. Tidigare provtagningar har visat att halterna av metaller motsvarar liknande från andra lakvattentippar från nedlagda hushållstippar av ungefär samma ålder. Det är därför inte troligt att det kommer krävas några extra åtgärder för att rena vattnet från tippen.

Även i Södergarnsdammarna visade mängdberäkningarna av de olika föroreningarna att vissa föroreningar förekom i högre värden av vad som modellerats i StormTac och som nämndes i dagvattenplanen, även om resultaten här, liksom i Stockbydammarna, bör tolkas försiktigt.

#### ***Filtrerade/uppslutna prover***

De filtrerade och uppslutna proverna från Södergarn visade liknande uppträdanden som i Stockby, förutom att krom, som förekom i hög grad i uppsluten form i Stockby, förekom till stor del i löst form i Södergarn. Inga tendenser kunde heller ses här till att metaller som förekom till hög grad i löst form skulle vara högre i utgående vatten.

### **5.4 SEDIMENTPROVER**

Sedimentproverna ska tolkas med försiktighet. Då sedimentfällorna togs upp verkade det gå en klar gräns mellan det nya sedimentet och det gamla. Detta är dock inte säkert och det finns alltid en risk att gammalt sediment har sköljts upp med det nya. Under förutsättningen att sedimentproverna bara mätt nytt sediment verkar sedimentproverna visa att det, trots vad vattenproverna visar, har skett en avskiljning av föroreningar till sedimenten. Det är dock svårt att avgöra hur stora mängder som har avskilts eftersom avskiljningen är väldigt känslig för feluppskattningar och en liten ändring i parametrarna kan ge en stor skillnad i resultat. Beräkningarna bygger på en mängd delberäkningar där alla delar bidrar med olika stora osäkerheter. Provresultaten av halterna i sedimenten bedöms vara tillräckligt säkra. När mängderna ska beräknas blir dock osäkerheterna större. Vid beräkning av den totala volymen sediment i dammen var det nödvändigt att göra uppskattningar av både dammarnas areor och av sedimentens djup. Dammarnas areor är svåra att beräkna exakt och vad gäller sedimentdjupet kan till exempel en millimeters skillnad i djupuppskattningen ge en skillnad på upp till 10 kilo i avskilda mängder. Förutom osäkerheter i volymuppskattningen innebär en uppskattning av densiteten också en osäkerhet. Eftersom inga densitetsmätningar kunde göras fick ett schablonvärde antas. Resultaten ska därför tolkas med försiktighet. Då kan det vara säkrare att jämföra föroreningshalten i sedimenten mot riktvärden för sedimenthantering.

#### **5.4.1 Stockby**

Proverna visar att det troligen har skett en avskiljning till sedimenten för samtliga föroreningar. Sedimenteringen verkade ske över hela dammen. Vissa föroreningar avskildes nära utloppet och vissa nära inloppet, men inga övergripande trender kunde ses. Avskiljningen varierade mellan hundratals kilo och några hundra gram, men storleksordningen bedöms ändå vara rimlig, även om resultaten ska tolkas med stor försiktighet.

#### **5.4.2 Södergarn**

Även i Södergarn kunde det ses att det hade skett en avskiljning av föroreningar till sedimenten, men inte heller här kunde några tydliga trender märkas. Precis som i Stockbydammarna varierade avskiljningen mellan hundratals kilo och några hundra gram under provtagningsperioden, men storleken bedöms ändå vara rimlig.

## **5.5 JÄMFÖRELSE MELLAN VATTENPROVER OCH SEDIMENTPROVER**

Jämförelsen mellan de mängder som vattenproverna visar skulle ha avskilts och de mängder som återfanns i sedimenten skiljer sig stort. Detta beror allra troligast på att det har gjorts alldeles för många antaganden i beräkningarna, både vad gäller mängderna i sedimenten och i det inkommande och utgående vattnet. Skillnaderna är så stora för alla föroreningar att den enda slutsats som definitivt kan dras är att metoden är väldigt osäker och bör tolkas försiktigt.

### **5.5.1 Stockby**

Det är stora skillnader mellan de avskilda mängderna enligt vattenproverna och de avskilda mängderna i sedimenten. Inget av proverna ligger tillräckligt nära varandra för att det ska kunna antas att vattenproverna och sedimentproverna visar på samma grad av avskiljning. Avskiljningen som framgår av föroreningsmängderna i sedimentet är mycket högre mot de som framgår av skillnaden mellan inkommande och utgående vatten. Detta kan bero på att det kommer in mer föroreningar i dammarna än vad vattenproverna visar, men det kan också bero på att det är stora osäkerheter i beräkningarna. En förklaring skulle kunna vara att flödet in till dammen är skattat för lågt eller att volymen eller densiteten av sedimentet är skattat för högt.

### **5.5.2 Södergarn**

Även i Södergarnsdammarna är det stora skillnader mellan de avskilda mängderna från vattenproverna och de mängder som uppskattats i sedimenten. I Södergarnsdammarna visar resultaten samma tendens som i Stockby, nämligen att mängderna föroreningar som avskiljs enligt sedimentproverna är högre än de som redogörs för i skillnaden mellan inkommande och utgående vatten. Detta skulle, liksom för Stockby, kunna vara ett tecken på att flödet in till dammen är skattat för lågt eller att volymen eller densiteten av sedimentet är skattat för högt.

## **5.6 METODUTVÄRDERING**

Användningen av sedimentfällor har generellt fungerat bra, då sedimentfällor är relativt lätta att tillverka och sätta i. Det verkade i det här examensarbetet som att sedimentfällorna mäter nysedimenterat material på ett bra sätt, men fler studier behövs för att bevisa att sedimentfällorna bara mäter det nysedimenterade materialet och att inte gammalt material sköljs upp på plattorna. I det här examensarbetet tycktes också att modellen av sedimentfällor med både burk och platta var onödig. Plattan fångade upp sedimentet bra och trots att det innan upptagningen fanns misstankar om att sedimentet skulle kunna vara upplöst och riskera att sköljas av plattan, var sedimentet i det här fallet fast och åkte heller inte av vid upptagningen, men detta kan dock inte antas gälla för alla dammar. Sedimentet i burken var däremot mycket uppblandat med vatten, vilket betydde att djupet av sedimentet i burken inte kunde mätas och att sedimentet var svårt samlas upp till analys. Däremot kunde djupet av sedimentet på plattan mycket lättare uppskattas och sedimentet kunde också lättare tas upp och tas med till analys.

Sedimentproverna visar halterna av avskilda föroreningar på ett bra sätt, och visar troligtvis på att vissa föroreningar avskiljs i dammarna. Det bör hållas i åtanke att resultatet inte visar mycket mer än en halt och om inte kompletterande vattenprover tas blir det därmed svårt att veta hur väl reningen fungerar, eftersom det saknas värden att jämföra mot. Vattenproverna visar heller inte mycket om bara stickprov utan flödesmätningar tas. Eftersom flödesproportionell provtagning inte har varit ett alternativ för Lidingö Stad har stickprover ändå behövt göras. Dessa har tagits vid tre tillfällen vilket bedöms vara för litet. Möjligtvis skulle fler stickprover behöva tas, men då skulle också kostnaden för provtagningarna öka.



## **5.7 DAMMARNAS RENINGSFUNKTION**

### **5.7.1 Enligt teori**

Dammarna verkar generellt vara bra byggda för att uppfylla en tillräcklig rening enligt givna instruktioner, speciellt dammarna i Stockby och lakvattendammarna i Södergarn och Kyttinge. Alla dammar uppfyller bra förutsättningar vad gäller utformning och växtlighet, även om dammarnas areor till stor grad varierar. Det är anmärkningsvärt att bara dammen i Brevik har bypassfunktion, vilket i de andra dammarna leder till att föroreningar riskerar att sköljas ur dammarna vid högre flöden. Detta är något som bör funderas över då fler dagvattendammar planeras.

### **5.7.2 Enligt dagvattenplan**

Stockbydammarna var redan anlagda då dagvattenplanen skrevs och verkar till största delen ha byggts så som föreslogs. Lakvattendammarna i Södergarn och Kyttinge nämns inte alls i dagvattenplanen, så det finns inga dokumenterade motiveringar eller argument till varför dessa dammar byggdes. Det är intressant att både Tyktorpsdammen och Gåshagadammen har anlagts som dammar, med tanke på att brunnsfilter och diken föreslogs i dagvattenplanen som åtgärder för dessa avrinningsområden. Det är troligt att anta att framför allt Gåshagadammens något sämre reningsfunktion kan bero på att den antingen är felplanerad eller felskött, vilket styrks av att den omgivande växtligheten har dött till följd av översvämmad mark. Däremot verkar Breviksdammen ha anlagts så som föreslogs i dagvattenplanen och den otillräckliga reningen i Breviksdammen skulle kunna bero på att dammen även där är felskött, vilket leder till att föroreningar inte renas i markbädden som planerat.

### **5.7.3 Enligt provtagningar**

Trots att provtagningarna visar svårtolkade resultat visas ändå tydligt att halterna av suspenderat material är högre i utgående vatten än i inkommande. Då sedimentationen utgör en av de främsta reningsprocesserna kan det antas att sedimentationen, och därmed reningen, fungerar sämre om halterna av suspenderat material inte minskar genom dammarna, utan istället ökar. Detta behöver inte nödvändigtvis bero på att dammarna fungerar dåligt generellt utan kan bero på att de höga halterna är årstidsbetingade och att provtagningar under sommaren skulle visa andra resultat. Det skulle också kunna bero på att dammarna är så fyllda med sediment att den tillgängliga volymen har minskat och sedimentationen fungerar sämre. De stora sedimentdjupen som noterades i fältbesöken i både Stockbydammarna och Södergarnsdammarna är indikationer på att dammarna är överfyllda med sediment och bör tömmas.

Resten av proverna är svårtolkade. De höga halterna av kväve och fosfor i de olika in- och utloppet kan mycket väl bero på att proverna är tagna under vintern, då växtligheten är som minst aktiv och proverna behöver inte vara representativa för halterna under resten av året. De höga halterna av vissa metaller i utgående vatten skulle kunna vara kopplat till den höga halten suspenderat material, då metaller till stor del fastläggs på det suspenderade materialets ytor.

### **5.7.4 Enligt kostnadsuppskattningar**

Då både volymen inkommande vatten och kostnadsuppskattningarna innehåller stora osäkerheter ska resultaten tolkas med försiktighet. Det kan ändå vara intressant att se en

ungefärlig uppskattning av hur många kronor som är investerade för varje kubikmeter inkommande vatten. Även om resultaten i det här fallet inte ska slås fast med säkerhet är det ändå en viktig detalj att ta hänsyn till vid utvärdering av dagvattendammar, då det är möjligt att det finns andra, mindre kostsamma, lösningar som ger ungefär samma önskvärda avskiljningseffekt.

## 6 SLUTSATS

De tidigare provtagningarna har varit svårtolkade på grund av att det endast har tagits stickprover. Stickprover är inget alternativ att rekommendera för att uppskatta dagvattendammarnas reningsfunktion.

Informationen om dagvattendammarnas avrinningsområden har förbättrats med hjälp av en modell framtagen av VA-teknik på Tyréns i Stockholm. Modellen är mycket detaljerad och bedöms ge en väldigt tillförlitlig bild av dagvattendammarnas avrinningsområden, vad gäller area, markanvändning och reducerad area.

Vattenprovtagningarna gjorda i januari och mars 2014 visar att många föroreningar är högre i utgående vatten än i inkommande. På grund av proverna endast är stickprover bör inga slutsatser dras av resultaten, förutom att det återigen är bekräftat att stickprover ger otillräckliga resultat. Det är dock oroväckande att halterna av suspenderat material är högre i utgående vatten än inkommande för alla prover, vilket kan bero på årstiden, men också kan tyda på att dammarnas reningsfunktion är nedsatt på grund av att dammarna är fyllda med sediment. Även vid fältbesöken noterades det att Stockbydammarna och Södergarnsdammarna är fyllda med sediment och bör tömmas.

Då det fanns mätbara halter i sedimenten visar sedimentprovtagningarna troligtvis att det skett en viss avskiljning i sedimenten, även om risken finns att provtagningarna mätt gammalt sediment. Eftersom både volym- och mängdberäkningarna har haft många osäkerheter är det svårt att säga hur stor mängd av varje förorening som har sedimenterat. Då det också har varit svårt att beräkna inkommande och utgående mängder utifrån vattenproverna så kan det heller inte avgöras hur stora mängder som har avskilts av det som har kommit in.

Kostnadseffektiviteten är beräknad endast för det aktuella provtagningstillfället och gav en effektivitet på 1,16 investerade kr/m<sup>3</sup> inkommande vatten för ett kvartal.

Sedimentprover är relativt lätta att ta och visar på ett bra sätt innehållet av föroreningar i sedimenten, även om fler studier krävs innan det kan avgöras med säkerhet om sedimentprovtagningar är en bra metod att mäta avskiljningen av föroreningar i dagvattendammar. Metoden bedöms dock vara lättanvänd och visar potential för utveckling och vidare studier uppmuntras.

## REFERENSER

- Carleton, J.N., Grizzard, T.J., Godrej, A.N., Post, H.E., 2001. Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research* 35 (6), 1552–1562.
- Cerne, O. Allard, A-S. Ek, M. Junestedt, C. & Svensson, A. (2007). Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier. Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport B1748.
- Dagvattenguiden. (2014). <http://dagvattenguiden.se/vad-ar-dagvatten/>. Sidan åtkommen: 2014-01-24.
- EPA. (1999). *Stormwater Technology Fact Sheet Wet Detentions Ponds*. EPA 832-F-99-048.
- Göta älvs vattenvårdsförbund. (2014). <http://www.gotaalvvvf.org/resultat/begreppsforklaringar/suspenderatmaterial.4.271d6b7512e53cf0cf980001043.html>. Sidan hämtad 2014-06-12.
- Institutionen för miljöanalys. (2014). <http://info1.ma.slu.se/miljotillst/metaller/metaller.ssi>. Sidan hämtad: 2014-04-22.
- Jacobs, A., Fagerberg, J., Prima, M., Öjermark, R., Thörnelöf, S., Alm, H. & Larm, T. (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län. Riktvärdesgruppen. Regionplane- och trafikkontoret Stockholms Läns Landsting.
- Karolinska institutet. (2014). <http://ki.se/imm/arsenik>. Sidan hämtad: 2014-04-22. Sidan senast uppdaterad: 2014-02-14.
- Landner, L. & Reuther, R. (2004). *Metaller i samhälle och miljö. En kritisk granskning av aktuell kunskap om flöden, förekomstformer, biotillgänglighet och risk för skadliga effekter i miljön och spårmetallerna koppar, krom, nickel och zink. Bearbetad svensk sammanfattning av Lars Landner av Metals in Society and in the Environment – A Critical Review of Current Knowledge of fluxes, Speciation, Bioavailability and Risks for Adverse Effects of Coppar, Chromium, Nickel and Zinc. ISBN 1-4020-2740-0.*
- Larm, T., Holmgren, A., Gustafsson, J. och Linder, M. (2002). *Kartläggning av föroreningsutsläpp med dagvatten till recipienter i Lidingö Stad. 2002-03-27. SWECO VBB VIAK.*
- Larm, T & Pirard, J. (2010). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten. Rapport Sweco Environment, Stockholm 2010-12-16.
- Liebl, D.S. (2006). *Stormwater Detention Ponds Site Safety & Design, Storm Water Rules: What Municipalities Need to Know*. Solid and Hazardous Waste Education Center (SHWEC), University of Wisconsin-Extension.
- Länsstyrelsen Dalarnas Län. Rapport 2008:14. Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Nedlagda kommunala deponier. Sedigheh Abdollahi.

<http://www.lansstyrelsen.se/dalarna/SiteCollectionDocuments/Sv/Publikationer/Rapporter-2008/08-14.pdf>

- Mróz, A. (2003). Dagvatten från miljöfarlig verksamhet. En rapport inom ramen för ett av målen i Stockholms miljöprogram. Stockholms Miljöförvaltning.
- Naturvårdsingenjörerna AB. (2004). Utvärdering av fem vägdagvattendammar i Skåne. Vägverket, Region Skåne. 2004-01-30.
- Naturvårdsverket. (1999). Tillståndshalter och bakgrundshalter, större vattendrag i södra Sverige, Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. (2002). Metaller i stad och land. Miljöproblem och åtgärdsstrategier. Rapport 5184. ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket. (2007). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bilaga A till Handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket. (2008). Lakvatten från deponier. FAKTA – 8306 – mars 2008.
- Oberts, G. (1994). Technical Note #16 from Watershed Protection Techniques. 1(2): 64-68
- Pitt, R., Clark, S. and Field, R. (1999). *Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices*. Urban Water, Volume 1, pp 217-236.
- Pettersson, T.J.R. (1999). *Stormwater Ponds for Pollution Reduction*. Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology. Göteborg Sweden.
- Regeringen.se. (2014). <http://www.regeringen.se/content/1/c4/26/31/d7e4d62b.pdf>. Sidan hämtad: 2014-04-22.
- Semadeni-Davies, A. (2004). Vinter vid Bäckaslöv Våtmark – fallstudie från en dagvattendamm i Växjö kommun, Småland. VA-Forsk Rapport Nr 2004-14.
- Semadeni-Davies, A (2006). *Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden*. Hydrological Processes, Volume 20 Issue 1 Pages 165-182
- Steineck, S. Svensson, L. Jakobsson, C. Karlsson, S. & Tersmeden, M. (2000). Teknik för lantbruket 82. Hästar – gödselhantering. Institutet för jordbruks- och miljöteknik. ISSN: 0282-6674.
- Stockby.com (2014). <http://www.stockby.com/>. Sidan hämtad: 2014-04-23.
- Stockholms universitet. (2014). <http://www.su.se/emb/publikationer/v%C3%A4xters-upptag-av-arsenik-kan-vara-b%C3%A5de-till-skada-och-till-hj%C3%A4lp-f%C3%B6r-m%C3%A4nniskor-1.130330>. Sidan hämtad: 2014-04-22. Sidan senast uppdaterad: 2013-04-03.
- Svenskt vatten. (2004). Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90.

Svenskt vatten. (2011). Nederbördsdata vid dimensionering och analys av avloppssystem. Publikation P104.

Trafikverket. (2011). Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd. Publikation 2011:112. ISBN: 978-91-7467-179-7

Vattenriket. (2014)a. <http://www.vattenriket.kristianstad.se/helgea/ledning.php>. *Sidan åtkommen: 2014-03-12.*

Vattenriket. (2014)b. <http://www.vattenriket.kristianstad.se/helgea/ph.php>. *Sidan åtkommen: 2014-03-12.*

VISS. (2014). <http://www.viss.lansstyrelsen.se/MapPage.aspx>. *Sidan åtkommen: 2014-03-12.*

Vägverket. (2006). Dagvattendammar Om provtagning, avskiljning och dammhydraulik. Publikation 2006:115. Persson, J & Petterson, T. ISSN: 1401-9612.

Vägverket. (2008). Skötsel av öppna vägdagvattenanläggningar. Publikation 2008:30. Wadstein, E. & Arm, M. ISSN:1401-9612

## **PERSONLIGA MEDDELANDEN**

Dagvattenpolicy för Lidingö stad. 2012-10-25. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö stad (Personligt meddelande).

Hammarlund, Hans. (2014). Specialist, Hydraulisk modellering. Tyréns Stockholm.

Karlsson, Magnus (Miljö-Magnus). (2014). Seniorkonsult/uppdragsledare, WSP Sverige AB/WSP Environmental.

Provtagningsrapport Gåshaga 2012. ÅF AB. 2013-01-28. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Provtagningsrapport Kyttingetippen 2012. ÅF AB. 2012-11-13. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Provtagningsrapport Stockby 2012. ÅF AB. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Provtagningsrapport Södergarn 2012. ÅF AB. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Provtagningsrapport Tyktorp 2012. ÅF AB. 2012-11-13. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Rydberg, Anders. (2014). Konsult VA-teknik. WSP Sverige AB / WSP Samhällsbyggnad

Stockbydammarnas avrinningsområde. 2014-03-03. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Södergarnsdammarnas avrinningsområde. Provtagningsrapport Södergarn 2012. ÅFAB. Marcus Hagberg & Mikael Persson. Sari Virkkala, Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad. (Personligt meddelande).

Virkkala, Sari. (2014). Tekniska Förvaltningen, Lidingö Stad.

## BILAGA A – Nederbörd

Tabell A1. Dygnsnederbörd under examensarbetets provtagningsperiod (SMHI, 2014).

	Januari (mm)	Februari (mm)	Mars (mm)
1		2	0
2		2,2	3,5
3		0	0
4		0	0
5	0,8	0	0
6	1	0	0
7	6	7,8	0,7
8	1,8	0,3	0
9	11,5	2,8	0
10	1,7	0,4	1,3
11	1,5	0,3	0
12	0,8	0	0
13	0	2,1	0
14	0	0	14,7
15	0,3	3	3,4
16	0,5	0,8	4
17	0,9	0	1,8
18	0	0	0,3
19	0,1	2,2	8,8
20	0	0,9	1,2
21	0	9,6	0
22	0,1	0,1	0,8
23	0,3	0	0
24	0	0	0
25	0	0	1,6
26	0	0	0
27	0	0,5	0
28	0	0,2	0
29	0,5		0
30	0,2		0,8
31	7,2		0



## BILAGA B – Sammanställning av tidigare undersökningar av Lidingös dagvattendammar

Tabell B1. Sammanställning av tidigare undersökningar i Stockbydamarna.

Förorening	2009	2010	2011	2012
<b>Näringsämnen (kväve och fosfor)</b>	Totalkväve förekommer i måttlig hög halt medan totalfosfor i mycket hög halt enligt NV. Halterna minskar efter passage genom dammen.	Halterna minskar något efter passage genom dammen. I utgående vatten motsvarar totalkväve måttlig hög halt och totalfosfor mycket hög halt enligt NV. Halterna understiger RTK.	Understiger riktvärdena.	Högre halter av fosfor och kväve i utgående vatten än inkommande. Understiger RTK.
<b>Metaller</b>	Låga till måttligt höga halter enligt NV. Zn höga halter. Generellt minskar halterna efter passage genom dammen.	Låga till höga halter i utgående vatten enligt NV. Cu, Zn och Pb förekommer i höga halter. Halterna understiger RTK.	Understeg RTK, utom Zn som överstiger i utgående vatten. Anledningen svår att förklara.	Högre halter av Pb och Zn i utgående vatten än inkommande. Halterna understiger RTK.
<b>Oljeämnen</b>	Låga (under rapporteringsnivå) i utloppet till recipienten.	Påträffas i utloppet, men understiger RTK.	Understiger rapporteringsgränsen. En låg koncentration påträffades i utgående vatten.	
<b>Suspenderat material</b>	Halterna minskar märkbart efter passage i dammen	Halterna minskar något efter passage genom dammen.	Halterna ändras inte nämnvärt efter passage genom dammen. Understiger RTK.	Högre halter i utgående vatten än inkommande. Understiger RTK.
<b>pH</b>			Ändras inte nämnvärt efter passage genom dammen. Tyder på att algbloomning inte förekommer i större utsträckning.	

<b>Konduktivitet</b>		Minskar något efter passage genom dammen.	Minskar efter passage genom dammen.	
<b>Allmänna kommentarer</b>				

**Tabell B2.** Sammanställning av tidigare undersökningar i Södergarnsdammarna.

Förorening	2009	2010	2011	2012
<b>Näringsämnen (kväve och fosfor)</b>	Totalkväve och totalfosfor minskar märkbart efter passage genom dammarna. Halterna ytterligare längre i recipient. Halterna i utgående vatten dock mycket höga enligt NV.	Minskar märkbart efter passage genom dammarna. Halterna ytterligare något lägre i recipient. Halterna är dock mycket höga i utgående vatten enligt NV.	Totalkväve minskar märkbart efter passage genom dammarna. Totalkväve och totalfosfor understiger RTK.	Halten totalkväve är högre i utgående än inkommande vatten. Totalkväve överstiger RTK. Totalfosfor understiger RTK.
<b>Metaller</b>	Halterna minskar påtagligt efter passage genom dammarna. Haltminskningen relateras till reduktion av suspenderat material.	Halterna jämförbara med de i recipienten. Motsvarar låga halter enligt NV. Understiger RTK. Halten Mn är högre i inkommande från deponin än i utgående, vilket troligtvis beror på anrikning i växtlighet.	Halterna låga. Understiger RTK. Halten Mn är högre i inkommande från deponin än i utgående, vilket troligtvis beror på anrikning i växtlighet	Halterna understiger RTK. Halterna av Pb, Cu och Cr är högre i utgående än inkommande vatten.
<b>Oljeämnen</b>	Förekommer inte i anmärkningsvärda halter.	Under rapporteringsgränsen.	Under rapporteringsgränsen.	
<b>Suspenderat material</b>	Minskar efter passage genom dammarna.	Minskar märkbart efter passage genom dammarna. Understiger RTK.	Låga halter i utgående till recipienten. Understiger RTK. Tyder på god avskiljning.	Halterna är högre i utgående än inkommande vatten. Halterna överstiger RTK. Detta innebär att det frigörs partiklar i dammen.

<b>pH</b>	Betydligt högre efter passage genom dammarna. Detta kan vara en effekt av syresättning och omrörning av vattnet.	Högre efter passage genom dammarna. Detta beror troligtvis på biologisk aktivitet i dammarna. Nära neutralt, vilket minskar risk för urlakning av metaller.	Högre efter passage genom dammarna. Detta beror troligtvis på biologisk aktivitet i dammarna. Nära neutralt, vilket minskar risk för urlakning av metaller.	Ändras inte nämnvärt efter passage genom dammarna.
<b>Konduktivitet</b>			Minskat märkbart efter passage genom dammarna.	Minskar märkbart efter passage genom dammen.
<b>Allmänna kommentarer</b>	Dammarna verkar fungera bra vad gäller reducering av näringsämnen, men sämre för syreförbrukande ämnen och svårnedbrytbara organiska ämnen.	Hög andel svårnedbrytbara ämnen, antagligen på grund av humusämnen från skogsmarken och deponin. Samma slutsats som 2009.	Hög andel svårnedbrytbara ämnen, antagligen på grund av humusämnen från skogsmarken och deponin.	

**Tabell B3.** Sammanställning av tidigare undersökningar i Tyktorsdammen.

Förorening	2009	2010	2011	2012
<b>Näringsämnen (kväve och fosfor)</b>	Halten totalt kväve motsvarar extrem hög halt och halten total fosfor motsvarar mycket hög halt enligt NV.	Halterna näringsämnen reduceras inte efter passage genom dammen. Halterna i utgående vatten motsvarar mycket hög halt enligt NV, men understiger RTK.	Halten totalt kväve förändras inte nämnvärt efter passage genom dammen. Halten ligger nära RTK. Halten totalt fosfor understiger RTK.	Halterna understiger RTK. Halten totalt fosfor är högre i utgående vatten än inkommande.
<b>Metaller</b>	Halterna motsvarar låga till mycket höga i utgående vatten. Koppar förekommer i mycket höga halter.	Halterna i utgående vatten motsvarar låga till höga halter enligt NV. Halterna understiger RTK, utom koppar som motsvarar riktvärdet.	Halterna är generellt låga och understiger RTK.	Halterna understiger RTK. Flertalet metaller är högre i utgående vatten än inkommande (As, Pb, Co, Cu, Cr, Ni och Zn)

		Koppar, zink och aluminium ökar efter passage genom dammen.		
<b>Oljeämnen</b>	Oljeämnen förekommer i detekterbara halter. Halterna bedöms dock som låga.	Oljeämnen förekommer i detekterbara halter. Halterna bedöms dock som låga.	Oljeämnen förekommer i låga koncentrationer, men understiger rapportering-sgränsen.	
<b>Suspenderat material</b>		Halterna ökar efter passage genom dammen. Halterna understiger RTK.	Halterna har ökat något efter passage genom dammen. Halterna understiger RTK.	Halterna understiger RTK. Halterna är högre i utgående vatten än i inkommande.
<b>pH</b>	Vattnets pH högre i utgående vatten än i inkommande från tippen.		Vattnets pH påverkas inte nämnvärt efter passage genom dammen. Detta tyder på att algbloomning inte förekommer i vidare utsträckning.	Vattnets pH förändras inte nämnvärt efter passage genom dammarna.
<b>Konduktivitet</b>			Konduktiviteten förändras inte nämnvärt efter passage genom dammen.	
<b>Allmänna kommentarer</b>	Halterna av ett flertal föroreningar ökar efter passage genom dammen.	Dammen omges av ängar och betesmark för hästar, vilket kan leda till högra halter av näringsämnen.  En del humusämnen från närliggande skogsmark återfinns i dammen.  Längs diket finns ett båtvarv och en parkeringsplats, vilket kan förklara halterna av		

		oljaämnen.		
--	--	------------	--	--

**Tabell B4.** Sammanställning av tidigare undersökningar i Kyttingedammarna.

Förening	2009	2010	2011	2012
<b>Näringsämnen (kväve och fosfor)</b>	Halterna av näringsämnen sjunker märkbart efter passage genom dammarna.	Halterna näringsämnen förändras inte nämnvärt efter passage genom dammarna. Halten totalkväve i utgående vatten motsvarar extrem hög halt och halten totalfosfor i utgående vatten motsvarar måttligt hög halt enligt NV.	Halten totalkväve sjunker efter passage genom dammarna och understiger Länsstyrelsens riktvärden. Halten totalfosfor understeg rapporteringsgränsen.	Halten totalkväve överskrider RTK, men halten totalfosfor understiger RTK.
<b>Metaller</b>	Halterna är låga och sjunker överlag efter passage genom dammarna.	Halterna är låga och motsvara låga halter enligt NV.  Halten mangan är betydligt högre i inkommande vatten från tippen och har troligtvis anrikats i växterna i dammarna.	Halterna är låga och understiger RTK.  Halten mangan är betydligt högre i inkommande vatten från tippen och har troligtvis anrikats i växterna i dammarna.	Halterna understiger RTK.  Halten av arsenik är höge i utgående vatten än i inkommande.
<b>Oljaämnen</b>		Halterna är låga och understiger rapporteringsgränsen för samtliga fraktioner.	Halterna är låga och understiger rapporteringsgränsen för samtliga fraktioner.	
<b>Suspenderat material</b>	Halterna sjunker märkbart efter passage genom dammarna.	Halterna är låga och understiger RTK.	Halterna är låga och understiger RTK. Halterna minskar märkbart efter passage genom dammarna.	Halterna understiger RTK.
<b>pH</b>	Vattnets pH är högre i utgående vatten än inkommande från tippen. Detta kan	Vattnets pH är högre efter passage genom dammarna, vilket troligtvis beror på	Vattnets pH är högre i utgående vatten än inkommande, vilket troligtvis	Vattnets pH förändras inte nämnvärt efter passage genom dammarna.

	vara en effekt av omrörning och syresättning.	biologisk aktivitet.	beror på biologisk aktivitet i dammarna.	
<b>Konduktivitet</b>			Konduktiviteten minskar efter passage genom dammarna.	Konduktiviteten minskar efter passage genom dammarna.
<b>Allmänna kommentarer</b>	Dammarna bedöms fungera bra.	Vattnets pH nära neutralt minskar risken för utlakning av metaller.  Den höga andelen svårnedbrytbara organiska ämnen beror troligtvis på humusämnen från deponin.		

**Tabell B5.** Sammanställning av tidigare undersökningar i Gåshagadammen.

Förening	2009	2010	2011	2012
<b>Näringsämnen (kväve och fosfor)</b>		Halten totalfosfor minskar efter passage genom dammen, medan halten totalkväve är oförändrad. Halten totalfosfor motsvarar mycket hög halt och halten totalkväve hög halt enligt NV. Halterna understiger RTK.	Halten totalkväve är högre i utgående vatten än i inkommande. Halten totalkväve ligger nära RTK, medan halten totalfosfor understiger RTK.	Halterna understiger RTK.
<b>Metaller</b>		Halterna i utgående vatten motsvarar låga till höga halter enligt NV. Halterna är lägre i utgående än inkommande vatten. Halterna understiger RTK. Koppar förekommer i hög halt.	Halterna är generellt låga och understiger RTK.	Halterna understiger RTK. Halterna av nickel och zink är högre i utgående vatten än i inkommande.

<b>Oljeämnen</b>		Oljeämnen förekommer inte över rapporteringsgränsen.	Oljeämnen understiger rapporteringsgränsen för samtliga storleksfraktioner.	
<b>Suspenderat material</b>		Halterna minskar efter passage genom dammen. Halterna understiger RTK.	Halterna minskar efter passage genom dammarna. Halterna understiger RTK.	Halterna understiger RTK.
<b>pH</b>		Vattnets pH är högre i utgående vatten än i inkommande, vilket kan vara ett tecken på biologisk aktivitet eller buffringsförmåga hos sedimenten.	Vattnets pH är högre i utgående vatten än i inkommande, vilket troligtvis beror på biologisk aktivitet i dammen.	Vattnets pH förändras inte nämnvärt efter passage genom dammen.
<b>Konduktivitet</b>			Förändras inte nämnvärt efter passage genom dammen.	Förändras inte nämnvärt efter passage genom dammen.
<b>Allmänna kommentarer</b>		Det sker en reduktion av suspenderat material och metaller till följd av sedimentation, men ingen reduktion av näringsämnen.		

## BILAGA C – pH, temperatur och konduktivitet

Tabell C1. pH, temperatur och konduktivitet i Stockbydammarna.

Datum		Ink DV1	Utg DV1	Ink DV2	Utg DV2 vänster	Utg DV2 höger	Utg DV2 sjö
2014-01-10	pH	6,93	6,98	7,41	6,97	6,94	7,21
	Temp [°C]	3,7	3,7	3,5	3,1	3,2	2,9
	Kond [mS/m]	30,8	27,8	72,0	32,9	37,0	44,8
2014-03-05	pH	7,1	6,9	-	7,2	-	6,6
	Temp [°C]	6,8	5,5	-	5,7	-	4,0
	Kond [mS/m]	84,0	115,2	-	85,0	-	41,9
2014-03-31	pH	7,0	6,9	7,5	8,6	-	7,5
	Temp [°C]	6,6	7,0	6,9	8,0	-	7,2
	Kond [mS/m]	73,6	98,3	99,4	89,0	-	47,2

Tabell C2. Siktdjupet i Stockbydammarna.

Datum	Siktdjup [m] vid dammarna	
	DV1	DV2
2014-01-10	0,20	0,10
2014-03-31	0,10 - 0,20	0,10 - 0,20



**Tabell C3.** pH, temperatur och konduktivitet i Södergarnsdammarna.

<b>Datum</b>		<b>Ink DV</b>	<b>Ink LV</b>	<b>Utg Damm 1</b>	<b>Utg Damm 2</b>	<b>Utg Damm 3</b>
2014-01-10	<b>pH</b>	7,37	7,08	7,31	7,38	7,64
	<b>Temp [°C]</b>	2,8	8,0	3,0	2,9	2,9
	<b>Kond [mS/m]</b>	45,3	3,29	89,9	92,6	86,5
2014-03-05	<b>pH</b>	7,2	6,9	7,1	7,2	7,3
	<b>Temp [°C]</b>	3,8	7,7	5,0	3,8	4,4
	<b>Kond [mS/m]</b>	42,0	200,0	60,0	59,8	62,8
2014-03-31	<b>pH</b>	7,14	-	7,1	7,1	7,1
	<b>Temp [°C]</b>	4,8	-	5,0	5,5	5,9
	<b>Kond [mS/m]</b>	42,0	-	47,2	63,7	58,0

**Tabell C4.** Siktdjupet i Södergarnsdammarna.

<b>Datum</b>	<b>Siktdjup [m] vid sedimentfälla</b>						
	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
2014-01-10	0,30	0,40	-	0,40	-	-	-

## BILAGA D – Vattenprover

**Tabell D1.** Resultat av vattenproverna från Stockbydammarna vid provtagningstillfället 2014-01-10. Analyserna gjorda av ALS Scandinavia AB.

	Inkommande	Utgående	Enhet
Suspenderat mat	40,6	118	mg/l
Kväve N	0,78	0,61	mg/l
Fosfor P	0,096	0,168	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)			µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	<2	<2	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)			µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	7,73	18,8	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)			µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,05	0,141	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)			µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	1,84	4,54	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)			µg/l
Koppar (Cu) (uppsluten)	17,6	34,2	µg/l
Krom (Cr) (filtrerat)			µg/l
Krom (Cr) (uppsluten)	8,67	33,9	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)			µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)	1,44	1,73	µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)			µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	5,05	13,0	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)			µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	10,0	21,6	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)			µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	89,7	153	µg/l

**Tabell D2.** Resultat av vattenproverna från Stockbydamarna vid provtagningsstillfället 2014-03-05. Analyserna gjorda av Environment Sweden AB i Lidköping.

	Inkommande	Utgående	Enhet
Suspenderat material	2,8	11	mg/l
Kväve N	1,3	1,2	mg/l
Fosfor P	0,2	0,08	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)	0,58	0,63	µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	0,57	0,68	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)	0,063	0,066	µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	0,92	1,8	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)	0,035	0,021	µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,1	<0,1	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)	0,27	0,24	µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	<1	<1	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)	5,7	5,7	µg/l
Koppar (Cu) (uppsluten)	8,2	8,8	µg/l
Krom (Cr) (filtrerat)	0,24	0,2	µg/l
Krom (Cr) (uppsluten)	<1	1,3	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)			µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)			µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)	1,4	1,3	µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	1,9	2	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)	0,52	0,44	µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	1,1	1,9	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)	21	38	µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	29	55	µg/l

**Tabell D3.** Resultat av vattenproverna från Stockbydammarna vid provtagningsstillfället 2014-03-31. Analyserna gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Inkommande	Utgående	Enhet
Suspenderat material	3,7	5,8	mg/l
Kväve N	1,4	0,028	mg/l
Fosfor P	0,042	0,65	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)	0,37	0,49	µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	<0,5	<0,5	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)	<0,05	<0,05	µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	0,58	0,93	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)	0,024	<0,02	µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,1	<0,1	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)	<0,2	<0,2	µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	<1	<1	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)	6,8	4,9	µg/l
Koppar (Cu) (uppsluten)	9,4	7,5	µg/l
Krom (Cr) (filtrerat)	0,22	<0,2	µg/l
Krom (Cr) (uppsluten)	<1	<1	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)	2,7	2,5	µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)	2,8	2,5	µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)	1,3	1,8	µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	2,1	1,9	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)	0,57	0,52	µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	9,2	1,2	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)	51	6	µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	46	20	µg/l

**Tabell D4.** Resultat av vattenproverna från Södergarnsdammarna vid provtagningstillfället 2014-01-10. Analyserna gjorda av ALS Scandinavia AB.

	Inkommande dagvatten	Inkommande lakvatten	Utgående	Enhet
Suspenderat material	7,9		9,7	mg/l
Kväve N	1,43		3,98	mg/l
Fosfor P	0,037		0,054	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)				µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	<1	<2	<2	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)				µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	1,49	<0,5	0,992	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)				µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,05	<0,05	<0,05	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)				µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	0,539	1,81	0,721	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)				
Koppar (Cu) (uppsluten)	4,37	<1	3,89	
Krom (Cr) (filtrerat)				
Krom (Cr) (uppsluten)	2,76	3,18	4,48	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)				µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)	0,916	<0,5	0,893	µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)				µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	2,93	1,33	4,11	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)				µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	2,38	2,93	2,29	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)				µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	15,1	<4	7,96	µg/l

**Tabell D5.** Resultat av vattenproverna från Södergarnsdammarna vid provtagningstillfället 2014-03-05. Analyserna gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Inkommande dagvatten	Inkommande lakvatten	Utgående	Enhet
Suspenderat material	11		14	mg/l
Kväve N	1,0		2,5	mg/l
Fosfor P	0,04		0,052	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)	0,58		0,63	µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	1,8	0,66	0,78	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)	0,23		0,22	µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	<0,5	0,65	0,93	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)	0,024		<0,02	µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,1	<0,1	<0,1	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)	0,24		0,39	µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	2,3	<1	<1	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)	3,4		3	µg/l
Koppar (Cu) (uppsluten)	1,8	4,7	5	µg/l
Krom (Cr) (filtrerat)	0,82		0,86	µg/l
Krom (Cr) (uppsluten)	2,4	1,2	1,9	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)				µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)				µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)	1,7		1,6	µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	1,6	1,8	2,1	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)	0,72		1,1	µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	3,6	1,2	2,1	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)	4,9		3,7	µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	<5	8,4	7,5	µg/l

**Tabell D6.** Resultat av vattenproverna från Södergarnsdammarna vid provtagningstillfället 2014-03-31. Analyserna gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Inkommande dagvatten	Inkommande lakvatten	Utgående	Enhet
Suspenderat material	2,9		5,1	mg/l
Kväve N	1,1		2,4	mg/l
Fosfor P	0,15		0,031	mg/l
Arsenik (As) (filtrerat)	0,61	1,5	0,68	µg/l
Arsenik (As) (uppsluten)	<0,5	1,4	0,61	µg/l
Bly (Pb) (filtrerat)	0,16	<0,1	0,15	µg/l
Bly (Pb) (uppsluten)	0,7	<0,5	0,78	µg/l
Kadmium (Cd) (filtrerat)	0,022	<0,04	0,022	µg/l
Kadmium (Cd) (uppsluten)	<0,1	<0,1	<0,1	µg/l
Kobolt (Co) (filtrerat)	<0,2	2,1	0,34	µg/l
Kobolt (Co) (uppsluten)	<1	2	<1	µg/l
Koppar (Cu) (filtrerat)	3,4	0,79	3,1	µg/l
Koppar (Cu) (uppsluten)	4,1	1,7	4,2	µg/l
Krom (Cr) (filtrerat)	0,73	1,6	0,78	µg/l
Krom (Cr) (uppsluten)	1,3	2	1,8	µg/l
Molybden (Mo) (filtrerat)	0,79	<1	0,79	µg/l
Molybden (Mo) (uppsluten)	<1	<1	<1	µg/l
Nickel (Ni) (filtrerat)	2	3,2	1,9	µg/l
Nickel (Ni) (uppsluten)	2,4	1,4	2,2	µg/l
Vanadin (V) (filtrerat)	0,73	1,4	0,85	µg/l
Vanadin (V) (uppsluten)	1,2	3	1,8	µg/l
Zink (Zn) (filtrerat)	4,1	2,3	3,5	µg/l
Zink (Zn) (uppsluten)	7,3	<5	6,5	µg/l

## BILAGA E – Sedimentprover

**Tabell E1.** Resultat av sedimentprover från Stockbydamarna vid provtagningstillfället 2014-03-31. Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Damm 1 0-15 cm	Damm 1 15- cm	Damm 2 0-10 cm	Damm 2 10- cm	Enhet
Torrsubstans	37,6	68,4	41,6	59,6	%
Kväve Kjeldahl	1400	<500	1100	1100	mg/kg
Kväve Kjeldahl	0,37	<0,074	0,26	0,18	% TS
Arsenik (As)	5,2	4,2	5,4	5,9	mg/kg TS
Barium (Ba)	180	84	160	170	mg/kg TS
Bly (Pb)	59	12	39	34	mg/kg TS
Fosfor (P)	1300	620	1000	1000	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	0,53	0,16	0,84	0,59	mg/kg TS
Kobolt (Co)	13	7,3	13	14	mg/kg TS
Koppar (Cu)	98	16	62	41	mg/kg TS
Krom (Cr)	67	35	66	61	mg/kg TS
Kvicksilver (Hg)	0,082	<0,046	0,064	0,051	mg/kg TS
Nickel (Ni)	28	17	33	30	mg/kg TS
Vanadin (V)	81	38	71	66	mg/kg TS
Zink (Zn)	510	<91	410	300	mg/kg TS



**Tabell E2.** Resultat av sedimentprover från Stockbydamarna vid provtagningstillfället 2014-03-31. Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Damm 1, Sedimentfällor 1 och 16	Damm 2, Inkommande Sedimentfällor 13, 15 och 18	Damm 2, Utgående Sedimentfällor 9, 10, 11 och 12	Enhet
Torrsubstans	21,7	16,4	11,8	%
Kväve Kjeldahl	910	790	1100	mg/kg
Kväve Kjeldahl	0,42	0,48	0,94	% TS
Arsenik (As)	4,5	5,5	6,4	mg/kg TS
Barium (Ba)	180	220	300	mg/kg TS
Bly (Pb)	52	51	67	mg/kg TS
Fosfor (P)	1500	1400	1500	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	0,47	1,9	0,92	mg/kg TS
Kobolt (Co)	12	16	20	mg/kg TS
Koppar (Cu)	81	94	130	mg/kg TS
Krom (Cr)	53	72	93	mg/kg TS
Kvicksilver (Hg)	0,074	0,081	0,19	mg/kg TS
Nickel (Ni)	23	35	41	mg/kg TS
Vanadin (V)	73	100	150	mg/kg TS
Zink (Zn)	450	620	1000	mg/kg TS

**Tabell E3.** Resultat av sedimentprover från Stödergarnsdammarna vid provtagningstillfället 2014-03-31. Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Damm 1, 1 m från DV-dike 0-22 cm	Damm 1, 1 m från LV-dike 0-45 cm	Enhet
Torrsubstans	64,2	30,9	%
Kväve Kjeldahl	540	1200	mg/kg
Kväve Kjeldahl	0,084	0,39	% TS
Arsenik (As)	4,9	8,9	mg/kg TS
Barium (Ba)	130	1600	mg/kg TS
Bly (Pb)	17	5,4	mg/kg TS
Fosfor (P)	500	12000	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	0,15	0,27	mg/kg TS
Kobolt (Co)	11	<2,6	mg/kg TS
Koppar (Cu)	22	12	mg/kg TS
Krom (Cr)	49	13	mg/kg TS
Kvicksilver (Hg)	<0,046	<0,052	mg/kg TS
Nickel (Ni)	24	<2,6	mg/kg TS
Vanadin (V)	50	39	mg/kg TS
Zink (Zn)	110	77	mg/kg TS

**Tabell E4.** Resultat av sedimentprover från Södergarnsdammarna vid provtagningstillfället 2014-03-31. Analyser gjorda av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping.

	Damm 1 Sediment- fälla 7	Damm 1 Sediment- fälla 6	Damm 2 Sediment- Fälla 4	Damm 2 Sediment- fälla 8	Enhet
Torrsubstans	18,6	16,7	22,9	13,4	%
Kväve Kjeldahl	720	1300	1100	780	mg/kg
Kväve Kjeldahl	0,39	0,78	0,48	0,58	% TS
Arsenik (As)	5,6	7,3	4,5	4,0	mg/kg TS
Barium (Ba)	500	1700	200	260	mg/kg TS
Bly (Pb)	13	12	18	14	mg/kg TS
Fosfor (P)	1400	11000	990	1200	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	0,31	0,31	0,24	0,33	mg/kg TS
Kobolt (Co)	5,9	2,4	12	8,0	mg/kg TS
Koppar (Cu)	19	17	26	28	mg/kg TS
Krom (Cr)	27	21	45	31	mg/kg TS
Kvicksilver (Hg)	<0,047	<0,048	<0,046	<0,047	mg/kg TS
Nickel (Ni)	14	8,4	27	17	mg/kg TS
Vanadin (V)	39	44	56	41	mg/kg TS
Zink (Zn)	400	500	160	310	mg/kg TS