



---

Sveriges  
lantbruksuniversitet

# Sedimentprovtagning av dagvatten- dammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning

Sediment sampling in stormwater ponds as  
an alternative to flow-weighted water sampling

---

Annika Persson

## REFERAT

### Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning

*Annika Persson*

Dagvatten som runnit av från hårdgjorda ytor, som vägar och hustak, är ofta förorenat med tungmetaller och näringsämnen. Många av dessa ämnen kan göra stor skada om de når recipienten. I Sverige har det blivit allt vanligare med anlagda dammar och våtmarker för dagvattenhantering eftersom forskning har visat på hög reningseffekt hos anläggningarna till låga kostnader. Fortfarande är dock kunskaperna begränsade kring hur dammar ska utformas för att fungera bra och hur uppföljning och utvärdering av deras funktion kan göras på bästa sätt.

För att säkert avgöra avskiljningseffektiviteten hos en damm rekommenderas idag flödesproportionell vattenprovtagning vid in- och utlopp. Detta är en process som kräver stora resurser och tar mycket tid i anspråk. Alternativa metoder efterfrågas av VA-branschen, metoder som kräver mindre resurser men ger säkra resultat. I detta examensarbete undersöks huruvida sedimentprovtagning kan vara ett sådant alternativ.

Sedimentproppar har tagits i fyra dammar där även flödesproportionell vattenprovtagning genomförts. Detta gör det möjligt att jämföra de två metoderna. En metod att samla nysedimenterat material har även testats genom konstruktion och utplacering av sedimentfällor. Sedimentproverna har analyserats med avseende på tungmetallerna Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn men även näringsämnet fosfor.

Resultaten visar bl.a. att halterna av tungmetaller och fosfor i dammsedimenten minskar med avståndet från inloppet. I jämförelse med vattenprovtagningens resultat visar sedimentprovtagningen på en avskiljning i samma storleksordning (samma tiopotens). Därmed dras slutsatsen att en väl utförd sedimentprovtagning definitivt kan vara ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning.

**Nyckelord:** Dagvatten, dagvattendamm, sedimentprovtagning, sedimentfälla, tungmetaller, fosfor, avskiljningseffektivitet, reningseffekt.

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet*

*Ulls väg 17, Ultuna, SE-756 51 Uppsala*

ISSN 1401-5765

# ABSTRACT

## **Sediment sampling in stormwater ponds as an alternative to flow-weighted water sampling**

*Annika Persson*

Stormwater run-off from surfaces such as roads or rooftops is often polluted with heavy metals and nutrients. Many of these substances can cause great damage in biota if they end up in the recipient. In Sweden constructed wetlands and ponds for treatment of stormwater are frequently used, since research has shown that these treatment ponds are reducing stormwater pollution considerably to a low cost. The knowledge of these pollutant removal mechanisms and how follow-up and assessment of the ponds should be performed is still limited.

To determine the pollutant removal efficiency of the stormwater ponds it is recommended that flow-weighted water samples are collected from both the inflow and the outflow of the pond. This method demands considerable resources of time and money for installations and analysis. Alternative methods for assessing pollutant removal are requested, methods with lower costs but relevant results. This thesis is investigating whether sediment sampling could be such an alternative.

Sediment core samples were taken in four stormwater ponds where flow-weighted water sampling has been performed as well. This makes it possible to compare the two methods. A method of sampling recently sedimented material was also tried out by constructing and placing sediment traps on the pond floor. Analysis of concentration of six heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) and phosphorus were carried out.

The results show i.e. that the concentrations of heavy metals and phosphorus in the pond sediments decrease as the distance from the pond inlet increase. Comparing the two methods shows that the results from the sediment sampling are in the same order of magnitude as the results from the water sampling. Consequently, the conclusion states that a well executed sediment sampling may be an alternative to flow-weighted water sampling.

**Keywords:** Stormwater, stormwater pond, sediment sampling, sediment trap, heavy metals, phosphorus, pollutant removal efficiency.

*Department of Soil and Environment, Swedish University of Agriculture*

*Ulls väg 17, Ultuna, SE-756 51 Uppsala*

ISSN 1401-5765

## FÖRORD

Detta examensarbete om 30 hp är gjort som avslutning på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och har utförts på företaget WRS Uppsala AB. Arbetet är en del av projektet NOS-dagvatten som är ett samarbete mellan fem norrortskommuner i Stockholmsregionen. Dessa kommuner, Sigtuna, Sollentuna, Täby, Upplands-Bro och Upplands Väsby har tillsammans med Regionplane- och trafikkontoret i Stockholms läns landsting och Svenskt Vatten Utveckling finansierat projektet och även provtagningarna och analyserna inom detta examensarbete.

Det finns många som hjälpt mig att genomföra arbetet och som förtjänar ett stort tack. Jag vill först och främst tacka min handledare Jonas Andersson på WRS för all hjälp och framförallt för ett intressant och varierande exjobb. Tack också till min ämnesgranskare Jon Petter Gustafsson på Institutionen för mark och miljö, SLU. Karin Johannesson på Linköpings universitet har varit till stor hjälp med laborationsarbetet och andra goda råd, tack.

Vidare vill jag tacka Anna-Kristina Brunberg, Institutionen för ekologi och evolution på Uppsala universitet samt Mats Wallin och Mikael Östlund, Institutionen för vatten och miljö, SLU, för lån av utrustning, Hans Gunnarsson för goda idéer och hjälp med fällbygget, Lars Eriksson för tålmodig datorsupport och min mamma för korrekturläsning. Tack också till alla på Åtoppen för ett varmt välkomnande och trevligt umgänge.

Sist men allra mest vill jag tacka Sophie Gunnarsson på WRS som varit ett värdefullt bollplank under denna tid och hjälpt mig enormt mycket med allt fältarbete.

Uppsala, februari 2010

*Annika Persson*

Copyright © Annika Persson och Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.

UPTEC W10 018, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2010.

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning

*Annika Persson*

Dagvatten är det vatten som efter nederbörd eller smältning inte infiltrerar marken utan rinner av från hårdgjorda ytor som till exempel tak, vägar och parkeringsplatser. Detta vatten är ofta förorenat med framförallt tungmetaller, oljor och näringsämnen. Många av dessa ämnen kan göra stor skada i naturen. Tungmetaller i för höga koncentrationer är giftiga och kan till och med vara dödliga för både växter och djur.

I Sverige har det blivit allt vanligare med öppna biologiska system för att fördröja och rena förorenat dagvatten. Detta innebär att vattnet leds till dammar och våtmarken där naturliga processer renar vattnet. Reningen består fram för allt av att partiklar som vattnet bär med sig sedimenterar i dammarna. Eftersom det mesta av föroreningarna är kemiskt bundna till partiklar avskiljs föroreningarna från vattnet och hamnar i dammens sediment då partiklarna faller till botten.

För att utvärdera hur väl en damm renar dagvatten rekommenderas flödesproportionell vattenprovtagning. Detta innebär att vattenprover på inkommande och utgående vatten tas. Genom att ta differensen på uppmätta mängder av föroreningar i in- respektive utlopp fås ett mått på dammens reningseffekt. Dessa prover bör tas ofta och under lång tid, storleksordningen ett par år, för att ge säkra värden. Att proverna tas flödesproportionellt innebär att fler prover tas om flödet in till dammen är högt. Denna metod kräver stora resurser och tid i anspråk eftersom investeringar i provtagare och installeringar krävs, kostnader för analyser blir höga och underhåll och provtagning tar mycket tid.

Mot denna bakgrund är det av stort intresse att hitta en alternativ metod för utvärdering av enskilda dagvattendammars funktion. En metod som inte kräver lika stora resurser som flödesproportionell vattenprovtagning men som ändå ger säkra och relevanta resultat. I detta examensarbete undersöks om provtagning av dammarnas sediment kan vara en sådan metod. Ackumulerade halter av tungmetaller i dammsedimenten ger en säker bild av hur mycket av inkommande föroreningar som faktiskt avskiljs från vattnet och stannar i dagvattenanläggningen.

Examensarbetet har genomförts inom projektet NOS-dagvatten som är ett samarbete mellan fem norrortskommuner i Stockholmsområdet med syftet att öka kunskapen om dagvattenreningsanläggningar. Fem dagvattendammar har valts ut för noggrann uppföljning genom flödesproportionell vattenprovtagning. Det är i dessa dammar som sedimentprovtagningar utförts. Syftet med examensarbetet har varit att jämföra resultaten från sedimentprovtagningen med vattenprovtagningens resultat.

Förhoppningen var att dessa resultat av avskilda mängder föroreningar överensstämmer någorlunda väl eftersom det i så fall innebär att sedimentprovtagningar kan utgöra ett alternativ till de resurskrävande flödesproportionella vattenprovtagningarna.

Inom sedimentundersökningen har två metoder att ta sedimentprover testats. Sedimentproppar har tagits på flera ställen i alla dammar. Eftersom propparna får med allt sediment, ända ner till underliggande lera, ger de information om hur mycket föroreningar dammen avskiljt från dagvattnet sedan dammen togs i bruk. En metod att samla nysedimenterat material har även testats. Det har gjorts genom att en så kallad sedimentfälla konstruerats och placerats ut på dammarnas bottnar. Det uppsamlade materialet ger information om hur mycket föroreningar som dammen avskilt under den begränsade period som fällan stått i fält. De sedimentprover som samlats in har analyserats med avseende på sex tungmetaller och näringsämnet fosfor. Eftersom volymen och densiteten för sedimentet i dammarna bestämts har en total mängd av avskilda föroreningar i antal kg kunnat beräknas.

Resultaten visar att dammarna fungerar som avskiljare av dagvattnets föroreningar, stora mängder tungmetaller har fastlagts i sedimenten. Halterna av tungmetaller är betydligt högre i dammsedimenten än de halter som naturligt förekommer i marken. Koncentrationerna av krom, koppar, nickel och zink klassas som måttligt höga enligt Naturvårdsverket. I dammarnas inlopp når koppar och zinkhalterna upp till höga nivåer. Kadmium och bly förekommer i låga halter i alla dammar. Naturvårdsverket har även tagit fram riktvärden för förorenad mark. Dessa ger rekommendationer om hur förorenade massor kan användas för att riskerna av negativa effekter av en specifik förorening ska minimeras. Enligt dessa riktvärden innehåller sedimenten i två av de undersökta dammarna för höga halter av zink för att kunna användas, ens till mindre känslig markanvändning som utfyllnad vid vägbyggen och industrimark. Hur sedimenten kan användas är viktigt att känna till eftersom dammarna med tiden blir fulla av sediment och måste rensas.

Analyserna visar en tydlig trend. Halterna av tungmetaller och fosfor minskar längs med dammen, avskiljningen är med andra ord som störst vid inloppet. Detta kan inte enbart förklaras med att sedimenteringen är som störst vid inloppet. Halterna men inte mängderna borde i så fall vara konstanta genom dammen. Troligt är att tungmetallförekomsten beror av halten organiskt material i sedimentet, eftersom metaller ofta binder starkt till organiska ämnen. Teorin stämmer med resultaten som visar att halten av organiskt material är större vid dammarnas inlopp än deras utlopp.

Resultaten från sedimentundersökningen är i samma storleksordning som vattenprovtagningens resultat avseende tungmetaller. Det finns ingen trend som tyder på att den ena metoden resulterar i högre halter än den andra. Eftersom avskiljningen enligt de två metoderna ligger inom samma tiopotens för de flesta dammar och metaller kan antas att en väl genomförd sedimentprovtagning, med prover och volymkvantifieringar från alla aktiva delar av anläggningen, definitivt kan vara ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Referat .....	i
Abstract.....	ii
Förord .....	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning.....	iv
1 Inledning.....	1
2 Syfte .....	2
3 Bakgrund .....	3
3.1 Funktionella ytor i dagvattenanläggningar .....	3
3.2 Dagvattendammars funktion.....	4
3.2.1 Reningsprocesser .....	4
3.2.2 Hydrologi.....	6
3.2.3 Hydraulik .....	7
3.2.4 Fastläggning av tungmetaller .....	7
3.2.5 Avskiljning och fastläggning av fosfor .....	10
3.3 Tungmetallers egenskaper .....	11
3.3.1 Tungmetallers biologiska roll.....	11
3.4 Dagvattnets föroreningskällor.....	13
3.4.1 Tungmetaller.....	13
3.4.2 Näringsämnen.....	15
4 Projektet NOS-dagvatten.....	16
4.1 Beskrivning av de fem dammarna .....	16
4.1.1 Ladbrodammen.....	16
4.1.2 Myrängsdammen .....	17
4.1.3 Steningedalens årike .....	18
4.1.4 Tibbledammen .....	20
4.1.5 Viby Gårds dammar .....	21
5 Metoder .....	22
5.1 Provtagningen .....	22
5.1.1 Sedimentproppar.....	22
5.1.2 Sedimentfällor .....	27
5.1.3 Syrgashalt, temperatur och pH-värde .....	30

5.2	Kemiska analyser .....	30
5.2.1	Tungmetaller.....	30
5.2.2	Fosfor.....	30
5.2.3	Glödgningsförlust och torrsubstans .....	32
5.2.4	Densitetsbestämning .....	32
5.3	Volymkvantifiering och avskilda mängder.....	33
6	Resultat.....	34
6.1	Temperatur, syrgashalt och pH-värde.....	34
6.2	Glödgningsförlust .....	34
6.3	Sedimentdensitet .....	35
6.4	Sedimentkvantifiering .....	35
6.5	Sedimentproppar .....	36
6.5.1	Föroreningshalter i sedimenten .....	36
6.5.2	Avskilda mängder.....	44
6.6	Sedimentfällor.....	45
6.6.1	Utvärdering av metoden .....	45
6.6.2	Föroreningshalter .....	46
6.6.3	Avskilda mängder.....	49
6.7	Jämförelse mellan metoderna .....	49
6.7.1	Metodjämförelse under hela driftsperioden.....	50
6.7.2	Metodjämförelse under fällperioden .....	52
7	Diskussion .....	53
7.1	Statistik .....	53
7.2	Densitetbestämning.....	53
7.3	Halter och avskilda mängder .....	53
7.3.1	Minskning av halterna i dammens flödesriktning .....	53
7.3.2	Haltminskning med sedimentdjupet .....	54
7.3.3	Naturvårdsverkets riktvärden och muddring av förorenade sedimenten..	55
7.3.4	Kadmium .....	55
7.3.5	Fosfor.....	56
7.4	Sedimentfällorna .....	56
7.4.1	Den första versionen av fälla .....	56
7.4.2	Den förbättrade fällan .....	57



7.5	Metodjämförelse .....	57
7.6	Andra relevanta undersökningar .....	59
7.7	Praktiska rekommendationer för sedimentprovtagningar .....	59
7.7.1	Sedimentproppar.....	59
7.7.2	Sedimentfällor .....	60
8	Slutsats .....	61
9	Referenser.....	62
	Muntliga källor .....	66
	Bilaga 1 – Sedimentfällans konstruktion.....	67
	Bilaga 2 – Beräkningar .....	68
	Densitet .....	68
	Volymkvantifiering av sedimentet i dammarna och avskilda mängder.....	69
	Bilaga 3 - Avskilda mängder i varje damm och sektion .....	70
	Ladbrodammen.....	70
	Myrängsdammen .....	70
	Steningedalens årike.....	70
	Vibydammen .....	70

## 1 INLEDNING

Dagvatten är det vatten som efter nederbörd eller smältning inte infiltrerar marken utan rinner av från hårdgjorda ytor som till exempel tak, vägar och parkeringsplatser. Detta vatten bär ofta med sig föroreningar som dels kommer från luftföroreningar med nederbörden och dels från de ytor som regnvattnet faller på och spolar rena. De vanligaste föroreningarna i dagvattnet är tungmetaller, oljor, näringsämnen och giftiga kolväten. Många av dessa ämnen kan göra stor skada om de når recipienten och bioackumuleras och biomagnifieras i näringskedjan.

Sedan 1990-talet har man i Sverige i stor utsträckning börjat använda sig av öppna system för att rena dagvatten. Anläggandet av dammar och våtmarker har ökat dramatiskt sedan flera undersökningar visat på dammarnas höga reningseffekt till låga kostnader (Pettersson, 1999). Dammar för dagvattenhantering har blivit en allt vanligare metod inom VA-branschen och flera uppföljningsstudier har gjorts, bland annat av German (2001), Pettersson (1999) och Starzec m.fl. (2005). Det saknas dock fortfarande kunskap om hur dammar ska utformas för att fungera bra och hur man på ett rationellt sätt följer upp dammarnas funktion. Samtidigt ställs det allt oftare krav från tillsynsmyndigheterna på uppföljningsprogram. Av denna anledning startades projektet ”Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner”, även kallat NOS-dagvatten, som är ett samarbete mellan fem kommuner i Stockholmsregionen.

Dammar och våtmarkers viktigaste effekter för hantering av dagvatten är dels att de fungerar som flödesutjämnare, dels att de samtidigt förbättrar vattenkvaliteten. Det senare sker framförallt genom sedimentering av partikulärt material till vilket föroreningar som tungmetaller ofta är bundna men också genom avskiljning av näringsämnen. Den allra största delen av föroreningarna i inkommande vatten samlas därmed i dammarnas sediment, varför föroreningshalterna i dessa är en viktig måttstock på hur bra reningseffekten är. Eftersom dammarna med tiden blir fulla av sediment kan muddring bli nödvändigt. Det är då viktigt att veta föroreningshalterna i sedimenten för att avgöra vad massorna kan användas till.

Att utvärdera hur väl en damm renar dagvatten, det vill säga att bestämma dess avskiljningseffekt, är en process som kräver stora resurser och tid i anspråk. För att säkert avgöra avskiljningseffekten hos en damm rekommenderas flödesproportionell vattenprovtagning i både in- och utlopp under lång tid, storleksordningen några år, och under flera efter varandra påföljande högflöden (Pettersson, 1999). Genom att ta differensen mellan in- och uthalter och genom att mäta flödet in och ut ur dammen kan den avskilda mängden föroreningar bestämmas. Denna typ av uppföljning är resurskrävande eftersom stora investeringar i provtagare och installationer krävs, kostnader för analyser blir höga och underhåll och provtagning tar mycket tid.

På grund av den höga investeringskostnaden för denna typ av utvärdering tas ofta stickprov av vattnet istället för flödesproportionella prover, vilket med största

sannolikhet resulterar att i plötsliga höga flöden som kan ha höga halter av föroreningar missas och därmed ger ett missvisande resultat som följd.

Mot denna bakgrund skulle det vara av stort intresse att hitta en alternativ metod att utvärdera enskilda dagvattendammars avskiljningseffektivitet, en metod som inte kräver lika stora resurser som flödesproportionell vattenprovtagning men som ändå ger säkra och relevanta resultat. I detta examensarbete undersöks huruvida sedimentprovtagning kan vara ett sådant alternativ. Metoden bygger på att ackumulerade halter av tungmetaller och näringsämnen i dammsedimenten ger en säker bild av hur mycket av inkommande föroreningar som faktiskt avskiljs från vattnet och stannar i dagvattenanläggningen.

## 2 SYFTE

Syftet med detta examensarbete är:

- att undersöka om det finns något samband mellan mängden föroreningar som avskiljs i dammarna enligt vattenprovtagningen och de mängder som hittas i dammarnas sediment. Om detta är fallet skulle sedimentprovtagningar kunna vara ett alternativ till den resurskrävande flödesproportionella vattenprovtagningen.
- att som en del av sedimentundersökningen testa två metoder; sedimentprovtagning och utsättning av sedimentfällor och utvärdera dessa metoder samt ge rekommendationer om hur sådana undersökningar kan utföras.
- att genom sedimentprovtagning bestämma halter av tungmetaller och fosfor i några dagvattendammars sediment och därmed avgöra vad massorna kan användas till vid eventuell muddring.

För att nå syftet med examensarbetet har sedimentprovtagningar utförts i fem dagvattendammar i Stockholmsområdet som mellan 2007 och 2009 ingått i den omfattande uppföljningsstudien NOS-dagvatten (Norrortskommuner i samverkan) och bland annat följts genom flödesproportionell vattenprovtagning. Tack vare detta har det varit möjligt att jämföra de två utvärderingsmetoderna. De avskilda mängder föroreningar som beräknats fram med hjälp av vattenprovtagningen har jämförts med de mängder som hittats i dammarnas sediment.

Inom metoden sedimentprovtagning har två olika tillvägagångssätt använts. Sedimentproppar har tagits som ger information om de föroreningar som fastlagts i dammen sedan denna togs i bruk. En metod att samla nysedimenterat material har även testats genom konstruktion och utsättning av sedimentfällor. Alla sedimentprover har analyserats med avseende på innehåll av sex tungmetaller och näringsämnet fosfor.

Uppsatsen innefattar även en litteraturstudie som behandlar dagvattnets föroreningskällor, tungmetallers egenskaper och biologiska roll och framförallt dagvattendammars funktion och de reningsprocesser som förekommer där.

### 3 BAKGRUND

#### 3.1 FUNKTIONELLA YTOR I DAGVATTENANLÄGGNINGAR

De öppna system som anläggs för rening av dagvatten idag är ofta en kombination av flera olika funktionella ytor. Så är även fallet i de dagvattendammar som undersökts i detta arbete. Några av de vanligaste typerna beskrivs i detta avsnitt.

I litteraturen definieras begreppen *våtmark* och *damm* olika beroende på deras funktion. Skillnaden mellan en våtmark och en damm är inte heller klart definierad. En våtmark beskrivs av Nationalencyklopedin som en mark som under största delen av året är vattenmättad. Även mycket grunda sjöar med vegetation räknas till våtmarker. En dagvattendamm förklaras gärna med funktionen att reducera föroreningar från inkommande vatten. Dagvattendammar konstrueras ofta för att samla upp partiklar genom sedimentation och görs därför djupare än en våtmark som anläggs för avskiljning av närsalter. Närsaltsavskiljningen gynnas av mycket växtlighet varför dessa ofta är grunda. Persson (1998) sammanfattar begreppsförvirringen med att konstatera att en damm alltid är en våtmark medan en våtmark inte alltid behöver vara en damm.

*Översilningsytor* är torra, vegetationstäckta ytor med svag sluttning som översilas med långsamt rinnande vattnet. Dessa fungerar som avskiljare av föroreningar på flera sätt. Sedimentering av partiklar sker när vattnet rinner långsamt, men även infiltration i marken och adsorption till markpartiklarna. Växtligheten spelar stor roll i en översilningsyta eftersom denna bromsar upp vattnets hastighet men även filtrerar vattnet på dess föroreningar. För att undvika att växtligheten ska vika sig vid höga flöden och att jorden ska erodera utformas översilningsytor så att vattendjupet och vattenhastigheten alltid är mycket låg. (Lindvall m.fl. 2009, Larm, 1994)

*Infiltrationsytor* innebär ett mer avgränsat system än översilningsytor även om de båda är vegetationstäckta ytor som inte har permanent vattenspegel. Tanken med infiltrationsytor är dock att ingen ytavrinning sker utan allt vatten infiltrerar marken och bildar grundvatten. (Wittgren, 1994)

*Meandrande diken* är sådana där vattnet slingrar sig fram i kurvor. Det slingrande mönstret ger ett sätt att minska energiförlusten i vattnet och dess hastighet. Bottentransporten av partiklar är liten i denna typ av åsträckor. (Adriellsson, 2010)

## 3.2 DAGVATTENDAMMARS FUNKTION

Det finns flera fördelar med att leda dagvatten till dammar och andra öppna system. Reningseffekten och flödesutjämningen av dagvattnet är de främsta funktionerna hos en dagvattendamm. Flödesutjämningen är viktig för att motverka översvämningar vid kraftiga regn eller smältningar, men gör också att vattnets hastighet sänks vilket är bra för reningsprocesserna. Dammarna bildar även uppskattade rekreativsområden för människor och upplevs i de flesta fall som estetiska tilltalande inslag i stadsbilden. En annan positiv effekt är att den biologiska mångfalden gynnas; många växter och djur trivs i den miljö som långsamt flödande vattendrag och dammar utgör.

Hur effektiv en damm är från renings synpunkt beror på tre faktorer: reningsprocesserna som förekommer i dammen (både fysikaliska, biologiska och kemiska), dammens hydrologiska egenskaper och dammens hydrauliska egenskaper. (Persson, 1998)

### 3.2.1 Reningsprocesser

#### *Sedimentation*

Eftersom dagvattnets föroreningar, framförallt tungmetaller men även fosfor, oftast är bundna till små partiklar är sedimentation en mycket viktig process för avskiljningen av föroreningar (Pettersson, 1999). När det suspenderade partikulära materialet sjunker till botten renas vattnet.

I en studie utförd av Jakobsson (2005) undersöktes vilka parametrar som har störst påverkan på fastläggningen av tungmetaller. Resultaten visade att hög fallhastighet för partiklar och därmed sedimentationen är den faktor som i högst grad minskar utläckaget av metaller från våtmarken.

Sedimentation sker i två steg. Först *koagulerar* små partiklar, vilket innebär att deras elektrostatiska laddning minskar så att de inte längre repellerar varandra. Detta gör det möjligt för nästa steg som innebär *flockning*, då de små partiklarna kolliderar och klumpar ihop sig till så kallade flockar. Flockningen resulterar i aggregat som är tunga nog att sjunka, det vill säga har högre densitet än vattnet, och sedimenteringen är avslutad. (Weiner, 2000)

När hastigheten på vattnet minskar sedimenterar det suspenderade materialet. Detta styrs till största delen av ett samband mellan materialets partikelstorlek och vattnets hastighet (Persson, 1998). Om laminärt flöde kan antas i dammen, det vill säga att Reynolds tal,  $Re$  är mindre än 1,0, så gäller Stokes lag för en sfärisk partikels sjunkhastighet:

$$v = \frac{g(\rho_p - \rho)d^2}{18\mu} \quad (1)$$

där  $v$  är partikelns sjunkhastighet [m/s],  $g$  är gravitationsaccelerationen [ $m/s^2$ ],  $\rho_p$  densiteten för partikeln [ $kg/m^3$ ],  $\rho$  är densiteten på vattnet (vätskan) [ $kg/m^3$ ],  $d$  är partikelns diameter [m] och  $\mu$  är viskositeten hos vätskan [ $kg/s\ m$ ].

Eftersom det i naturen varken är troligt med enbart laminärt flöde eller att alla inkommande partiklar är sfäriska och eftersom det är svårt att ta reda på alla partiklars olika densitet måste sjunkhastigheter hos inkommande partiklar bestämmas experimentellt (Kadlec & Knight, 1996).

Det finns många andra faktorer som också kan påverka sedimentationen. Resuspension är en sådan och innebär omflyttning och uppvirvling av sedimenterat material. Det är dock framförallt vid höga vattenhastigheter, vilket generellt inte karakteriserar dagvattendammar, som det finns risk för resuspension. Är dammarna dessutom be vuxna minskar risken ytterligare. För att undvika resuspension i dammar ska de inte utformas allt för långsmala, speciellt viktigt är detta för högbelastade dammar. (Kadlec & Knight, 1996)

Vind kan störa sedimentationen och öka resuspensionen. Av denna anledning rekommenderas att dammar placeras vinkelrätt mot den dominerande vindriktningen (Persson, 1998).

När sediment virvlas upp av djur kallas det för bioturbation. Djur av alla storlekar kan skapa omrörning i sedimenten på grund av att de letar mat, bygger bo eller bara lever på dammens botten (Kadlec & Knight, 1996). Detta är dock inte bara negativt utan kan bidra till syresättning av sedimenten.

### ***Vegetationens roll***

Vegetation i en damm gynnar reningen på flera sätt. Under växtsäsongen tas fosfor och kväve upp av växterna och om dessa skördas och bortförs från dammen på hösten tas näringsämnen ur systemet. Utan skörd blir dock nettoavskiljningen inte särskilt stor eftersom växterna dör och bryts ner varje år och ämnena återgår då till vattnet (Persson, 1998). Endast 1-10% näringsämnen anses avskiljt i oskördade system på lång sikt (Leonardsson, 1994). Denna mängd näringsämnen har då upplagrats i förnan och i ytliga sediment (Wittgren, 1994). Det finns forskare som hävdar att skörd av dammens växtlighet inte lönar sig på grund av att arbetskostnaden för detta ofta är hög. Samtidigt blir en stor del av det i växten upptagna kvävet i alla fall kvar i dammen eftersom en stor del lagras i växternas rotsystem (Reed m.fl., 1995). Tonderski m.fl. (2002) menar istället att regelbunden skörd av vegetationen kan resultera i återvinning av närsalter till jordbruket så att användandet av gödselmedel kan minska. Detta är antagligen mer aktuellt i våtmarker som i första hand är anlagda för att minska näringsbelastningen, vilket inte är fallet med dagvattendammar.

Andra fördelar med vegetation i dagvattendammar är att rötter och växtdelar under vattenytan hjälper till att binda sedimentet så att resuspensionen minskar till exempel vid höga vattenflöden som virvlar upp och transporterar bort sedimentets ytskikt (Tonderski m.fl., 2002). På samma sätt minskar växterna den resuspension som uppstår på grund av vind, de fungerar helt enkelt som vindskydd (Wittgren, 1994). Växterna bidrar även direkt till avskiljningen av tungmetaller genom att de bildar ett filter och för att de även tar upp mindre partiklar som är så små att de inte sedimenterar (Persson, 1998). Växter har olika förmåga att ta upp tungmetaller, vilket har undersökts av bland

andra Fritioff och Greger (2003). Deras resultat visade att bredkaveldun (*Typha latifolia*) och igelknopp (*Sparganiaceae sparganium*) har god förmåga att ta upp zink och bly. Hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) tar lätt upp koppar, krom och bly, men har lite sämre upptagningsförmåga för kadmium.

Växternas upptag av metaller beror också på metallens förekomstform och sker lättast då metallen är vattenlöslig eller som utbytbar metalljon.

Växtligheten bidrar också på flera olika sätt till en ökad nitrifikation och denitrifikation (Tonderski m.fl., 2002) som är de biologiska processer där mikroorganismer omvandlar ammonium till nitrit och sedan nitrat, respektive omvandling av nitrat till atmosfärisk kvävgas och på så sätt avskiljer näringsämnet kväve från vattnet och dammen.

### 3.2.2 Hydrologi

En damms hydrologi beskriver omsättningen av vatten i denna. Avsänkningstiden för dammen, som är den tid det skulle ta att tömma dammen på vatten om tillflödet helt avstannade, är en viktig aspekt vid dimensioneringen. Dammen måste kunna ta emot höga flöden utan att överbelastas, vilket innebär en förhållandevis kort avsänkningstid. Å andra sidan ska vattnet helst behållas länge i dammen även då det går lång tid mellan regntillfällena, vilket istället kräver en längre avsänkningstid. En lång uppehållstid för vattnet i dammen är värdefullt för reningsprocesserna. Ideal uppehållstid för dagvatten i dammar är svårt att bestämma generellt eftersom utformning och därmed funktion varierar, men rekommendationer ligger i allmänhet kring ett till tre dygn (Persson, 1998).

En hydrologiskt effektiv damm har hög förmåga att ta hand om inkommande vatten under den avsänkningstid den är dimensionerad för (Persson, 1998). Det är speciellt viktigt för dagvattendammar att ha en hög hydrologisk effektivitet eftersom dagvattenflöden varierar kraftigt, både i volym och föroreningshalt. Den hydrologiska effektiviteten är kvoten mellan vattenvolymen i dammen och volym av tillrinnande vatten under en tidsperiod.

Dammens volym är således en viktig faktor för hur effektiv dammen blir ur reningssynpunkt. Det är viktigt att dammen är stor nog för att flödes hastigheten ska minska vilket gynnar sedimentationen och ger vattnet tillräckligt lång uppehållstid för andra reningsprocesser (Tonderski m.fl., 2002). I en stor damm är också möjligheterna för magasinering stora, vilket är mycket viktigt i dagvattensammanhang.

Fördröjningskapaciteten minskar dock om den permanenta vattenvolymen i dammen är stor (Persson, 1998) eftersom möjligheten att ta emot och hålla stora inkommande volymer minskar.

Det har forskats kring hur stora dammarna behöver vara för att uppnå tillfredsställande rening av dagvattnet. I en studie gjord på fyra svenska dammar (Pettersson m.fl., 1999) jämfördes avskiljningseffektiviteten med den specifika dammarean. Den specifika dammarean är ett mått på dammens yta i förhållande till avrinningsområdets hårdgjorda delytor, det vill säga den yta av avrinningsområdet som främst bidrar till avrinning och

bildning av dagvatten (Larm, 2000). Pettersson m.fl. kom fram till att en större specifik dammareal ger bättre avskiljningseffekt – upp till en viss gräns. När den specifika dammarean överstiger 250 m<sup>2</sup>/hektar ges endast en marginell förbättring av reningsgraden. Detta innebär i praktiken att de flesta dammar som anläggs idag inte har större yta än 0,025 % av avrinningsområdets hårdgjorda ytor.

### 3.2.3 Hydraulik

Hydraulik handlar här om strömningsförhållanden i dammen. Hög hydraulisk effektivitet innebär att inkommande vatten fördelas väl och sprids i hela dammen. När hela dammen utnyttjas blir reningsprocesserna effektivare. En undersökning gjord av Vikström m.fl. (2004) visade att avskiljningen av tungmetaller, suspenderat material och näringsämnen ökar linjärt med ökad hydraulisk effektivitet.

Utformningen av dammen, med placering av in- och utlopp, bredd i förhållande till längd och dammens form spelar mycket stor roll för den hydrauliska effektiviteten. Både Vikström m.fl. (2004) och Persson (2000) har undersökt hur dammformen påverkar den hydrauliska effektiviteten genom bland annat spårämnesförsök. I båda fallen visade resultaten att en lång och smal damm ger bättre hydraulisk effektivitet än en kort och bred. Perssons studie (2000) visade även att den hydrauliska effektiviteten ökar om små öar placerades nära utloppet. Öarna hjälper till att sprida inkommande vatten mot dammens sidor. Samma effekt visade sig breda inlopp med undervattensvallar.

Vid anläggande av dagvattendammar är det viktigt att sträva efter en god hydraulisk effektivitet, det vill säga att allt inkommande vatten kommer i kontakt med de organismer som finns i dammen och ska rena vattnet.

### 3.2.4 Fastläggning av tungmetaller

Det har redan konstaterats att den viktigaste processen för avskiljning av tungmetaller från dagvattnet sker genom sedimentering. Hur metallerna binder till sedimentet och hur permanent de binds in beror av kemiska processer, där de viktigaste är: *adsorption* och *utfällning* (Gustafsson m.fl., 2007).

#### *Adsorption*

När ett ämne i lösning, i jonform, binds fast till ytan på ett fast ämne kallas det för att det lösta ämnet adsorberats. Denna fastbindning kan göras mer eller mindre hårt, beroende på jonernas och ytornas egenskaper. Metaller i lösning förekommer i de allra flesta fall som positivt laddade joner, katjoner. Ytor på partiklar eller humusämnen är ofta negativt laddade varför de attraherar metalljonerna.

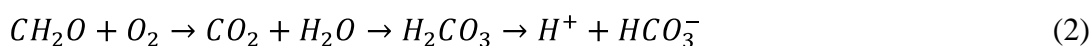
Den svagare typen av adsorption kallas *jonbyte* och är egentligen en elektrostatisk attraktion mellan jon och yta. Att denna bindning är svag beror på att jonerna i lösningen inte binder direkt till ytan utan har vattenmolekyler däremellan. Dessa joner lakar lätt från sedimenten ut i vattnet igen och är dessutom lättillgängliga för växter. (Eriksson m.fl, 2005, Gustafsson m.fl., 2007)



Mindre lakningsbenägna och växttillgängliga är de joner som adsorberats till sedimentytorna genom bildning av *ytkomplex*. Detta innebär att jonerna bildar komplex<sup>1</sup> med reaktiva grupper som sitter på partikelytorna. Katjoner och därmed tungmetaller binds oftast till partiklar eller humusämnen. De reaktiva grupperna är hydroxylgrupper (OH) på partikelytor, där katjonen bildar komplex med syret i denna grupp. På samma sätt bildas komplex med syret i de karboxylgrupper (COOH) som finns i humusämnen. (Gustafsson m.fl., 2007) Eftersom denna komplexbildning binder jonen mycket nära ytan, i vissa fall blir jonen till och med en del av ytan, är dessa joner starkt fastlagda och svårutbytbara (White, 2006, Eriksson m.fl., 2005).

Adsorptionen är starkt pH-beroende. Detta påverkar fastläggningen av tungmetaller eftersom dessa framförallt binder till negativt laddade ytor hos partiklar, oxider och humusämnen (Gustafsson m.fl., 2007). Den negativa laddningen hos dessa ytor beror nämligen av pH. Ju högre pH desto negativare laddning hos ytan och desto starkare binds tungmetallerna. Hos organiska ämnen är ytan negativt laddad från pH 3 och uppåt. (White, 2006) I marklösningar och sediment med lågt pH finns stor risk att fastlagda metaller går ut i lösning. Förklaringen till detta är att överskottet av vätejoner, som ett lågt pH innebär, tränger ut de katjoner som bundits till sedimentpartiklarnas ytor genom jonbyte. Katjonen lakas då ut i vattnet tillsammans med syrans anjon. (Eriksson m.fl., 2005)

Ett lågt pH kan uppstå på många sätt i naturen, men störst risk i dessa sammanhang är en hög biologisk nedbrytning, så länge syre finns närvarande. Vid nedbrytning av organiskt material bildas koldioxid samtidigt som syre åtgår. Vid denna process bildar koldioxiden tillsammans med vatten kolsyra. Kolsyran i sin tur protolyseras och följden blir ett överskott av vätejoner i vattnet enligt (White, 2006):



För att undersöka vilka faktorer som påverkar reningseffekten av närsalter och tungmetaller modellerade Florberger (2006) strömningen i fyra dagvattendammar och genomförde en multipel regressionsanalys. Verktöget som användes var Matlab 7.0.4. Resultaten visade att störst betydelse för avskiljningen av bly och koppar har halten av inkommande suspenderat material. Ju högre halt desto större avskiljning. Detta understryker adsorptionen till partiklar och sediment som en av de viktigaste processerna för avskiljning av tungmetaller.

### **Utfällning**

Tillsammans med karbonat-, sulfat- eller hydroxidjoner kan metaller bilda svårslösliga fällningar som blir en del av sedimentet (Weiner, 2000).

---

<sup>1</sup> Ett komplex är en förening mellan joner där egenskaperna hos dessa joner inte förändras vid bildningen av komplexet (Eriksson m.fl., 2005).

### ***Indelning av metaller efter deras fastläggningssegenskaper***

Metaller har olika fastläggningssegenskaper i mark och sediment och brukar delas upp efter dessa. Det är deras relativa förmåga att reagera med syreligander - syremolekyler som delar med sig av sina elektroner - som påverkar bindningen till olika material och som grupperingarna nedan bygger på (Gustafsson m.fl., 2007). De metaller med starkt adsorberande egenskaper och som binder hårt till humusämnen och andra laddade ytor blir mindre rörliga i marken och i sedimenten och lakas inte så lätt ut till vattnet. Det är dessa ämnen som kan bli kvar i mark och sediment under lång tid framöver, även efter att utsläppen upphört.

#### *Hydroxidbildande metaller*

Aluminium och krom (trevärt) är exempel på metaller i denna grupp. De hydrolyseras<sup>2</sup> lätt vilket innebär att när pH ligger på ett värde över 4-5 förekommer metallerna mest som hydroxokomplex<sup>3</sup>. Lösligheten regleras då av hydroxidutfällningar. Eftersom dessa metaller även bildar starka komplex med organiska ligander transporteras de oftast i form av organiska komplex. Om pH istället ligger under 4 är det adsorption till humusämnen eller lermaterial som styr lösligheten.

Krom förekommer i två redoxformer, som trevärt, Cr (III) och som sexvärt, Cr (VI). Den sexvärda formen, som alltid är en anjon, är den absolut mest toxiska av de två, men förekommer naturligt i väldigt små halter (Eriksson m.fl., 2005). Cr (III) har mycket låg löslighet i marken.

#### *Starkt adsorberande metallkationer*

Denna typ av metaller binds mycket starkt till humusämnen och andra laddade ytor eftersom metallerna gärna komplexbinder till humusämnenas hydroxyl-, karboxyl- och fenolgrupper. Koppar, bly och kvicksilver hör till denna grupp. Dessa metaller har låg löslighet och transporteras därför oftast bundna till olika komplex. Precis som ovan nämnda grupp hydrolyseras dessa metaller lätt, men hydroxiderna som bildas är mer lösliga än Al- och Cr-hydroxiderna. Om det råder syrebrist i sedimenten eller i marken blir miljön reducerande varpå olika sulfider lätt bildas. Sulfiderna minskar metallernas löslighet ytterligare.

#### *Medelstarkt adsorberande metallkationer*

Lösligheten hos medelstarkt adsorberande metaller varierar mycket och beror av pH, där ett sjunkande pH-värde ökar lösligheten. Andra faktorer som påverkar fastläggningen är förekomsten av humusämnen, ju mer humusämnen desto mer finns det för metallerna att binda till, och marklösningens sammansättning. Till denna grupp av metaller hör kadmium, nickel och zink.

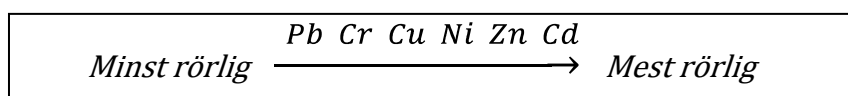
---

<sup>2</sup> Den kemiska process då en molekyl delas till två olika efter att en vattenmolekyl har adderats (Eberson, 2010).

<sup>3</sup> En kemisk förening där metallatomen som centralatom binder till en hydroxoniumjon,  $H_3O^+$  (Eberson, 2010).

### Sammanfattning av tungmetallers rörlighet

Tungmetallernas rörlighet kan sammanfattningsvis ordnas enligt följande (Larm, 1997):



#### 3.2.5 Avskiljning och fastläggning av fosfor

Den viktigaste avskiljningsprocessen i små dammar är sedimentering av partikelbundet fosfor (Braskerud, 2002). På samma sätt som är beskrivet ovan sedimenterar dessa partiklar när vattenhastigheten minskar som följd av att vattnet kommer in i dammen.

Upptag av fosfor genom växter eller mikroorganismer är en annan avskiljningsmekanism. Detta upptag är som störst under växtsäsongen och fosfor frigörs till vattnet igen vid nedbrytningen (Braskerud, 2002). För en märkbar nettoeffekt av växternas upptag måste växterna skördas (Leonardson, 2002). Växters och mikroorganismers fosforupptag går fort, men är relativt litet till mängden sett över tiden (Kadlec & Knight, 1996).

Halterna av järn, aluminium och kalcium i marken är viktiga för markens förmåga att fixera fosfor. Det är främst till oxider och hydroxyoxider av järn och aluminium som fosfatjoner adsorberas. Aluminiumrika lermineral har också en tendens att binda fosfor (Wittgren, 1994). Fosfatjonen,  $\text{PO}_4^{3-}$ , som är den biotillgängliga formen av fosfor, har stor benägenhet att adsorberas till ytor och fällas ut i jorden varför risken för läckage är liten (Wittgren, 1994, Eriksson m.fl., 2005) och bristen på biotillgängligt fosfor är vanligt i många sötvattenmiljöer (Leonardson, 2002).

Eftersom adsorption till markpartiklars ytor är en mycket viktig fastläggningsfaktor för fosfor spelar den totala yta som finns tillgänglig hos partiklarna stor roll. En lerjord har finare partiklar än en sandjord och har därmed en större total yta. Lerjordar har av denna anledning en hög förmåga att binda fosfor. (Wittgren, 1994) Om halten av organiskt material i sedimenten är hög kan fastläggningen av fosfor minska. Detta för att organiskt material också binder till oorganiska partiklars ytor och därmed minskar den lediga ytan för fosfatjonerna (Eriksson m.fl., 2005). Andra faktorer som påverkar adsorptionen är pH där sura förhållanden gynnar utfällningen av fosfor med järn och aluminium medan högre pH gynnar kalciums bindning till fosfat. Redoxpotentialen påverkar lösligheten hos järn och därmed även fastläggningen av fosfor (Wittgren, 1994).

### 3.3 TUNGMETALLERS EGENSKAPER

Definitionen på en tungmetall lyder ofta att dess densitet ska överstiga  $5 \text{ g/cm}^3$ . Detta innebär att till exempel järn, med densiteten  $7,86 \text{ g/cm}^3$ , räknas som en tungmetall, men inte aluminium med  $2,70 \text{ g/cm}^3$ . De sex metaller som studerats i detta arbete är de vanligast förekommande tungmetallerna i dagvatten (Larm, 1994), nämligen kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn).

#### 3.3.1 Tungmetallers biologiska roll

Många av metallerna är essentiella mikronäringsämnen, vilket innebär att växter behöver dem i små mängder för att kunna genomföra sin livscykel. En metall kan vara livsnödvändig för en organism men inte för en annan. För höga halter innebär en toxisk effekt, även av essentiella metaller. Med ökade halter ökar giftigheten och om halterna blir alldeles för höga kan de bli dödliga för organismen.

##### *Bly*

Bly är inte livsnödvändigt för någon organism vad man vet, utan blir toxiskt redan vid relativt låga halter (Eriksson m.fl., 2005). Negativa effekter på organismer i akvatiska miljöer har noterats vid koncentrationer kring  $1 \mu\text{g/l}$  (Blomberg, 2009).

Växter i sura jordar, det vill säga jordar med lågt pH, lider större risk att drabbas av blyförgiftning än växter som lever i jordar med högt pH. Detta beror på att bly vid höga pH-värden förekommer som svårösliga föreningar och alltså inte är särskilt biotillgängliga. Den största delen av det bly som tas upp av växterna lagras i rötterna och stör finrotsbildningen. Även bildningen av bland annat ATP och klorofyll hämmas, vilket stör växtens fotosyntes. (Tyler, 2009)

För människor innebär exponering för bly möjliga skador på nervsystemet och kan ge försämrad intellektuell förmåga, särskilt hos små barn. Vuxna drabbas av högt blodtryck och hjärt- och kärlsjukdomar (Kemikalieinspektionen, 2006). Djur och fåglar som får i sig bly genom födan drabbas precis som människor av nervrubbingar och blodbrist. Kraftig förgiftning kan leda till sänkning av immunförsvaret, tillväxtstörningar och till slut döden. (Tyler, 2009)

##### *Kadmium*

Kadmium anses inte ha någon livsnödvändig funktion och är i höga halter mycket giftigt för alla former av liv (Tyler & Skerfving, 2009). Metallen är toxisk i sig, men blir ännu farligare för växterna eftersom den kemiskt liknar den essentiella metallen zink. När växterna tar upp zink följer kadmium lätt med och bryter ned växten eftersom kadmium tar zinks plats genom att binda till de enzymer som behöver zink för att fungera (Gustafsson m.fl., 2007).

Höga intag av kadmium ger främst effekter på människors njurar, med njursvikt och urkalkning av skelettet och benskörhet som följd. Intag av ris med mycket höga halter av kadmium var orsaken till den smärtsamma itai-itai-sjukan som uppmärksammades i Japan på 1960-talet (Hedlund m.fl., 1997). Kadmium är dessutom troligen cancerogent (Tyler & Skerfving, 2009). I laboratorieförsök har beteendestörningar hos djur med

förhöjda kadmiumhalter påvisats. Detta kan innebära allvarliga risker, framförallt för viltlevande djur (Hedlund m.fl., 1997).

### ***Koppar***

Koppar är ett essentiellt mikronäringsämne för växter och troligen livsnödvändigt för alla levande organismer (Gustafsson m.fl., 2007, Granström m.fl., 2009).

Kopparbrist visar sig på sädeslag genom olika sjukdomar, så som gulspetsjsjuka och slökornsjuka (Eriksson m.fl., 2005) som visar sig som skador på växtens bladspetsar. Hos djur visar sig kopparbrist tydligt genom att pälsen tappas färg, speciellt kring ögonen. Blodbrist och diarréer är också vanliga symptom. (Granström m.fl., 2009) Det är inte ovanligt med kopparbrist i svenska jordar, framförallt i sådana med lågt pH. Detta beror inte på avsaknad av metallen utan för att den vid lågt pH binds hårt till markpartiklar och därmed blir biologiskt svårtillgänglig (Gustafsson m.fl., 2007). Att lida brist på koppar är däremot ovanligt hos människor, men symptomen är bland annat blodbrist, förändringar i hår- och hudpigment och avvikelser hos kärlsystemet (Sarkar, 2002).

Även kopparförgiftning är ovanligt hos människor eftersom tarmen inte tar upp särskilt mycket av ämnet. Akut förgiftning leder till kräkningar och diarré, vilket misstänks förekomma hos små barn som dricker vatten från kopparledning, om vattnet stått stilla något dygn i ledningen (Granström m.fl., 2009, Sarkar, 2002).

Hos betande djur kan akut förgiftning uppstå då de betat på marker som behandlats med kopparhaltiga medel mot parasiter. Djuren får kramper, leverskador och dör inom kort. Fiskar i kopparrikt vatten kan drabbas av rubbning av beteende och fortplantningsstörningar. Många bakterier och svampar är känsliga för höga kopparhalter och nedbrytningen i marken kan därför påverkas negativt vid förhöjda halter, i vissa fall avstanna helt. Hos kärlväxter leder kopparförgiftning till brist på klorofyll vilket gör att de gulnar. (Granström m.fl., 2009)

### ***Krom***

Krom är ett essentiellt spårämne, i alla fall för några typer av organismer (Eriksson m.fl., 2005). Människan behöver metallen för att kunna utnyttja glukos, men det handlar om ett behov av ytterst låga halter hos alla organismer som kräver krom. Brist på krom kan hos ryggradsdjur leda till störningar i fettomsättningen, som är kopplat till glukos, och kan även minska tillväxten och livslängdeslängden (Tyler, 2009).

I höga halter är dock krom, som de flesta tungmetaller, giftigt för de allra flesta organismer. Det är framförallt den sexvärda, i naturen mer ovanliga, formen (Cr-VI) som är toxisk (Gustafsson m.fl., 2007). Den naturligt förekommande formen av krom är trevärd (Cr-III) och inte alls lika giftig. Den binder starkt till bland annat humusämnen och är därmed inte särskilt biotillgänglig. I jordar som är starkt kromförgiftade förekommer störningar av mikrobiella processer. I vattenlevande djur har man sett skador på olika inre organ och hos människan kan kontakt med metallens föreningar skapa hudallergier. (Tyler, 2009) Vissa föreningar som innehåller krom anses vara

cancerframkallande (Thiringer & Elding, 2009). Framförallt har man sett cancer i andningsorganen hos människor som överexponerats för krom (VI)-föreningar, men även andra cancerformer förekommer (Sarkar, 2002).

### **Nickel**

Nickel liknar kemiskt sett kadmium och är toxisk vid höga koncentrationer, dock inte lika giftig som kadmium (Gustafsson m.fl., 2007). För vissa organismer är nickel ett livsnödvändigt mikronäringsämne eftersom det ingår i enzymet ureas (Sarkar, 2002). Både djur och växter kan förgiftas av höga nickelhalter med varierande symptom. Hos kärllväxter har man sett att tillväxten, bland annat rotutvecklingen, hämmas (Tyler, 2009). Hos människor kan nickel framkalla hudallergier och hämma viktiga enzymprocesser, vilket är typiskt för metaller.

### **Zink**

Zink är en metall som troligtvis är livsnödvändig för alla levande organismer (Hambraeus & Björn, 2009) och det råder ofta brist på zink i jordar (Gustafsson m.fl., 2007). Enligt Eriksson m.fl. (2005) är det ovanligt med zinkbrist i Sverige. Störst är risken i sura sandjordar eller i mosstorvjordar. Zinkbrist hos människan visar sig genom hudförändringar och håravfall och kan i svåra fall leda till tillväxthämning och fördröjd mental utveckling. Hos växter har man sett att brist på metallen kan ge förkrympta blad hos fruktträd. (Hambraeus & Björn, 2009)

I mycket höga halter kan zink vara toxiskt (Gustafsson m.fl., 2007). Zinkförgiftning hos människor är betydligt ovanligare än zinkbrist, men överdosering kan leda till bland annat illamående, kräkningar och magkramper (Sarkar, 2002).

## **3.4 DAGVATTNETS FÖRORENINGSKÄLLOR**

De största föroreningskällorna till dagvatten har undersökts noggrant i den så kallade Göteborgsstudien (Malmqvist, 1983), där föroreningskällorna till dagvattnet från fyra bostadsområden i Göteborgstrakten identifierades. Studien baserar många av sina resultat på mätningar från 1970-talet men är en bra bas för att med ny kunskap om dagvattnets sammansättning och om källornas storleksförändring kunna uppskatta dagens föroreningshalter och källor. Med Göteborgsstudien som grund är detta gjort av bland annat Larm (1994) och Malmqvist m.fl. (1994). I dessa arbeten har det visat sig att de viktigaste föroreningskällorna till dagvatten är atmosfäriskt avfall, trafik, korrosion och spillning från fåglar och hundar.

I detta kapitel presenteras de sju ämnen som undersökts i detta examensarbete, sex tungmetaller och näringsämnet fosfor, och deras främsta föroreningskällor.

### **3.4.1 Tungmetaller**

I opåverkade miljöer är halterna tungmetaller i marklösningen oftast mycket låga, men varierar med den lokala mineralogin och dessa mineralers vittringsbenägenhet. Stora

industriutsläpp såväl som nederbörden påverkar graden av markförsurning lokalt, som i sin tur påverkar markens metallhalt.

Vid all hantering av metaller sker läckage, till exempel från smältverk, stålverk och gjuterier. Förbränning av ved, torv och olja sprider metaller i luften, precis som avfallsförbränning. Vid förbränning och utsläpp av metaller till luft kan dessa hållas kvar i flera dygn i luften och därmed transporteras väldigt långt. Många luftföroreningar kommer av denna anledning från helt andra delar av jorden än där de faller ned med nederbörden. De senaste åren har dock atmosfäriskt nedfall minskat tack vare bättre rening vid utsläppen och förändrade industriprocesser. Trafikutsläppen har även minskat eftersom katalysatorerna i fordon förbättrats och lagar stiftats om tillåtna tungmetallhalter i drivmedlen. (Andersson m.fl., 1993)

### ***Bly***

Dagvattnets innehåll av bly kommer till största delen från atmosfäriskt nedfall och från trafiken. I tätbebyggda områden kan bidraget från trafik vara mycket stort. Halterna av bly i naturen har dock minskat kraftigt de senaste 20-30 åren. Det är framförallt bidraget från städernas trafik som minskat och anledningen är utfasningen av bly i bensinen. I många länder är blybaserad målarfärg fortfarande ett problem som läcker bly till naturen (Sarkar, 2002). Metallen kan transporteras mycket långt med vindar och därför kan utländska utsläpp av bly vara en betydande del av den atmosfäriska depositionen här. Blydepositionen i Sverige har dock minskat med 30 % sedan 1985 (Andersson m.fl., 1993). De senaste tio åren har blyhalterna i Sveriges sjöar och vattendrag varit oförändrade (Blomberg, 2009). Detta beror på att de tidigare luftburna blyföroreningarna som har deponerats i markskiktet nu läcker till sjöar och vattendrag. Utsläppen till luft har minskat, varför ingen ökning av blyhalterna sker.

### ***Kadmium***

Under det senaste århundradet har den största externa källan av kadmium till miljön varit fosforgödselmedlen. Men bara mellan 1995 och 2005 har halterna av kadmium i handelsgödsel minskat med ca 70 % (Gustafsson m.fl., 2007). Eftersom man i Sverige i stor utsträckning övergått till apatitbaserade fosforgödselmedel som nästan är fria från kadmium, kommer numera det största bidraget av kadmium till naturen från den atmosfäriska depositionen. (Eriksson m.fl., 2005)

Till luften kommer kadmium främst från utsläpp vid gruvdrift och från sådan metallindustri där zink hanteras. Detta eftersom kadmium har en stark koppling till zink och förekommer ofta tillsammans med denna tungmetall i naturen, t.ex. i zinkblände, och i andra mineral rika på zink (Eriksson m.fl., 2005).

### ***Koppar***

Kopparföroreningar kommer främst från lokala källor, vanligast är takytor och annat byggnadsmaterial som korroderar. Denna korrosion har dock minskat de senaste årtionden tack vare minskat utsläpp av svaveldioxid och minskat svavelnedfall. En annan stor föroreningskälla är trafiken och framför allt slitningen av fordonsbromsar genererar koppar (Davis m.fl., 2001).

### ***Krom***

I oförorenade skogsjordar och sjöar är halterna av krom mycket låga, framförallt i södra delen av Sverige. Föroreningskällorna är till största delen lokala källor så som trafik, där krom frigörs vid slitage av däck - framförallt dubbdäck (Larm, 1994) -, bromsar och vägbeläggning (Johansson, 2009). Biltvättar är en annan föroreningskälla och från rostfria produkter längs vägar och i urbana miljöer löses också krom ut som når dagvattnet (Davidsson, 2003).

### ***Nickel***

Halterna av nickel i naturen är generellt sett mycket låga med undantag för områden där lokala utsläpp kan öka depositionen. Mycket av den nickel som återfinns i dagvattnet kommer via atmosfärisk deposition från förbränning av kol och olja, produktion av nickellegeringar och förädling av metallen. Andra källor till dagvattnets nickel är läckage från jord och urlakning från soptippar. (Sarkar, 2002)

### ***Zink***

Zink används ofta som byggmaterial, framförallt i galvaniserade ytor på detaljer som ofta finns längs gator så som t.ex. vägräcken, lyktstolpar, elskåp och fönsterbleck. När dessa korroderar och slits hamnar zink i dagvattnet. Denna källa kan vara så stor som 25 % av zinkförekomsten. Även från trafiken kommer en del av zinkföreningarna. Det är framför allt slitningen av fordonsdäck som bidrar (Davis m.fl., 2001). Beroende på trafikmängden i avrinningsområdet kommer mellan 40 % och 10 % av dagvattnets zinkhalter från trafik (Malmqvist m.fl., 1994). Resterande föroreningar kommer från atmosfäriskt nedfall även om denna del har minskat de senaste tio åren, tack vare minskade zinkutsläpp till luft men även minskad försurning av marken (Blomberg, 2009).

### **3.4.2 Näringsämnen**

Halterna av kväve och fosfor i dagvattnet varierar stort med markanvändningen i avrinningsområdet. Jordbruk och åkermark höjer halterna av näringsämnen, jämfört med dagvatten enbart från stadskärnor.

### ***Fosfor***

Källorna till fosfor i dagvatten är många och beror av avrinningsområdets karaktär, men kan delas upp i fyra grupper: atmosfäriskt nedfall, djurspillning, trafik och gödningsmedel. Källorna till den fosfor som finns i luften vet man ganska lite om (Malmqvist m.fl., 1994). Framförallt kommer det fosfor som återfinns i dagvatten från fekalier och från rengöringsmedel så som disk- och tvättmedel. En ökad trafikintensitet har visats ge ökade halter av fosfor i naturen. (Larm, 1994) Andra stora källor är enskilda avlopp och jordbruk.



## 4 PROJEKTET NOS-DAGVATTEN

Detta examensarbete är en del av projektet NOS-dagvatten (Norrortskommuner i samverkan) som är en uppföljning av dagvattenanläggningar i fem kommuner i Stockholmsregionen. Projektets mål är att öka kunskaperna om dagvattnets föroreningsmängder, hur väl dagvattenreningsanläggningarna fungerar och hur utvärdering av dessa bäst bör göras. De samarbetande kommunerna Sigtuna, Sollentuna, Täby, Upplands-Bro och Upplands Väsby finansierar projektet tillsammans med Regionplane- och trafikkontoret i Stockholms läns landsting och Svenskt Vatten Utveckling. WRS Uppsala AB deltar i NOS-projektet som rådgivande konsulter och projektledare. Förhoppningen är att projektet resulterar i större kunskap och erfarenhet om hur samarbete över kommungränserna i dagvattenfrågor kan stärkas och ökad insikt i komplexiteten kring uppföljningsarbete.

Genomförandet av NOS-dagvattenprojektet har inneburit att en anläggning i varje kommun valts ut för utvärdering. Det är dessa dagvattendammar som undersökts i examensarbetet. Mellan 2007 och 2009 har flödesmätning och vattenprovtagning genomförts i dammarnas in- och utlopp. Flödet registreras var 10:e minut och sparas i en logger. Vattenproverna tas flödesproportionellt vilket innebär att fler prover tas vid höga vattenflöden. Dessa samlas in varannan vecka.

### 4.1 BESKRIVNING AV DE FEM DAMMARNA

#### 4.1.1 Ladbrodammen

I norra delen av Upplands Väsby tätort, alldeles intill järnvägen, ligger Ladbrodammen som anlades år 2002 och togs i bruk i februari 2003. Dammen, som består av tre sektioner, tar emot dagvatten från ett 201 hektar stort avrinningsområde. Detta avrinningsområde består till 70 % av central bebyggelse. Resten är radhus- och villaområden (12 %), flerfamiljshus (10 %) och vägområde (8 %). Den genomsnittliga avrinningskoefficienten<sup>4</sup> för området är beräknad till 0,31. Det är i princip dagvattnet från hela centrala Upplands Väsby som pumpas till Ladbrodammen, varför belastningen är förhållandevis hög.

Anläggningen är utformad med en fördamm, en översilningsyta (grunt vattenområde) och en huvuddamm. Totalt sett är anläggningen cirka 150 meter lång och 35 meter bred. Dagvattnet pumpas till fördammen där vattendjupet är cirka en meter. Vattnet kan sedan rinna över till översilningsytan där vattendjupet som mest är omkring 20 cm och växtligheten, bestående framförallt av kaveldun, är tät. Huvuddammen har störst yta och ett vattendjup på cirka 1,2 meter. I norra delen av huvuddammen ligger utloppet vid vilket vattnet leds ner i Väsbyån som rinner vidare ut i Oxundasjön.

Flödesproportionella mätningar vid in- och utlopp har gjorts i Ladbrodammen sedan 2007. Det har dock varit vissa problem med mätningarna i dammen och mätningen har

---

<sup>4</sup> Andel av avrinningsområdet som bidrar till avrinningen. (Den hårdgjorda ytan dividerat med den totala ytan på avrinningsområdet.)

dessutom avbrutits i perioder. Flödet vid inloppet mäts med en A/H-givare i inkommande ledning till pumpstationen och vid utloppet sker flödesmätningen vid ett v-skibord.

<b>Fakta Ladbrodammen i Upplands Väsby</b>	
Anläggningsår/idrifttagande:	2002/2003
Årsmedelflöde:	12,5 l/s
Medelvattenyta:	ca 5500 m <sup>2</sup>
Avrinningsområdets totala yta:	201 ha
Dammen utgör:	ca 0,27 % av avrinningsområdet ca 0,89 % av det hårdgjorda avrinningsområdet
Avrinningskoefficient: (genomsnittligt uppskattad)	0,31
Egna observationer i dammen:	Mycket vegetation, bl.a. kaveldun och vattenmynta. Mycket oljiga sediment.



Figur 1. Ladbrodammen i Upplands Väsby.  
Foto: Annika Persson.



Figur 2. Pumpstationen vid Ladbrodammen.  
Foto: Annika Persson.

#### 4.1.2 Myrängsdammen

I västra delen av Gribbylund i Täby ligger Myrängsdammen som anlades och togs i bruk för dagvattenhantering år 2003. Dammens inlopp och utlopp byggdes om år 2007. Från ett 43,5 hektar stort avrinningsområde som främst består av radhus- och villaområden (90 %) leds dagvatten till Myrängsdammen. I avrinningsområdet finns även en del flerbostadshus (5 %) och skogsområden (5 %).

Myrängsdammen består av en bågformad damm som har flera zoner med olika vattendjup. Vid inlopp och utlopp är det som djupast, omkring 80 cm, medan det i

mitten av dammen finns två grundare sektioner med mer vegetation och en vattennivå på ca 30 cm.

Flödesmätningen i Myrängsdammen har pågått sedan oktober 2007 till och med december 2009 och har fungerat bra. Mätningen vid inloppet som skett genom A/H-mätning i ledningen har inte fungerat på ett tillfredsställande sätt. Däremot har utloppets flöde, som mätts med ekolod i munkbrunn över ett väldefinierat hål i skibord, fungerat bra. För vattenprovtagningens beräkningar av totala mängder in och ut ur systemet har utflödesdata satts att representera även inflödet.

<b>Fakta Myrängsdammen i Täby</b>	
Anläggningsår/idrifttagande:	2003
Årsmedelflöde:	2,2 l/s
Medelvattenyta:	1250 m <sup>2</sup>
Avrinningsområdets totala yta:	43,5 ha
Dammen utgör:	0,3 % av avrinningsområdet 1,1 % av det hårdgjorda avrinningsområdet
Avrinningskoefficient: (genomsnittlig uppskattad)	0,25
Egna observationer i dammen:	Växtligheten består till största delen av kaveldun, vass, säv och nate. Sedimentet är svart, ej varvigt och luktar svavelväte.



Figur 3. Myrängsdammen, inloppsdel. Foto: Annika Persson.

#### **4.1.3 Steningedalens årike**

I naturskyddsområdet söder om Märsta och öster om stadsdelen Valsta ligger Steningedalens årike. Det är en serie dammar som tar emot ett delflöde av Märstaån.

Avrinningsområdet är 7200 hektar stort och består av allt från skog och åkermark till flygplats, motorvägar och industriområden. Även dagvatten från hårdgjorda områden i Märsta och Rosersbergs tätorter avleds hit.

Anläggningen tar emot dagvattnet i en första damm som är ungefär 2650 m<sup>2</sup> stor, varefter det leds vidare till damm 2 som är betydligt mindre. Omgivande mark är flack betesmark som kan fungera som översilningsyta då översvämning vid höga flöden sker. Efter den andra dammen kommer ett meandrande dike som breddas då det leds på båda sidor om en liten ö. Innan utlopp leds vattnet över en konstruerad översilningsyta (grunt vattenområde). Denna har olika zoner, där det i mitten av översilningsytan är betydligt grundare och botten består av makadam. Vid utloppet leds sedan vattnet åter igen ut i Märstaån.

I utloppet mäts flödet över rektangulärt skibord och vid inloppet med A/H-mätare i inloppsledningen.

<b>Fakta Steningedalens i Märsta</b>	
Anläggningsår/idrifttagande:	2005/2006
Årsmedelflöde:	100-500 l/s (35-40 % av totala flödet från avrinningsområdet)
Medelvattenyta:	ca 6600 m <sup>2</sup>
Avrinningsområdets totala yta:	7200 ha
Dammen utgör:	0,009 % av avrinningsområdet
Avrinningskoefficient: (genomsnittligt uppskattad)	0,25
Egna observationer i dammen:	Lite växtlighet i damm 1 och 2, desto mer i diket. Röda, oljiga sediment i damm 2. Högt vattenflöde.



Figur 4. Steningedalens årike, damm 2. Foto: Annika Persson.



Figur 5. Ängarna kring Steningedalens dammar betas av highland cattles. Foto: Annika Persson.

#### 4.1.4 Tibbledammen

I Kungsängen, i Upplands Bro kommun ligger Tibbledammen som på 1970-talet togs i drift som avloppsdamm. Idag leds endast dagvatten från ett ungefär 650 hektar stort avrinningsområde till Tibbledammen via dagvattenledningar. Avrinningsområdet består av skogsområde (36 %), ängsmark (27 %), väg (1,4 %) och bebyggelsen i Kungsängens tätort (34 %).

Vid Tibbledammens utlopp leds vattnet ut i Görväln som är en del av Mälaren.

Flödesmätning och vattenprovtagning har fungerat väl i Tibbledammen sedan starten i oktober 2007. Vid inloppet mäts flödet med A/H-givare i rör och vid utloppet görs mätningen med ekolod över ett skibord. Sedan augusti 2008 har utflödet använts som både in- och utflöde i beräkningar av vattenprovtagningens resultat.

<b>Fakta Tibbledammen i Kungsängen</b>	
Anläggningsår/idrifttagande:	1973
Årsmedelflöde:	ca 40 l/s
Medelvattenyta:	5960 m <sup>2</sup>
Avrinningsområdets totala yta:	649 ha
Dammen utgör:	0,09 av avrinningsområdet 0,5 % av det hårdgjorda avrinningsområdet
Avrinningskoefficient: (genomsnittlig uppskattad)	0,17
Egna observationer i dammen:	Mycket tjocka och geggiga sediment, luktar starkt av svavelväte. Rikligt med nate i hela dammen.



Figur 6. Tibbledammens inlopp, norr om järnvägen. Foto: Annika Persson.



Figur 7. Tibbledammen söder om järnvägen. Foto: Annika Persson.

#### 4.1.5 Viby Gårds dammar

I norra delen av bostadsområdet Viby i Sollentuna ligger Viby Gårds dammar som anlades och togs i bruk för dagvattenhantering år 2002. Avrinningsområdet är ca 250 hektar stort och består till stor del av blandad bebyggelse (65 %) med villor och radhus men även skogsmark (15 %) och åkermark (20 %). En noggrann kartering av avrinningsområdet har inte gjorts varför siffrorna är ungefärliga.

Vibydammen består av tre delar: ett bräddike som leder vattnet över en översilningsyta, en fångstdamm och en slingerdamm. Anläggningen är konstruerad så att vid lågflödessituationer leds allt inkommande dagvatten direkt till slingerdammen, men då flödet ökar stryps det vid dämnet intill slingerdammen och nivåstegringen i diket uppströms gör att fångstdammen fylls med vatten. Detta sker vid kraftiga regn som rensplar gator och andra hårdgjorda ytor. Fångstdammen tar således emot det inledande och mest förorenade vattnet. Då fångstdammen är full och flödet ökar ytterligare fylls den kanal som kallas bräddiket och vattnet leds över översilningsytan till slingerdammen. Bräddiket och översilningsytan är normalt torrlagt och även fångstdammen blir i princip torr under långa perioder av lågflöden. Vattennivån i fångstdammen regleras dock så att det alltid finns ett tiotal centimeters våtvolum som fungerar som slamvolum.

Flödesmätningen som pågått mellan oktober 2007 och december 2009 har fungerat bra med ett par avbrott som längst under en månads tid i oktober-november. Mätningen sker över v-formade skibord i både in- och utlopp.

<b>Fakta Vibydammen i Sollentuna</b>	
Anläggningsår/idrifttagande:	2002
Årsmedelflöde:	0,7 l/s
Medelvattenyta:	ca 1000 m <sup>2</sup>
Avrinningsområdets totala yta:	ca 250 ha
Dammen utgör:	0,06 % av avrinningsområdet 0,4 % av det hårdgjorda avrinningsområdet
Avrinningskoefficient: (genomsnittlig uppskattad)	0,15
Egna observationer i dammen:	Fångstdammen helt täckt av kaveldun och även slingerdammens inlopp. Brunsvart sediment, ej varvigt, mycket rötter, syresatt.



Figur 8. Utloppsdel i Vibydammens slingerdamm. Foto: Annika Persson.



Figur 9. Vibydammens fångstdamm, täckt av kaveldun. Foto: Annika Persson.

## 5 METODER

### 5.1 PROVTAGNINGEN

För att undersöka halterna av tungmetaller och fosfor i dagvattendammarnas sediment har två olika metoder använts. Men den första metoden har prover tagits, i form av sedimentproppar, som analyserats på laboratorium. Den andra metoden innebär uppsamling av nysedimenterat material med hjälp av sedimentfällor som placerats på dammarnas botten. Det uppsamlade sedimentet har analyserats på samma sätt som propparna. I fält utfördes även mätningar av dammvattnets syrgashalt, temperatur och pH-värde.

#### 5.1.1 Sedimentproppar

I fyra av dammarna har sedimentproppar tagits. Dessa proppar har gett information om sedimentdjupet i dammen, en möjlighet att göra en visuell bedömning av sedimenten och prover att analysera för att bestämma halter av tungmetaller och fosfor.

Sedimentproppar togs i Myrängsdammen, Vibydammen, Ladbrodammen och i Steningedalen. I Tibbledammen var det inte intressant att ta proppar eftersom denna damm inte är nyanlagd utan tidigare använts som avloppsbygg. En propp från Tibbledammens sediment skulle alltså ge information om föroreningar som inte uteslutande kommer från dagvatten.

En rörhämtare av typen Willnerhämtare användes för att ta sedimentpropparna. Konstruktionen består av ett plexiglasrör som med hjälp av hämtarens egen tyngd sjunker ner i sedimentet när den släppts från vattenytan. Från ytan kan en tyngd därefter släppas ned, längs ett rep, som trycker till en toppkork som sluter an tätt till röret. Detta medför att det utvecklas ett vakuum i röret och sedimentproppen följer med upp till ytan då Willnerhämtaren dras upp. Innan plexiglasröret tas ovanför vattenytan, och vakuudet bryts, sätts en kork i botten av röret. På så sätt fås en intakt propp som visar sedimentets alla lager.



Figur 10. Willnerhämtare med propp i röret.  
Foto: Sophie Gunnarsson.



Figur 11. Sedimentproppar från Myrängsdammen. Foto: Annika Persson.

Det är möjligt att ta sedimentproppar med Willnerhämtare både från båt, från is och stående på botten, även om båt (eller is) är att rekommendera då det minimerar uppgrumling och påverkan på sedimentytan. Väl i land skiktades propparna genom att med en pistong skjuta proppen uppåt i röret och därefter välja valfri skiktindelning med hjälp av en mätbräda. I denna undersökning har propparna skiktats i två lager; på 0-5 cm och 5-10 cm djup. I alla provpunkter var dock inte sedimentet så tjockt att det gick att skikta två gånger. På dessa platser togs endast det övre skiktet. Willnerhämtaren trycktes ner i sedimentet så djupt som möjligt för att kunna se var det underliggande materialet, det vill säga leran, började så att en bedömning kunde göras av hur mycket sediment som finns i dammarna.

Metoden utformades så att tre proppar rördes ihop till ett blandprov. Exempelvis togs tre proppar vid varje damms inlopp varpå dessa skiktades. Det övre skiktet från de tre propparna respektive det undre skiktet från propparna blandades till en homogen blandning i separata kärl. På samma sätt preparerades även tre proppar från dammarnas mitt och utlopp. Syratvättade plastkärl användes för metallanalys och burkar av polypropenplast för fosforanalys. I en typisk damm resulterade således propptagningen i sex prover som skulle analyseras. Det fanns dock undantag. På vissa provplatser var

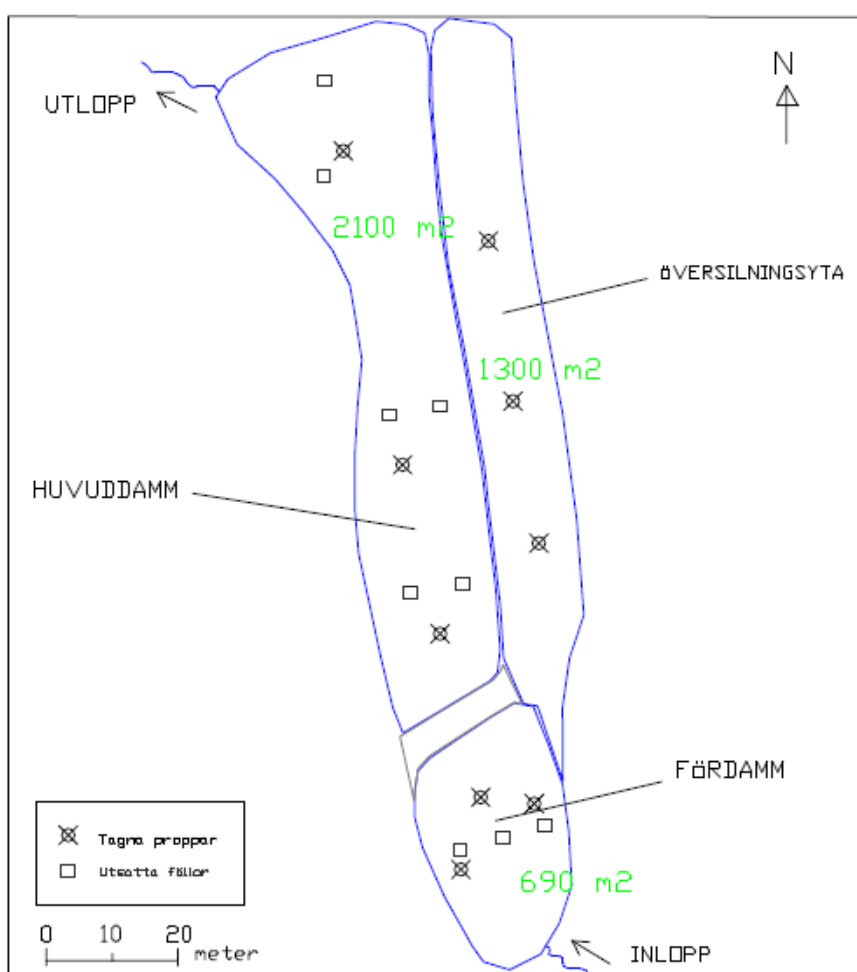


sedimentet inte tjockt nog att skiktas två gånger och i vissa dammar togs även proppar i översilningsytor och fördammar.

Sedimentproverna transporterades från fält i kylväskor och förvarades i kylskåp för att sedan skickas till metallanalys inom en vecka. De prover som analyserades med avseende på fosforinnehåll fick stå i kylskåp i fyra till sju veckor innan analys.

### **Ladbrodammen**

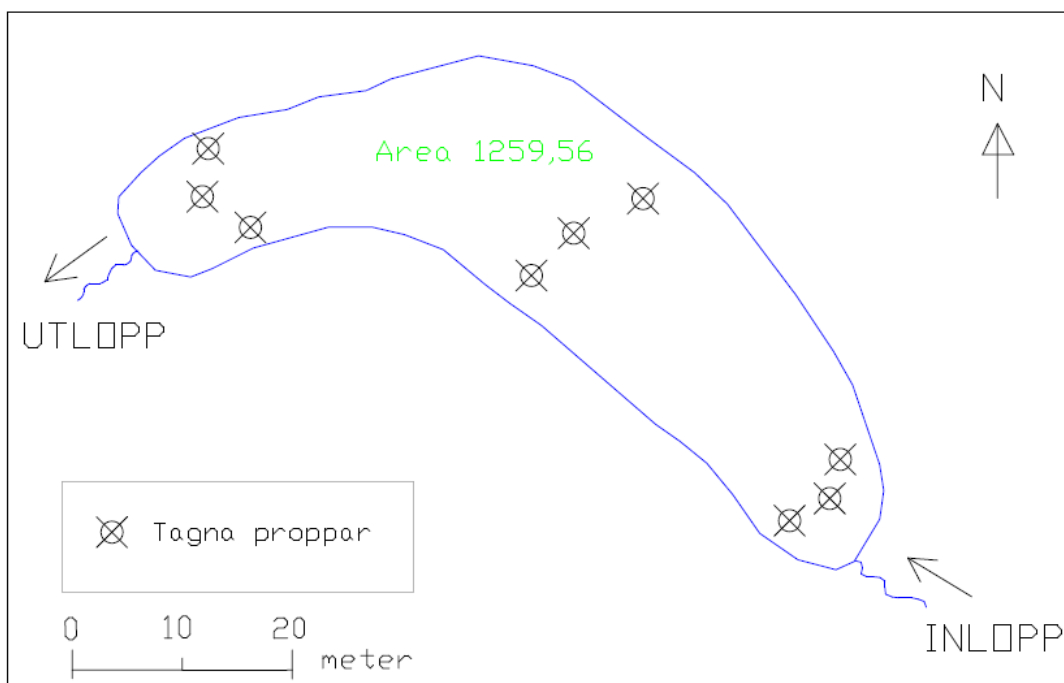
Propparna i Ladbrodammen togs den 20 oktober 2009. I fördammen togs tre proppar från båt. Dessa skiktades i två skikt. Även i huvuddammen togs tre proppar som kunde skiktas. Översilningsytan var knappt vattentäckt vid tillfället och där grävdes istället tre prover upp och rördes ihop till ett blandprov. Se Figur 12 för karta med utmarkerade provplatser. Propptagningen resulterade i fem prover för metall- och fosforanalys.



Figur 12. Karta över Ladbrodammen med provplatserna utmarkerade. Kartan är gjord i Solid Works CAD-program med en ritning efter flygbild som grund.

### **Myrängsdammen**

I Myrängsdammen togs den 7 oktober 2009 totalt nio sedimentproppar från båt, vilket resulterade i sex blandprover som skickades för metallanalys. Sex separata prover sparades för analys av fosforhalter. I Figur 13 visas en karta över Myrängsdammen med platserna där sedimentproppar tagits utmarkerade.

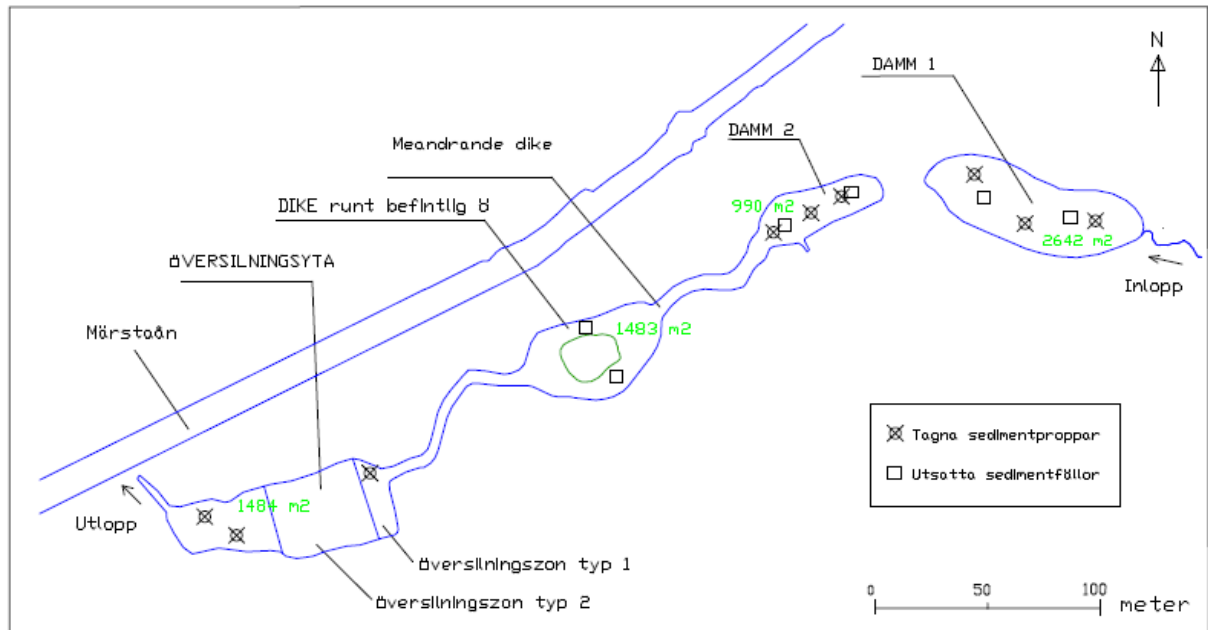


Figur 13. Karta över Myrängsdammen med provplatserna utmarkerade. Ritningen är gjord i Solid Works CAD-program med dammkonturer inmätta av Täby kommun som grund.

### **Steningedalen**

Steningedalens årike besöktes två gånger för propptagning. Den 22 oktober 2009 togs tre proppar i damm 1 som sammanfördes till ett blandprov. I damm 2 togs också tre proppar, som var djupa nog att skiktas i två skikt. I översilningsytan togs en propp innan och två proppar efter den grunda makadamsektionen som tillsammans bildade ett blandprov i två skikt. Alla proppar togs med Willnerhämtare från båt. Totalt resulterade sedimentpropptagningen i Steningedalen i fyra blandprover för metallanalys och fem för fosforanalys. I Figur 14 visas en karta över Steningedalen med provplatserna utmarkerade.

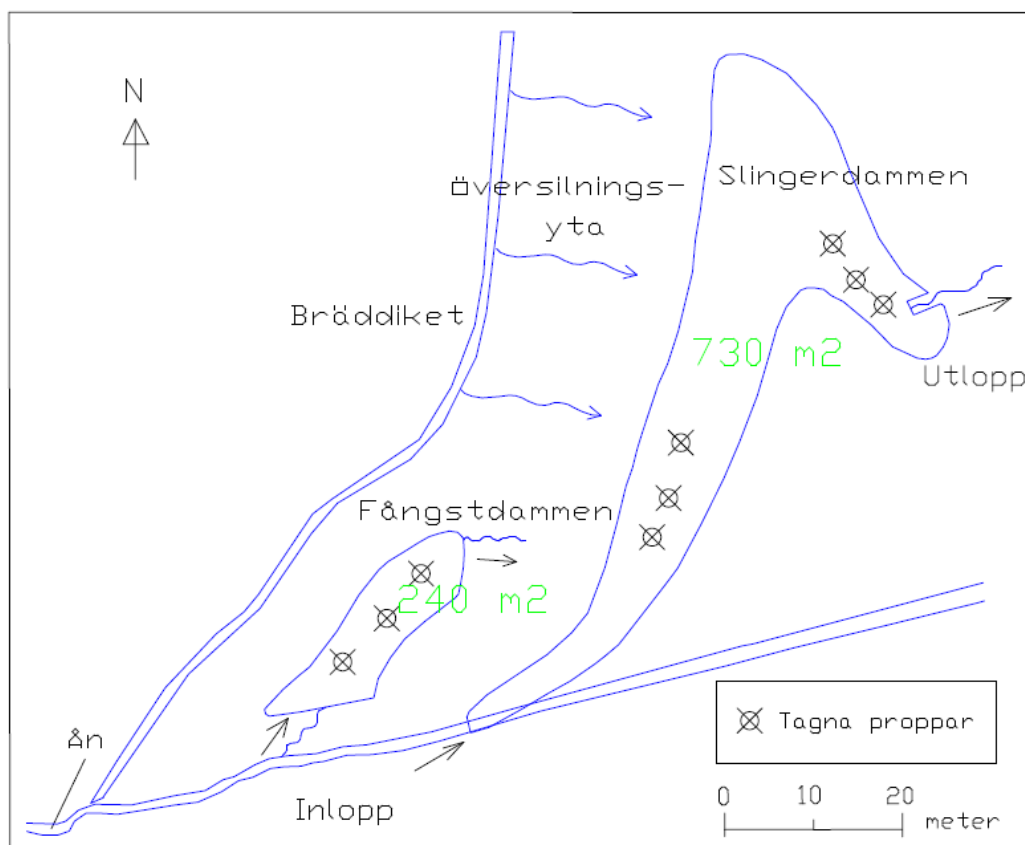
Innan Märstaåns vatten når sedimentationsdammarna i Steningedalen leds det genom en dagvattentunnel sprängd genom berget. Den 29 oktober togs två proppar vid tunnelns utlopp, i en cementbassäng som vattnet passerar innan damm 1. Dessa proppar gav ett blandprov i två skikt som analyserades med avseende på tungmetaller och totalfosfor.



Figur 14. Karta över Steningedalen med provplatserna utmarkerade. Ritningen är gjord i Solid Works CAD-program med en inmätning gjord av Sigtuna kommun som grund.

### ***Vibydammen***

I Vibydammen togs den 21 oktober 2009 nio sedimentproppar. De första tre togs i fångstdammen. Här var inte vattendjupet tillräckligt högt vid tillfället för att använda Willnerhämtaren utan plexiglasröret trycktes ner för hand, fylldes på med vatten, täpptes till med korkar och togs sedan upp. I slingerdammen togs tre proppar vid inloppet och tre vid utloppet med Willnerhämtare från båt. Detta resulterade i totalt sex blandprov att skicka till metallanalys. Provvolymer räckte endast till fem prov för fosforanalys. I Figur 15 är provplatserna i Vibydammen utmarkerade.



Figur 15. Karta över Vibydammen med provplatserna utmarkerade. Ritningen är gjord i Solid Works CAD-program med WRS projekteringsritning som grund.

### 5.1.2 Sedimentfällor

Sedimentfällorna tillverkades med ledning av Braskeruds skisser (Manual for prøvetaking, 2000) men modifierades under arbetets gång. Två sorters fälla testades; en bruttofälla och en nettofälla. Bruttofällan består av en kopp som trycks ned i befintligt sediment med koppens öppning i nivå med sedimentytan. Koppens är tänkt att samla upp allt material som sedimenterar under en tidsperiod. Nettofällan består av en platta som tillåter att det sedimenterade materialet resuspenderas och samlar därför den faktiska sedimenteringsmängden.

Den första versionen av bruttofälla som testades var gjord av en stor hink av polyeten som var fäst till tre stödpinnar och ett armeringsjärn som stacks ner i den underliggande leran. I den stora hinken placerades sedan en mindre hink av samma modell som utgör själva fällan. Denna fälla sänktes ner efter någon timme för att det uppvirvlade sedimentet från monteringen av ytterhöljet skulle hinna ha lagt sig. Tyvärr skapade dock nedsättningen av den mindre hinken problem och en del sediment virvlades även upp i samband med nedsättningen. Dessa bruttofällor kallas här även för koppar. Nettofällorna, det vill säga plattorna, bestod endast en platta av formplywood med ett armeringsjärn som stacks ner i sedimentet.

En modifierad, förbättrad version av fällan bestod av både en platta och en kopp i samma konstruktion, vilket var en mycket enkel och bra lösning. För att undvika att uppvirvlat sediment skulle hamna i fällan som en direkt följd av sedimentstörning vid utplacering sattes ett lock över koppen. Locket var knutet till ett snöre med en flytkork i änden så att locket kunde ryckas av efter att det uppvirvlade sedimentet lagt sig. Enligt Braskerud (Manual for prøvetaking, 2000) tillkommer den största felkällan med sedimentfällorna under utplaceringen. Det är viktigt att fällans överkant sätts precis i höjd med dammbotten. Den ska varken sticka upp ur sedimentet eller tryckas ner för djupt i det. Under monteringen virvlades väldigt mycket sediment upp eftersom det i de flesta dammarna var mycket löst. Det uppvirvlade sedimentet antogs ge en stor feluppskattning och att mer sediment än det faktiskt nysedimenterade materialet hamnade i fällan. Med denna erfarenhet föddes idén med att sätta lock på kopparna under utplacering, vilket också fungerade mycket bra. En 3D-modell av den slutgiltiga sedimentfällan visas i Figur 16. En måttsett ritning av densamma finns i Bilaga 1 – Sedimentfällans konstruktion.



Figur 16. Modell av den slutgiltiga versionen av sedimentfälla, modellerad i Solid Works av Annika Persson.



Figur 17. Upptagning av sedimentfällan. Foto: Annika Persson.

Mellan sex och åtta veckor senare besöktes dammarna igen och fällorna togs upp. Detta gjordes från båt genom att dra upp hela fällkonstruktionen i armeringsjärnet. I båten mättes djupet på den ansamlade sedimentmängden med tumstock, både på plattan och i

koppen. Sedimentet som samlats i kopparna sammanfördes till blandprover som skickades till metallanalys.

### **Ladbrodammen**

I Ladbrodammen sattes fällor av den förbättrade versionen. Totalt sattes nio fällor ut, se ritning över Ladbrodammen i Figur 12 för placeringen.

### **Myrängsdammen**

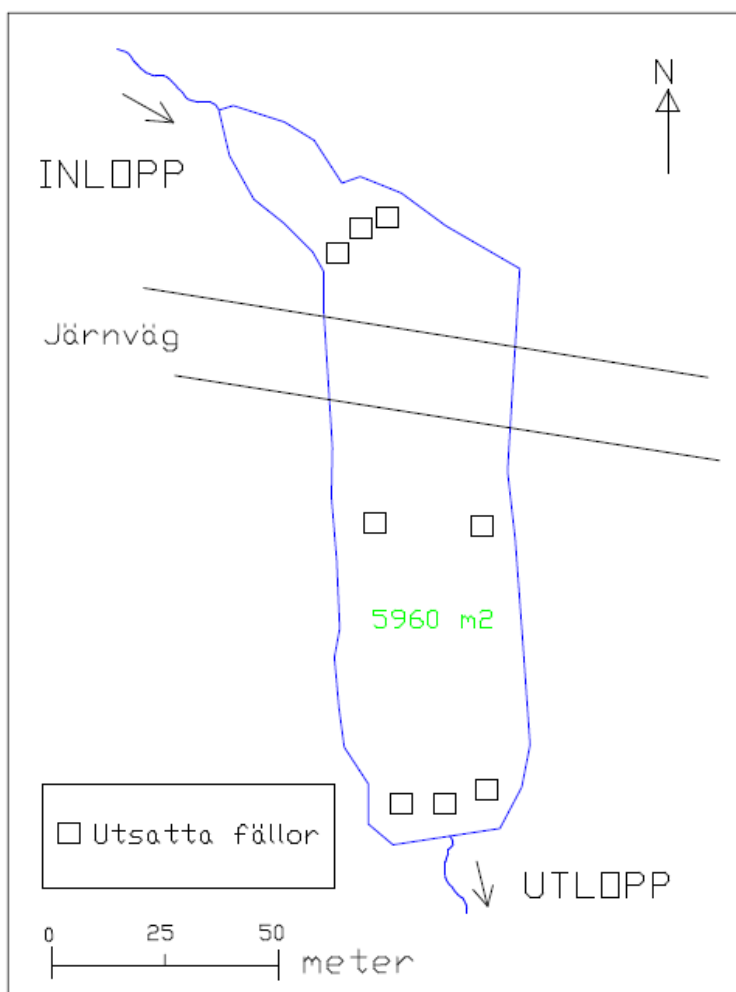
I Myrängsdammen sattes fyra fällor av den första, sämre versionen. Tre koppar och en platta placerades vid inloppet, se Figur 13.

### **Steningedalen**

I Steningedalen placerades den förbättrade versionen av fälla. Totalt sattes sex fällor i denna damm, placeringen av dessa visas i Figur 14.

### **Tibbledammen**

Fällorna i Tibbledammen var av den första versionen. Tre fällor sattes i inloppet, tre vid utloppet. I mitten av dammen var det för djupt för att placera en fälla, varför endast två fällor sattes i denna transekt, se Figur 18.



Figur 18. Karta över Tibbledammen med provplatserna utmarkerade. Kartan är gjord i Solid Works CAD-program med Upplands Bro kommuns inmätning från ortofoto som grund.

### 5.1.3 Syrgashalt, temperatur och pH-värde

På ett flertal platser i varje damm mättes syrgashalt, temperatur och pH-värde. Mätningarna gjordes så nära botten som möjligt. Den utrustning som användes var temperatur- och pH-mätaren HI 991001 från HANNA och syrgasmätaren Oxi 3205 SET 1 från WTW.

## 5.2 KEMISKA ANALYSER

### 5.2.1 Tungmetaller

Prover från propptagningen och sedimentationsfällorna skickades iväg för analys av tungmetaller. Efter att proverna tagits stod de som mest i kylskåp i en vecka innan de skickades för analys. De flesta prover stod endast något dygn i kylskåp. De skickades till det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping. Halterna av sex tungmetaller undersöktes; kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn). Eftersom halterna anges i enheten mg/kg TS, torkades proverna före analys varför även provernas torrsubstans i procent bestämdes, det vill säga hur mycket vatten sedimentet innehåller.

För att bestämma metallkoncentrationer totaluppsluts sedimentproverna genom syrauppslutning enligt Svensk Standard, SS028311 och analyseras sedan med ICP-AES som är en förkortning av inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. Metoden ICP-AES går ut på att provet, tillsammans med argongas i tillståndsfasen plasma, upphettas till mycket hög temperatur. Vid kraftig upphettning avger de flesta grundämnen ljus i olika våglängder som på ett karaktäristiskt sätt beskriver grundämnet. Denna emission uppfångas av känsliga ljusdetektorer efter att ett gitter har separerat våglängderna och därmed kan halterna av många grundämnen bestämmas. (Harris, 2007)

### 5.2.2 Fosfor

På proverna från propptagningen gjordes även analys av fosforinnehåll. Något undantag fanns där volymen från upptagen propp inte räckte till båda analyserna. Fosforanalyserna utfördes av författaren själv, med hjälp av Karin Johannesson, doktorand på Linköpings universitet och Monica Löwén, laboratorieingenjör på Institutionen för mark- och vattenteknik, Kungliga tekniska högskolan i Stockholm. Både totalfosforhalten och halten av lättillgänglig fosfor i sedimentproverna bestämdes.

#### *Totalfosfor*

I laboratoriet Elton på Linköpings universitet bestämdes sedimentens totala halt av fosfor efter Andersen (1976) och Svendsen m.fl. (1993). Analysutförandet innebar först torkning av alla prover i 60° över natten. Därefter maldes det torkade sedimentet i mortel och silades genom en sil med 0,2 mm stora hål. Cirka 0,2 g torkat, mortlat och silat sediment mättes sedan upp och brändes i muffelugn i 550° under en timme. För varje prov gjordes två replikat. Efter att proverna svalnat vägdes de igen och differensen

av vikterna före och efter bränning gav sedimentets glödningsförlust, GF, som är ett mått på halten organiskt material.

För att extrahera all fosfor i sedimentproverna tvättades de glödgade proverna i 25 ml HCl (1M) under kokning i 20 minuter. I varje provrör tillsattes även kokstenar för att det inte skulle koka över. När provrören svalnat späddes provet (vätskan) till 100 ml med avjonat vatten. I provlösningen ska därefter allt fosfor som varit bundet i sedimentet finnas i lös form och halten analyserades med spektrofotometer. Av det utspädda provet togs 5 ml. Till detta sattes 1 ml askorbinsyra och 2 ml sur molybdatlösning för att färga in all fosfor som nu finns i fosfatform. Efter att detta späts till 50 ml med avjonat vatten och fått stå i precis 20 minuter, mättes absorbansen i 1 cm kuvett. Den spektrofotometriska bestämningen gjordes enligt Svenska standard (SS-EN 1189).

### ***Lättillgänglig fosfor***

Den så kallade lättillgängliga formen av fosfor är den fosforfraktion som är labil, det vill säga antingen desorberad eller hydrolyserad, löst bunden eller löst adsorberad (Gunnarsson, 1997). Halten av lättillgänglig fosfor visar hur mycket fosfor som finns direkt tillgängligt för växterna att ta upp och som lätt lakas ut i vattnet.

För att extrahera den lättillgängliga fraktionen av fosfor i sedimenten användes samma metod som limnologiska institutionen vid Uppsala universitet använder (Gunnarsson, 1997). Först vägdes 0,200–0,300 g vått sediment in i syratvättade provrör av plast. Tre replikat gjordes för varje prov. Till varje replikat tillsattes 10 ml av extraktionsmedlet 1 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  som neutraliserats till pH 7 med hjälp av 2 M NaOH. Extraktionslösningen blandades ordentligt med provet och fick stå på en skakplatta i två timmar. Sedan centrifugerades proverna i 300 rpm under 10 minuter. Under centrifugeringen lägger sig sedimentpartiklarna på provrörets botten och ovanför ansamlas en klar vätska, den så kallade supernatanten. Av denna supernatant togs 5 ml med pipett och förvarades i en annan plastflaska. Den kvarvarande supernatanten slogs ut och därefter upprepades hela proceduren igen. Detta resulterade i 10 ml extraktionsprov att mäta absorbans på.

Extraheringen gjordes på Linköpings universitet, men analysen av fosfatinnehållet gjordes senare på KTH i Stockholm. Ett avancerat instrument, Aquatec, användes. Detta är ett helt automatiserat system, där en provvolym på 200  $\mu\text{l}$  sugs upp i ett transportflöde och blandas med, i detta fall två reagenser som färgar fosfatet i provet blått. Det första reagenset är ammoniummolybdat som tillsammans med provets ortofosfat bildar molybdofosforsyra. Denna syra reduceras sedan med det andra reagenset, tennklorid, till fosfomolybdenum som har en intensiv blå färg. Provet pumpas sedan till en detektor som mäter absorbansen vid våglängden 690 nm. (Muntligen Löwén)



### 5.2.3 Glödgningsförlust och torrsubstans

Torrsubstansen (TS) är ett mått på sedimentets vattenhalt och fås genom invägning av sediment före och efter torkning. Torrsubstansen hos sedimentproverna bestämdes på Eurofins laboratorium i samband med tungmetallanalyserna.

Glödgningsförlusten (GF) fås genom invägning av torkat sediment före och efter glödning i ugn, se utförande för totalfosforbestämning ovan. Glödgningsförlusten är ett mått på sedimentets halt av organiskt material. Enligt Goedkoop och Sonesten (1995) innehåller glödgningsförlusten även små förluster av oorganiskt material som kan orsakas av spjälkning av karbonater. Dessa oorganiska förluster är dock så små att man kan bortse ifrån dem.

### 5.2.4 Densitetsbestämning

För att bestämma densiteten hos dammarnas sediment torkades alla prover över natten i 60°C. Bestämningen gjordes i stort enligt det tillvägagångssätt som används på limnologiska institutionen på Uppsala universitet (Goedkoop & Sonesten, 1995).

Alla prover från samma damm blandades för att få ett medelvärde på hela dammens sedimentdensitet. Ett litet provrör av glas användes och för att bestämma volymen på detta utnyttjades det faktum att vattens densitet kan antas vara 1000 kg/m<sup>3</sup>. Beräkningen gjordes med ekvation (3). Provröret vägdes först på analysvåg och fylldes sedan med vatten och vägdes på nytt. Efter att samma provrör torkats ordentligt fylldes detta med torkat sediment. För att vara säker på att inga luftfickor bildades knackades röret mot hårt underlag upprepade gånger. Röret med sediment vägdes sedan på analysvåg igen.

Densiteten beräknades enligt följande:

$$\rho = \frac{m_{\text{sediment+rör}} - m_{\text{rör}}}{V} \quad (3)$$

där  $\rho = \text{densitet [kg/m}^3\text{]}$

$m = \text{vikt [kg]}$

$V = \text{volym [m}^3\text{]}$

Se uträkningarna i Bilaga 2 - Beräkningar.

### 5.3 VOLYMKVANTIFIERING OCH AVSKILDA MÄNGDER

För att bestämma den totala volym sediment som finns i dagvattendammarna måste dammens bottenyta bestämmas och även sedimentets tjocklek. Tjockleken bestämdes på två sätt. Dels mättes djupet på samtliga sedimentproppar. Eftersom Willnerhämtaren i de flesta fall trycktes ner i ursprungsleran under sedimentet gav detta ett säkert, men lokalt, värde på sedimenttjockleken. Minst nio proppar togs i varje damm. Den andra metoden för tjockleksbestämning utfördes med en avvägningsstång<sup>5</sup> med tvärsnittsarea 3 x 8 cm, som stacks ner i sedimentet. Motståndet ändrades när avvägningsstången nådde det underliggande materialet, som i alla dammar var lera, och därmed kunde sedimenttjockleken avgöras. Denna mätning gjordes på ett 30-tal ställen i varje damm.

För dammarnas bottenyta användes relationsritningar som visar dammarnas aktuella mått. I CAD-programmet Solid Works DWG editor lades dessa ritningar in och ytan på dammarnas botten kunde bestämmas. För att sedan beräkna varje damms totala sedimentvolym delades dammarna in i olika sektioner, vanligtvis inlopp, mitt och utlopp där ett medelvärde för varje sektionens sedimenttjocklek multiplicerades med varje sektionens bottenyta.

Vidare beräkningar för att bestämma dammarnas totala avskilda mängd av varje förorening innebar först att den totala volymen sediment multiplicerades med torrsubstansen för varje sektion i dammen. Volymen torrt sediment multiplicerades i sin tur med den bestämda densiteten för dammen och tillslut erhöles då mängden torrt sediment [kg] i varje sektion och damm. Denna massa av torrt sediment multiplicerat med halten förorening [mg/kg TS] ger total mängd avskild förorening [kg]. Ovanstående beskrivna uträkningar visas i Bilaga 2 – Beräkningar.

---

<sup>5</sup> En stor linjal i metall som används till avvägningsinstrument.

## 6 RESULTAT

### 6.1 TEMPERATUR, SYRGASHALT OCH pH-VÄRDE

I Tabell 1 nedan visas resultaten av mätningen av temperatur, syrgashalt och pH-värde i dammarna. Resultaten är medelvärden av ungefär fem mätningar från olika ställen i varje damm. I Vibydammen var temperatur och pH något högre i slingerdammen än i fördammen, annars varierade uppmätta värden mycket litet inom dammarna.

Syrgashalten varierar i dammarna mellan 4,18 till 7,76 mg/l. Enligt Naturvårdsverkets klassningar innebär en syrgashalt mellan 3-5 mg/l låg syrekonzentration med effekten att syrekrävande organismer dör eller flyr. Denna risk föreligger framförallt i Ladbrodammen. Halter mellan 5-7 mg/l klassas som måttligt rik syrekonzentration och ger ingen effekt på levande organismer. I Steningedalen överstiger syrgashalten 7 mg/l vilket karakteriserar ett syrerikt tillstånd (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 1. Temperatur, syrgashalt och pH i dammarna.

Dagvattendamm	Temperatur [°C]	Syrgashalt [mg/l]	pH
Ladbrodammen	7,5	4,18	7,03
Myrängsdammen	9,9	5,86	7,60
Steningedalen	6,7	7,76	7,53
Tibbledammen	6,6	4,58	7,16
Vibydammen	8,4	4,67	7,29

### 6.2 GLÖDGNINGSFÖRLUST

I Tabell 2 visas glödningsförlusten, det vill säga halten av organiskt material i sedimenten. För varje damm anges värdet vid inlopp och utlopp.

Tabell 2. Glödningsförlusten, dvs. halten av organiskt material i sedimentets inlopp och utlopp.

Glödningsförlust (organiskt material)		
Dagvattendamm	Inlopp	Utlopp
Ladbrodammen	15 %	9,6 %
Myrängsdammen	13 %	6,2 %
Steningedalen	8,8 %	7,7 %
Vibydammen	16 %	8 %

### 6.3 SEDIMENTDENSITET

Resultaten av densitetsbestämningen hos dammarnas sediment visas i Tabell 3.

Tabell 3. Dagvattendammarnas sedimentdensitet.

Dagvattendamm	Sedimentdensitet (torr) [kg/m <sup>3</sup> ]
Ladbrodammen	700
Myrängsdammen	830
Steningedalen	720
Vibydammen	700

### 6.4 SEDIMENTKVANTIFIERING

I Tabell 4 visas sedimenttjockleken, bottenarean och sediments torra massa i respektive damm och sektion. Värdena på tjockleken representeras här av medelvärden av mätningar av proppar och med avvägningsstång. Massan av det torra sedimentet fås genom multiplicering av tjockleken, bottenarean, torrsubstansen och dammens sedimentdensitet.

Tabell 4. Sedimenttjocklek (medel), bottenarea och sedimentets torra massa för varje sektion i de fyra undersökta dammarna.

Ladbrodammen sektion	Sedimenttjocklek [m]	Bottenarea [m <sup>2</sup> ]	Massa sediment [kg TS]
Fördammen	0,19	690	29 031
Översilningsytan	0,025	1 300	4 323
Huvuddammen	0,13	2 100	54 335
Totalt		4 090	87 688
Myrängsdammen sektion	Sedimenttjocklek [m]	Bottenarea [m <sup>2</sup> ]	Massa sediment [kg TS]
Inlopp	0,090	400	8 517
Mitt	0,063	423	9 918
Utlopp	0,073	408	9 320
Totalt		1 231	27 755
Steningedalen sektion	Sedimenttjocklek [m]	Bottenarea [m <sup>2</sup> ]	Massa sediment [kg TS]
Damm 1	0,046	2 642	28 462
Damm 2	0,066	990	12 158
Diket	0,120	1 483	37 718
Översilningsytan	0,045	1 484	15 790
Totalt		6 599	94 128
Vibydammen sektion	Sedimenttjocklek [m]	Bottenarea [m <sup>2</sup> ]	Massa sediment [kg TS]
Fångstdammen	0,182	240	9 127
Slingerdammen inlopp	0,115	438	7 220
Slingerdammen utlopp	0,062	291	3 688
Totalt		969	20 035

## 6.5 SEDIMENTPROPPAR

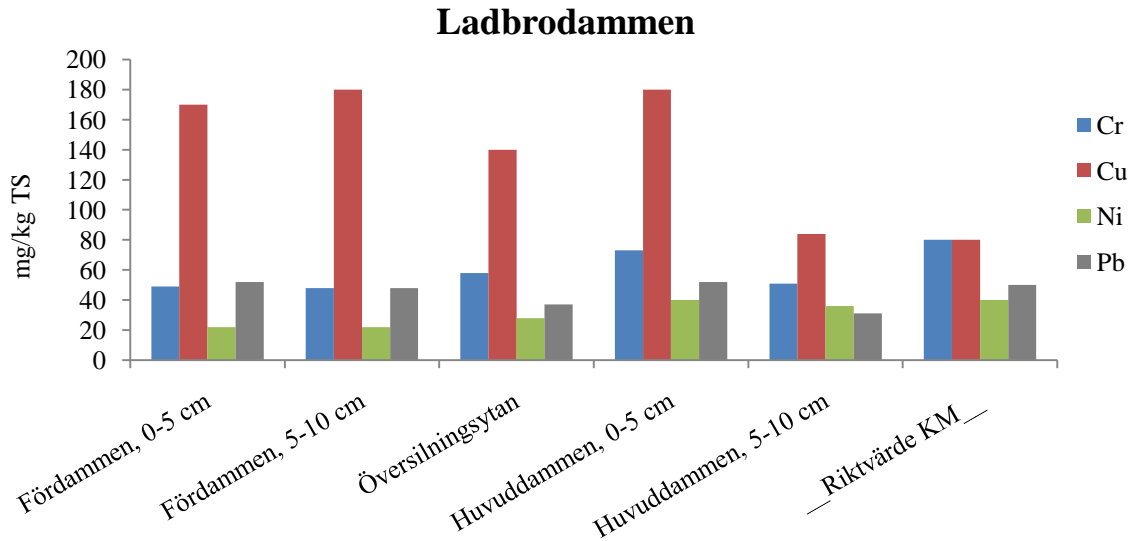
### 6.5.1 Föroreningshalter i sedimenten

#### *Tungmetaller*

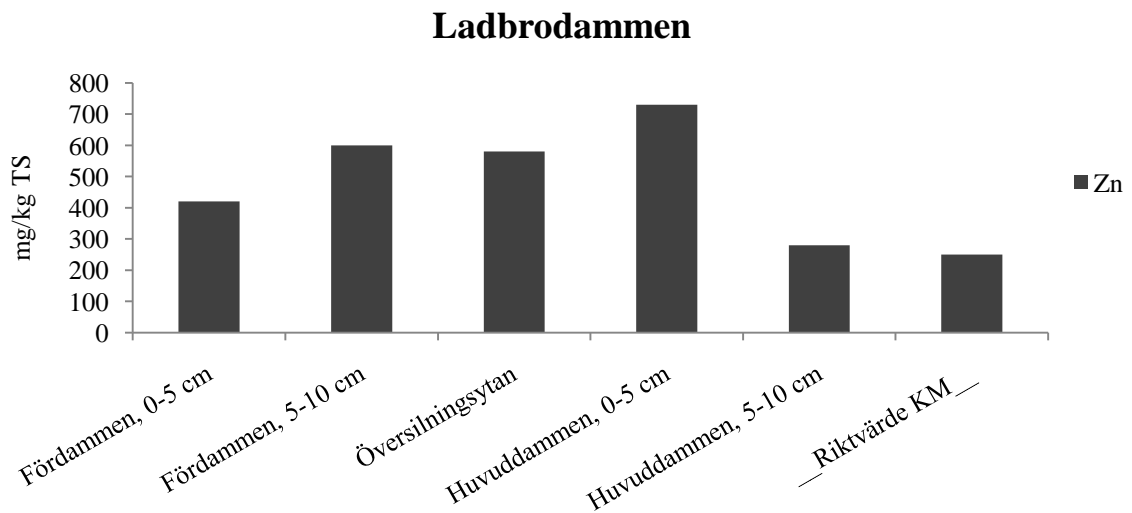
I följande grafer, Figur 19-26, visas halterna av de undersökta föroreningarna i respektive damm. Analyserna är gjorda på blandprover av sedimentproppar tagna i olika sektioner av dammarna. I de flesta fall har sedimentpropparna varit djupa nog att skiktas i två skikt: 0-5 cm och 5-10 cm. Inkluderat i diagrammen är även de riktvärden som Naturvårdsverket tagit fram för förorenad mark. Två olika riktvärden finns, för känslig markanvändning (KM) och för mindre känslig markanvändning (MKM).

Med markanvändningstypen KM är kravet att kvaliteten på marken inte ska begränsa valet av markanvändning. Alla människor (barn, vuxna och äldre) ska kunna vistas permanent inom området under en livstid utan risk för negativ påverkan av en specifik förorening. För typen MKM medför kraven att användningen av marken begränsas till exempel till kontor, industrier eller vägar. Människor som vistas på denna mark antas göra detta enbart under sin yrkesverksamma tid och barn samt äldre vistas här tillfälligt.

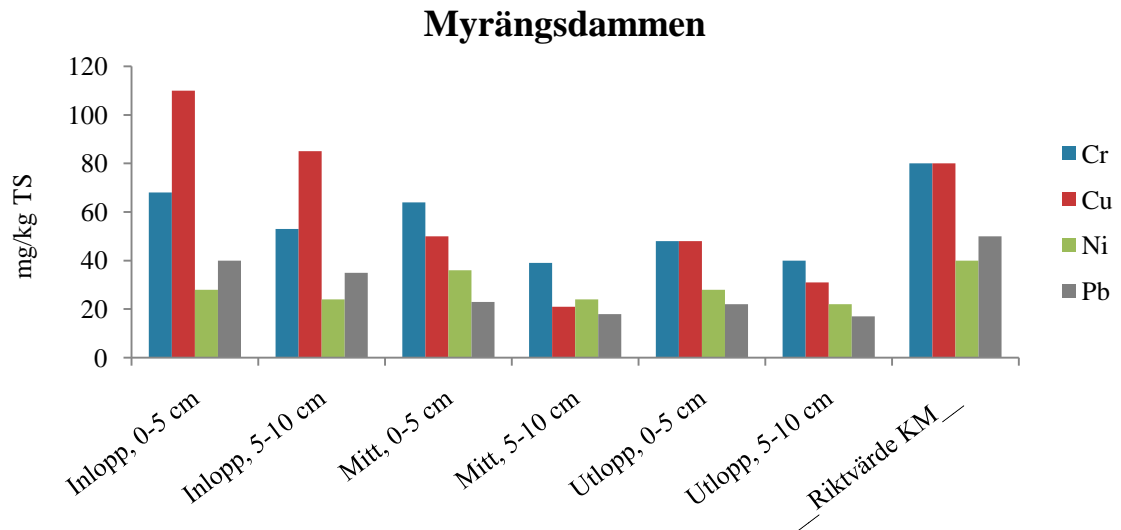
I diagrammen visas riktvärdena för känslig markanvändning, KM. Riktvärdena för mindre känslig markanvändning, MKM är följande halter [mg/kg TS]: Cr = 150, Cu = 200, Ni = 120, Pb = 400 och Zn = 500. (Naturvårdsverket, 2009)



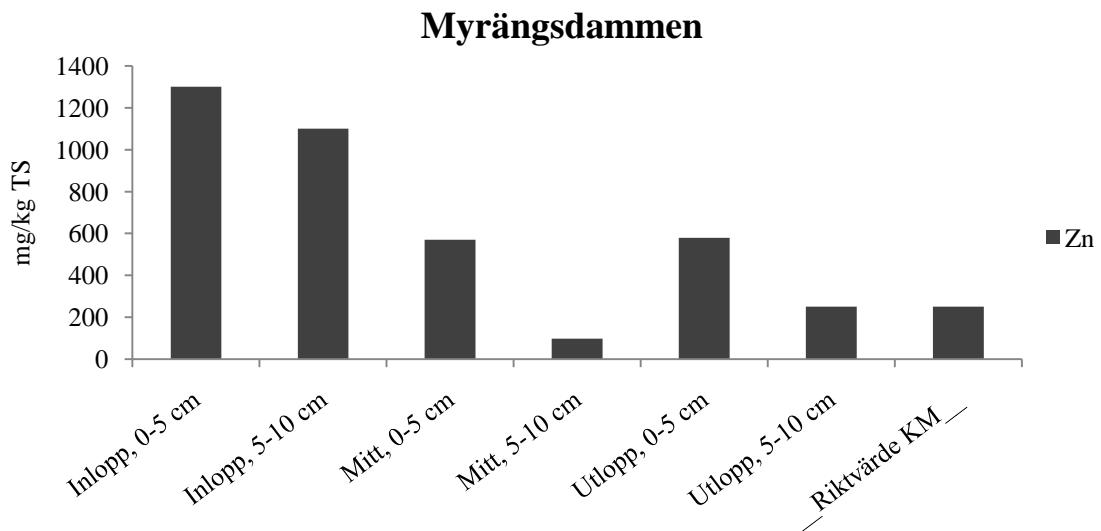
Figur 19. Halter av tungmetaller i Ladbrodammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.



Figur 20. Halter av zink i Ladbrodammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.

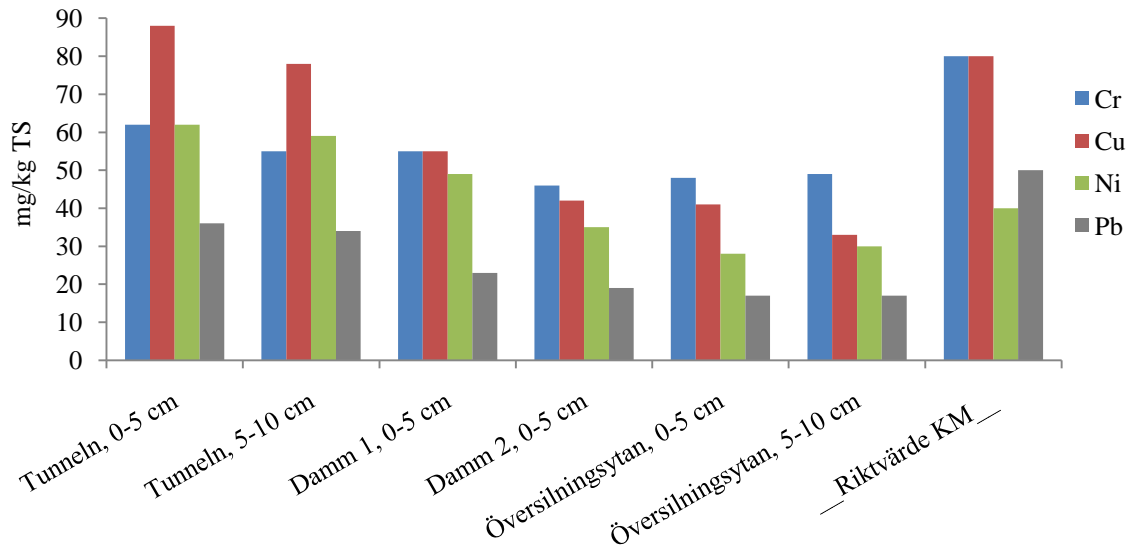


Figur 21. Halter av tungmetaller i Myrängsdammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.



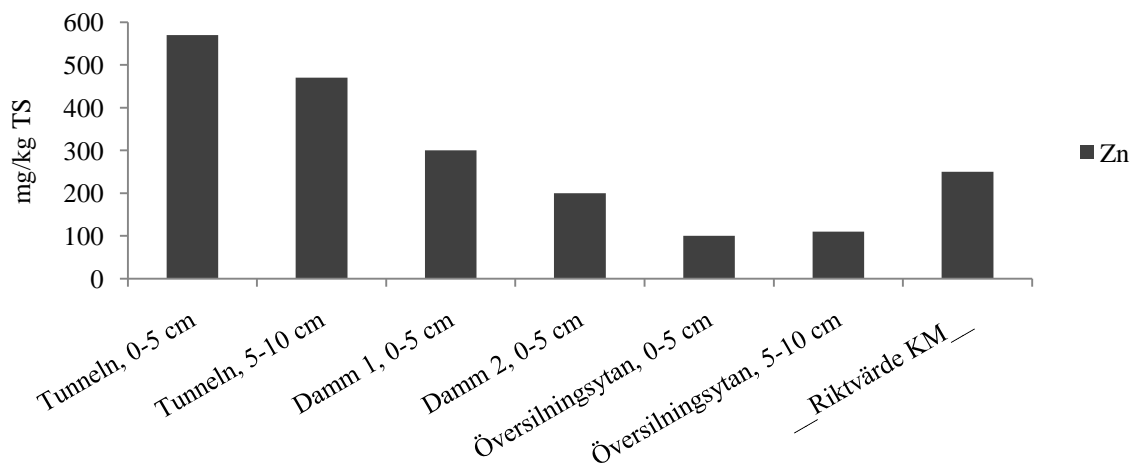
Figur 22. Halter av zink i Myrängsdammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.

### Steningedalen



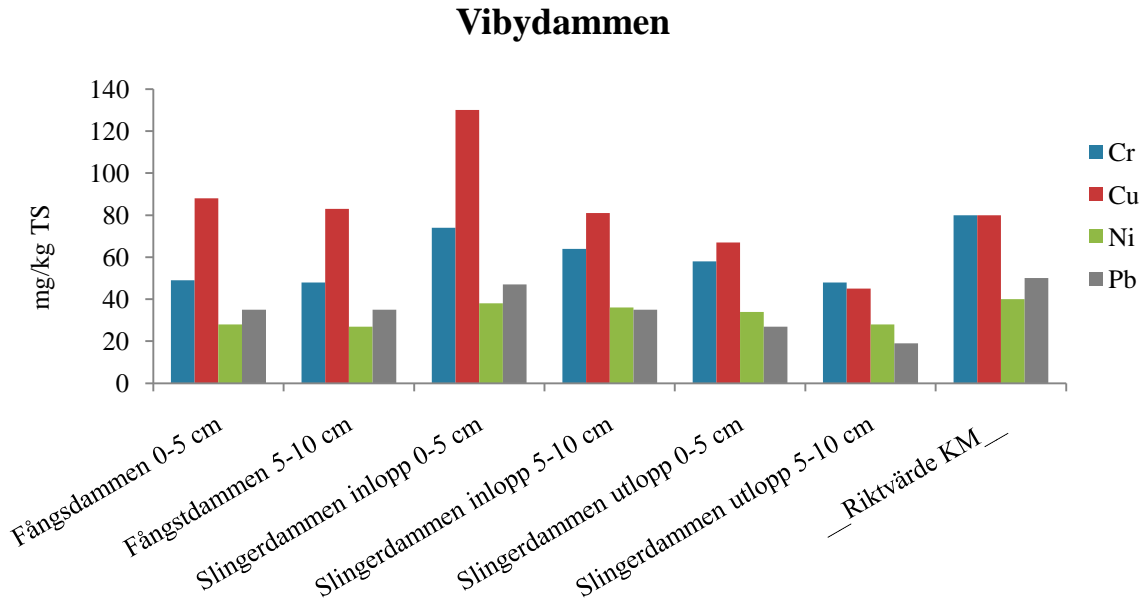
Figur 23. Halter av tungmetaller i Steningedalens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.

### Steningedalen

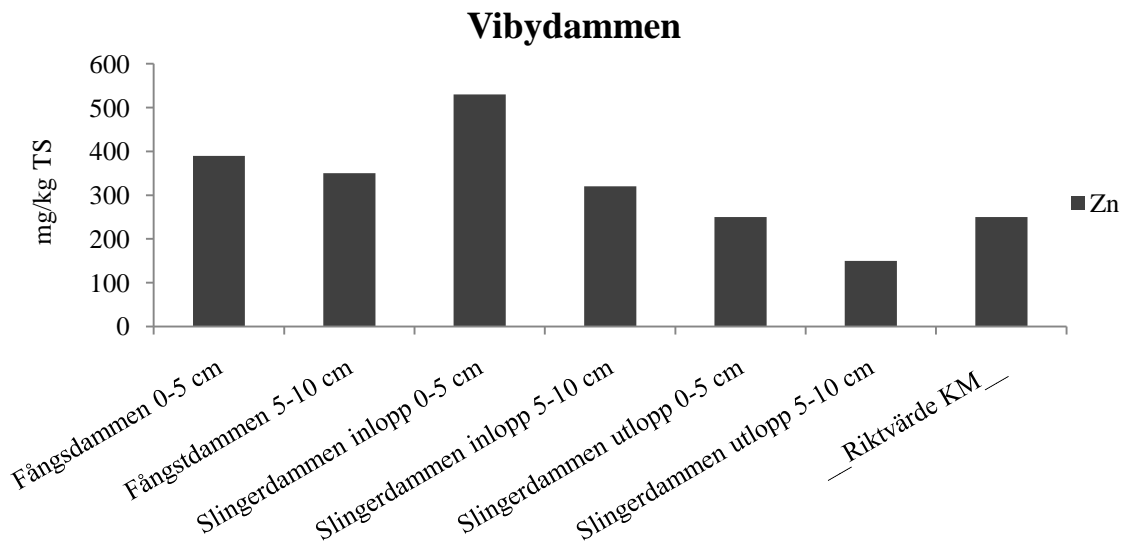


Figur 24. Halter av zink i Steningedalens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning..





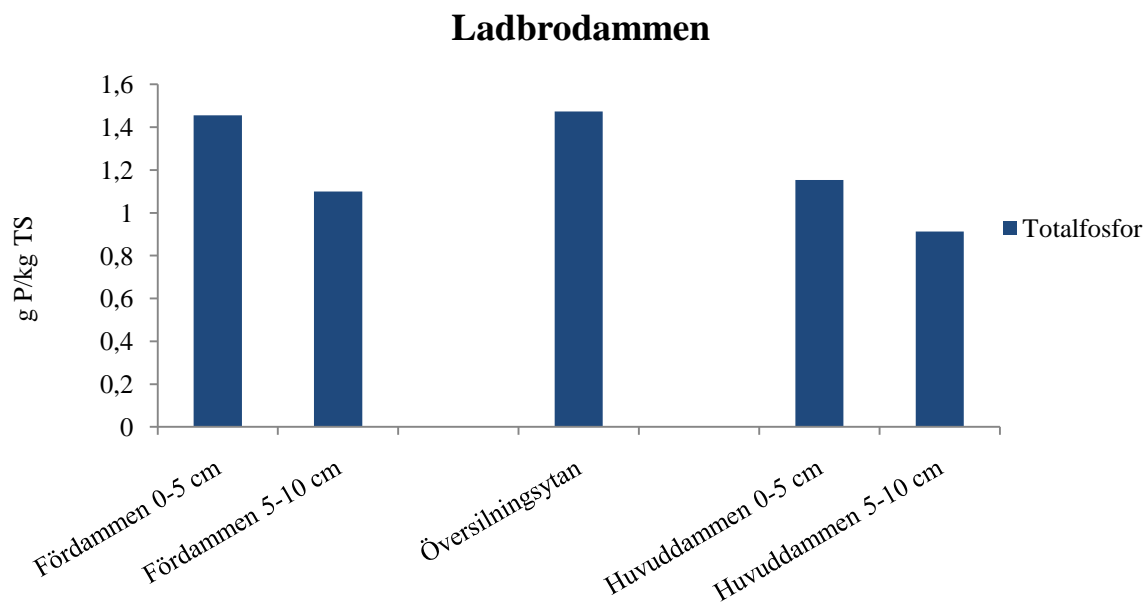
Figur 25. Halter av tungmetaller i Vibydammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.



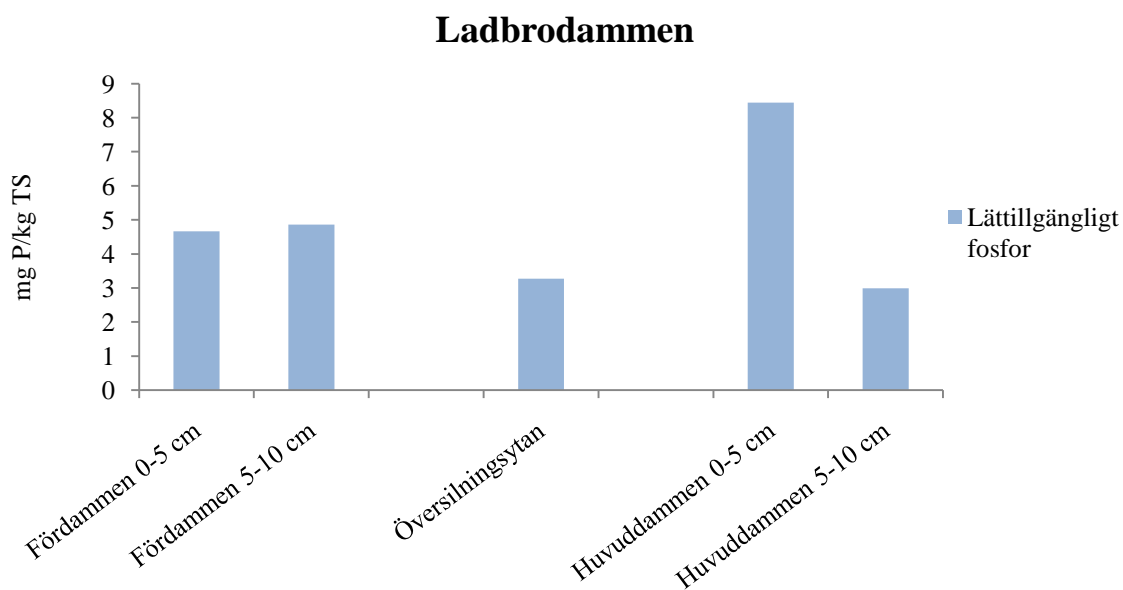
Figur 26. Halter av zink i Vibydammens sediment. Som jämförelse visas Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark, känslig markanvändning.

### Fosfor

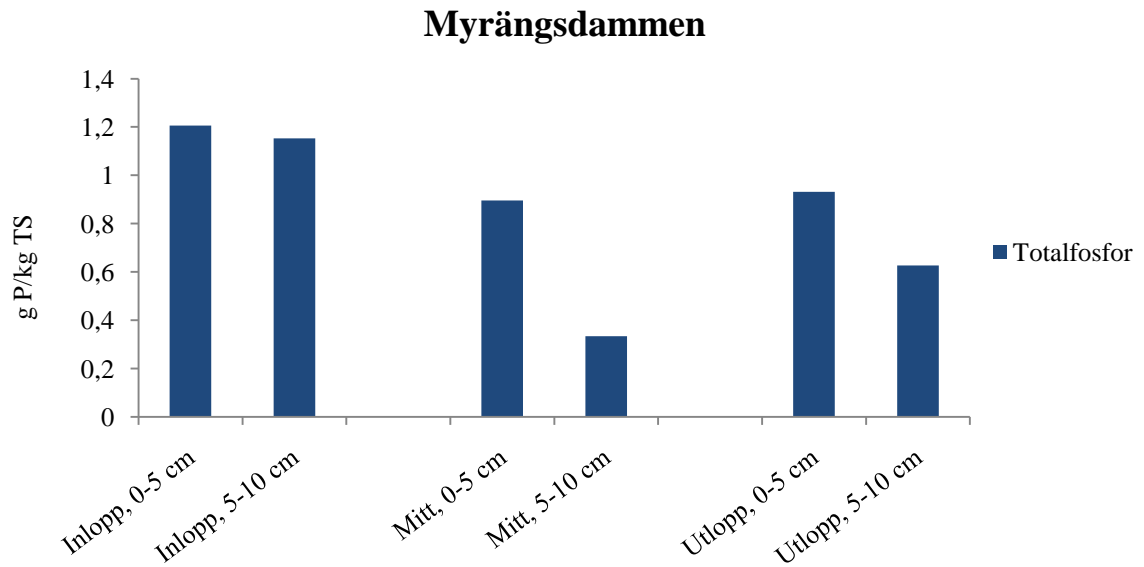
I följande grafer, Figur 27-34, visas halterna av fosfor i sedimenten i respektive damm, dels den totala halten och dels halten av den lättillgängliga formen av fosfor. Alla värden som visas är medelvärden av två respektive tre replikat för halterna av totalfosfor respektive lättillgängligt fosfor.



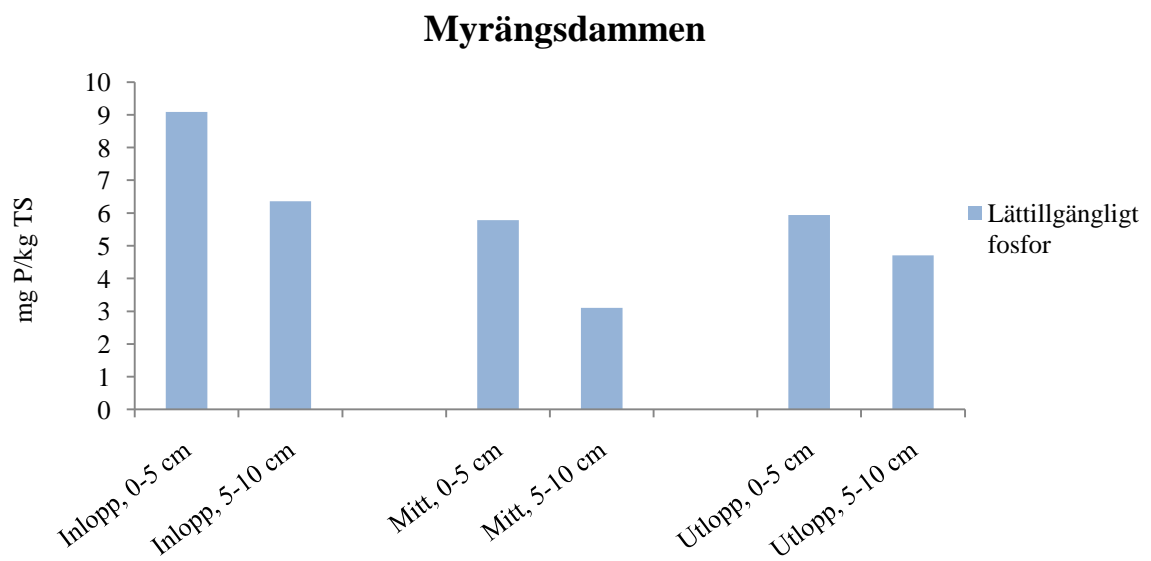
Figur 27. Halten av totalfosfor i Ladbrodammens sediment.



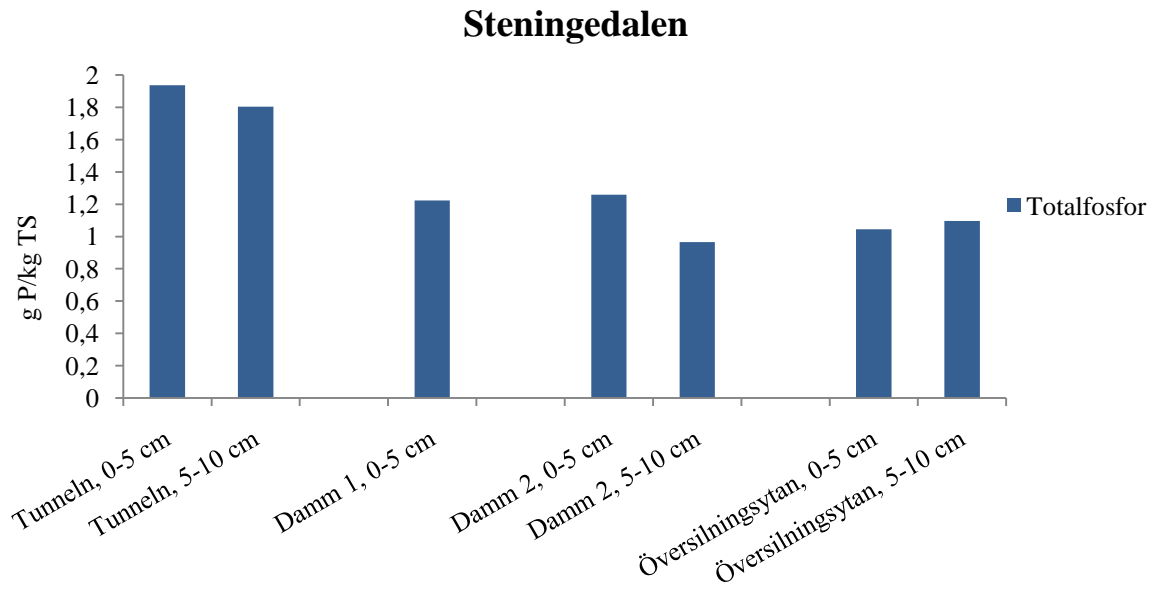
Figur 28. Halten av lättillgängligt fosfor i Ladbrodammens sediment.



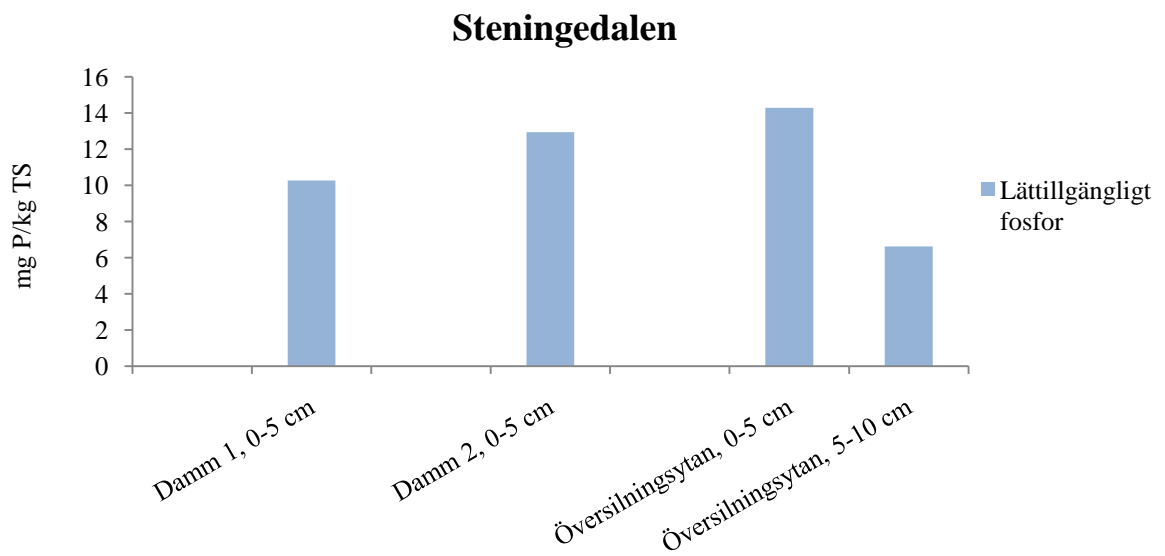
Figur 29. Halten av totalfosfor i Myrängsdammens sediment.



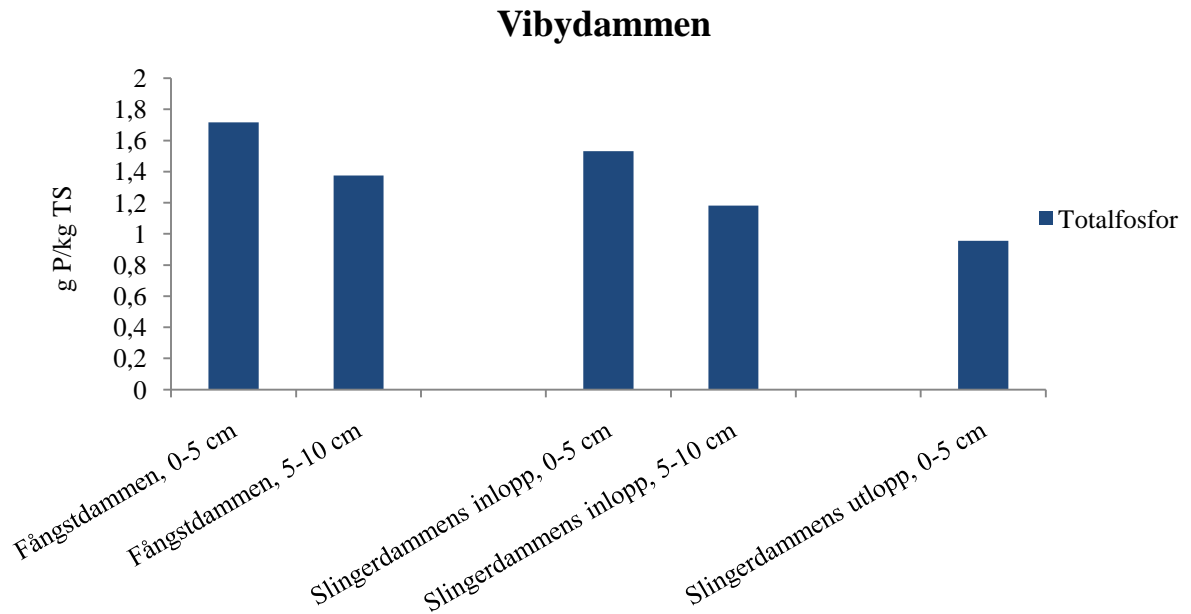
Figur 30. Halten av lättillgängligt fosfor i Myrängsdammen sediment.



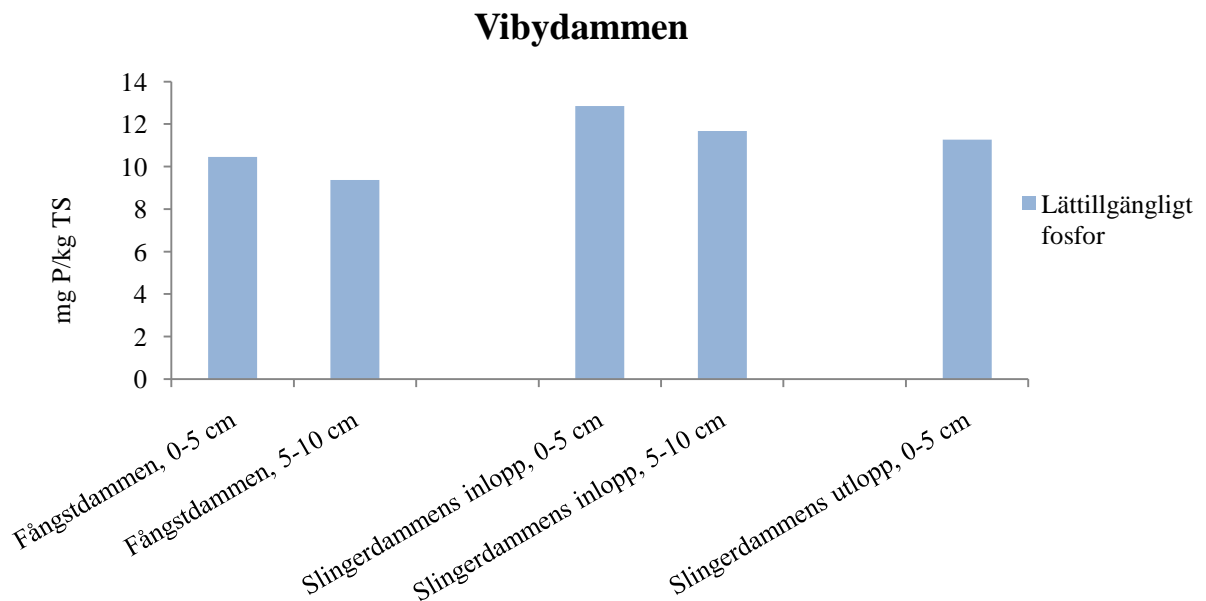
Figur 31. Halten av totalfosfor i Steningedalens sediment.



Figur 32. Halten av lättillgängligt fosfor i Steningedalens sediment.



Figur 33. Halten av totalfosfor i Vibydammens sediment.



Figur 34. Halten av lättillgängligt fosfor i Vibydammens sediment.

#### 6.5.2 Avskilda mängder

Genom att både halter och den totala massan sediment bestämts i varje damm kan den totala avskilda mängden av varje undersökt ämne också beräknas. För att få ett säkrare värde har dammarna delats upp i sektioner, där varje sektionens sedimentvolym multiplicerats med denna sektionens metall- eller fosforhalt. Dessa resultat visar hur mycket av respektive ämne som avskilts från inkommande dagvatten och som blivit

kvar i dammens sediment sedan dammen togs i bruk. Dammarna har varit i bruk olika länge och har olika belastning. Deras avskilda mängder ska därför inte jämföras med varandra, utan resultaten som visas i Tabell 5 används senare i rapporten för en jämförelse med mängderna som avskiljs enligt beräkningar efter vattenprovtagningens resultat.

Tabell 5. Total avskild mängd sedan driftstart som återfunnits i dammarnas sediment.

ÄMNE	AVSKILD MÄNGD [kg]			
	Ladbrodammen	Myrångsdammen	Steningedalen	Vibydammen
Krom	5,0	1,4	4,7	1,1
Koppar	13	1,6	4,1	1,7
Nickel	2,8	0,75	3,4	0,63
Bly	3,9	0,70	1,8	0,70
Zink	45	17	18	7,2
Fosfor - total	100	25	110	27
Fosfor - lättillgänglig	0,46	0,16	1,0	0,22

Den avskilda mängden i varje sektion visas i Bilaga 3 – Avskilda mängder.

## 6.6 SEDIMENTFÄLLOR

### 6.6.1 Utvärdering av metoden

Sedimentfällorna har fungerat i tre av dammarna och har i dessa varit utplacerade i sex veckor i Ladbrodammen, sju veckor i Steningedalen och åtta veckor i Tibbledammen. Vid upptagandet av fällorna mättes djupet av sedimentet som fallit i kopparna och på plattorna. Denna mätning gav en indikation på hur stor sedimenttillväxten varit under tiden fällorna stått ute i dammarna, den så kallade fälltiden.

#### *Ladbrodammen*

Ladbrodammens fällor, som var av den nya versionen med kopp och platta kombinerat i samma konstruktion, var utplacerade mellan den 2/11 och den 14/12 2009. Dessa fällor verkade ha fungerat väl eftersom de bibehöll sin lodräta placering i dammen under fälltiden. Ett annat tecken på att fällorna fungerat väl var att vid upptagandet sågs sedimenterat material i koppens botten med alldeles klart och ostört vatten ovanför. Sedimentdjupet på fällans plattsektion var i denna damm betydligt mindre än motsvarande sedimentdjup ansamlat i kopparna. Denna skillnad i tjocklek tyder på stor rörelse längs dammens botten då sedimenterat material flyttas om. Det skilde även mycket i uppsamlat sedimentdjup mellan fördammen och huvuddammen. I fördammen var samtliga koppar överfulla, vilket motsvarar en sedimentackumulation av 13 cm på 6 veckor. Visserligen är belastningen hög i Ladbrodammen med höga halter av

suspenderat material och föroreningar i inkommande vatten, men detta resultat borde tyda på att fördammen är överbelastad och eventuellt bör tömmas på sediment. Mycket av det sediment som ansamlats i fällorna kan vara gammalt material som resuspenderats under fälltiden. I huvuddammen var fällorna inte lika fulla utan där var sedimentansamlingen i storleksordningen 1-3 cm.

### ***Myrängsdammen***

I Myrängsdammen sattes den första versionen av fällor ut, det vill säga en separat platta för bruttomätning och en kopp nedsänkt i ett skyddshölje för nettomätning, men dessa fungerade inte. Det avgjordes vid upptagningen dels på grund av att fällorna inte stått i helt lodrät riktning och vissa av fällorna hade dessutom gått sönder. I kopporna som drogs upp till ytan hade stora mängder sediment samlats och vattnet i koppen var uppvirvlat som om det inte sedimenterat ostört. Dessa fällor kasserades således och inga sedimentprov från Myrängsdammens fällor analyserades.

### ***Steningedalen***

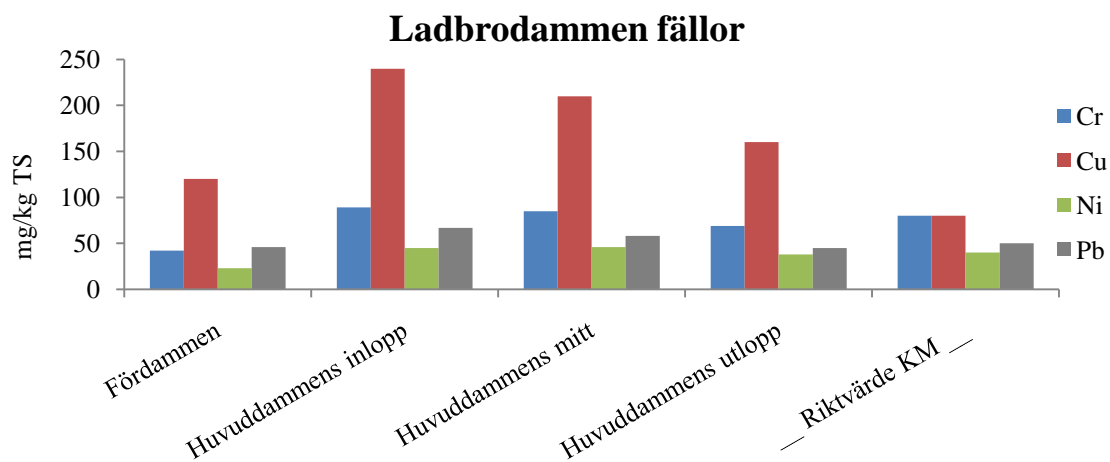
I Steningedalen stod fällorna ute mellan 29/10 och 14/12 2009. Även här användes den nya, kombinerade, fällkonstruktionen och visade sig ha fungerat mycket bra av samma anledning som beskrivits för Ladbrodammen. Sedimentansamlingen var som störst i diket strax innan översilningsytan där det handlade om 2-4 cm. I dammarna uppströms rörde det sig om cirka 2 cm. I Steningedalen var skillnaden mellan ansamlat material på plattan och i koppen inte lika stor som i Ladbrodammen.

### ***Tibbledammen***

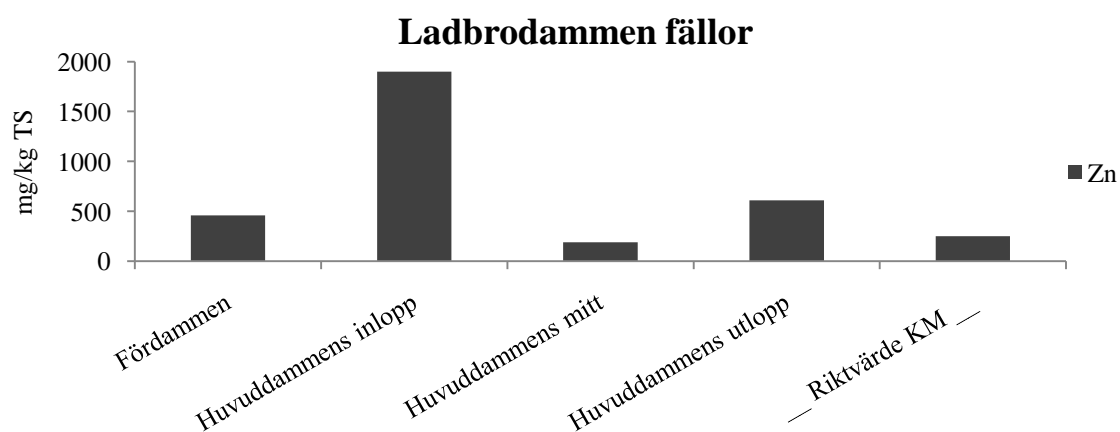
Tibbledammens fällor var av den första, sämre sorten och var placerade i fält mellan 14/10 och 11/12. Vid upptagningen av dessa konstaterades återigen att fällorna i inloppet inte fungerat särskilt väl. De var överfyllda av sediment och stod snett. Däremot hade de fungerat bättre i dammens mitt och utlopp. Detta var ett väntat resultat eftersom fällorna vid inloppet placerades ut vadandes, vilket rörde upp mycket sediment, medan de i mitt och utlopp placerades ut mer försiktigt från båt. I Tibbledammens mitt och utlopp var ansamlingen av sediment några få centimeter, men mättes inte med tillfredsställande metodik i fält, varför utvärderingen av resultatet av dessa fällor blir bristfällig.

## **6.6.2 Föroreningshalter**

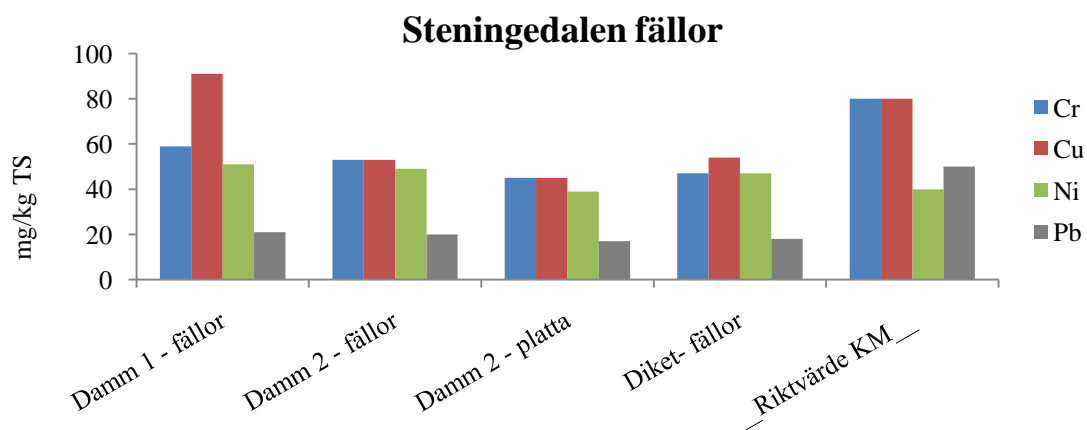
Det av fällorna uppsamlade sedimentet analyserades med avseende på sex tungmetaller. I graferna nedan visas resultatet av analyserna. Precis som i diagrammen över halterna i hela dammsedimentet visas även här Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning, KM (Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning, 2009).



Figur 35. Tungmetallhalter i sedimentet uppsamlat i Ladbrodammens fällor mellan 2/11 och den 14/12 2009.

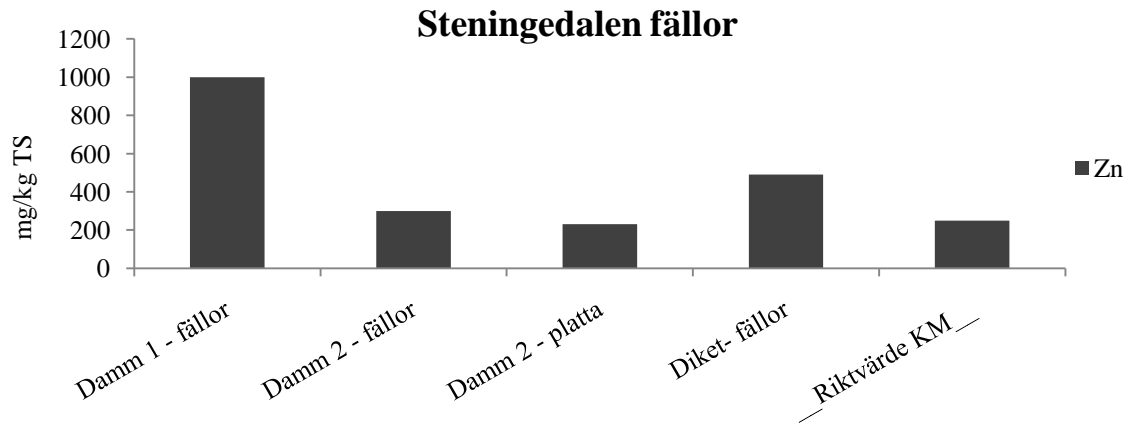


Figur 36. Halter av zink i uppsamlat sediment i Ladbrodammens fällor mellan 2/11 och 14/12 2009.

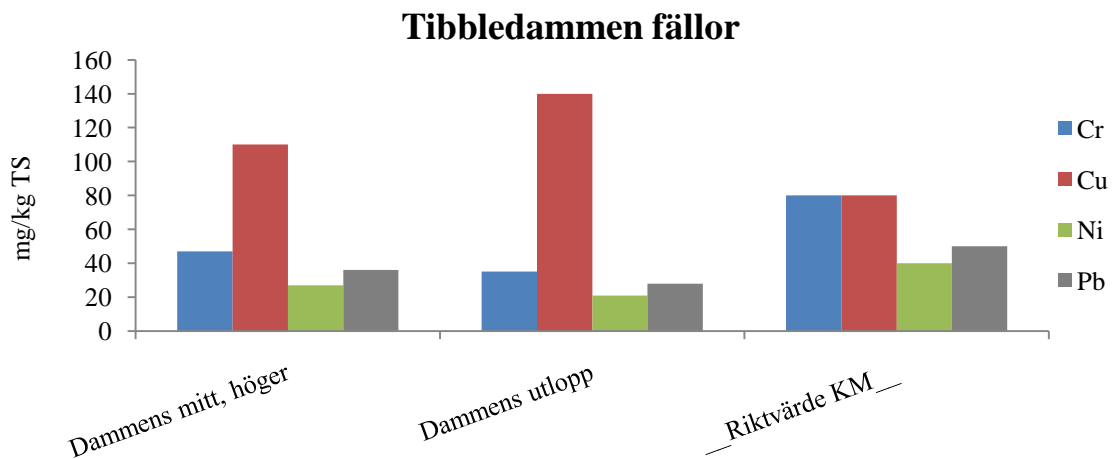


Figur 37. Tungmetallhalter i sedimentet uppsamlat i Steningedalens fällor mellan 29/10 och 14/12 2009.

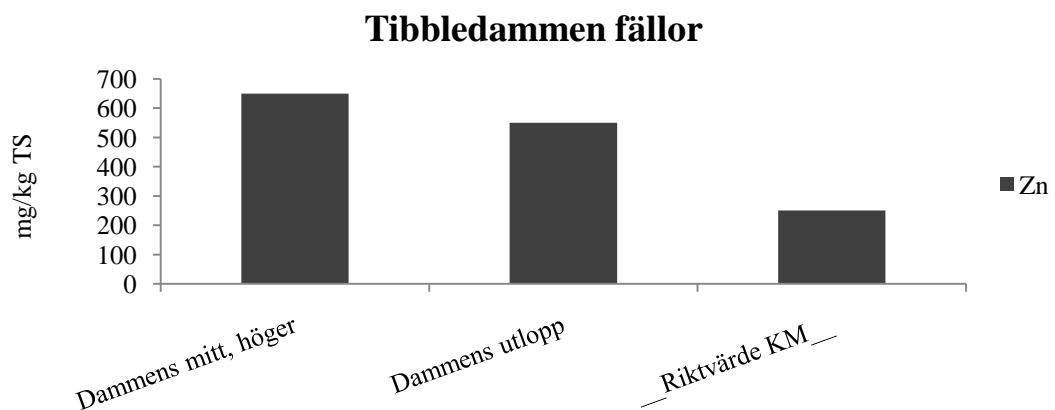




Figur 38. Halter av zink i uppsamlat sediment i Steningedalens fällor mellan 29/10 och 14/12 2009.



Figur 39. Tungmetallhalter i sedimentet uppsamlat av fällorna i Tibbledammen mellan 14/10 och 11/12 2009.



Figur 40. Halter av zink i uppsamlat sediment i Tibbledammens fällor mellan 14/10 och 11/12 2009.

### 6.6.3 Avskilda mängder

För att få den avskilda mängden tungmetaller under fälltiden, den tid som fällorna stått ute i dammarna, har halterna från fällproverna multiplicerats med det nyansamlade sedimentets massa. Volymen har beräknats på samma sätt som tidigare, det vill säga genom att dammsektionernas ytor multiplicerats med sedimenttillväxten under fällperioden och provernas torrsubstans. Densiteten på det nyackumulerade sedimentet antas vara densamma som densiteten för dammens äldre sediment.

I Tibbledammen var det mycket svårt att kvantifiera de mängder som samlats upp i kopparna. Detta för att den första versionen av fällor krävde en tyngd i form av några stenar i botten på koppen för att den inte skulle flyta upp. Därför uppmättes inte mängden sediment i fällorna och därmed kunde inte heller den avskilda mängden under fälltiden bestämmas för Tibbledammen.

Tabell 6. Avskilda mängder under fällperioden.

ÄMNE	AVSKILD MÄNGD [kg]	
	Ladbrodammen	Steningedalen
Krom	1,2	0,66
Koppar	2,2	0,81
Nickel	0,64	0,61
Bly	1,1	0,25
Zink	21	7,2

### 6.7 JÄMFÖRELSE MELLAN METODERNA

I detta arbete har den totala mängden tungmetaller och fosfor som avskilts sedan dammen togs i drift bestämts för Ladbrodammen, Myrängsdammen, Steningedalen och Vibydammen. Mängden tungmetaller som avskilts mellan oktober och december år 2009 har bestämts med hjälp av sedimentfällor i Ladbrodammen, Steningedalen och Tibbledammen. En jämförelse har gjorts av dessa sedimentrelaterade resultat med resultaten från den flödesproportionella vattenprovtagningen för att se om metodernas resultat är likvärda. Alla resultat från vattenprovtagningen är framtagna av WRS. På grund av att flödesmätningarna i några av dammar tidvis inte fungerat kan en jämförelse över hela driftperioden inte göras i samtliga fall. I dammar med bristfällig flödesmätning har istället sedimentfällornas resultat använts och jämförelsen med vattenprovtagningens resultat görs med avskilda halter under fällperioderna.

I Vibydammen och Myrängsdammen har flödesmätningarna fungerat bra och därmed jämförs dessa över hela dammarnas driftperiod med den totala avskiljningen i sedimentet.

I Ladbrodammen och Steningedalen jämförs de beräknade avskilda halterna under fällperioderna.

### 6.7.1 Metodjämförelse under hela driftsperioden

I tabellerna nedan visas den totala avskiljningen av tungmetaller och fosfor i Myrängsdammen (Tabell 7) och Vibydammen (Tabell 8) sedan de togs i bruk som dagvattendammar år 2004 respektive 2002. Det parallellt pågående dagvattenuppföljningsprogrammet som startades i november 2007 avslutades under december 2009. All insamlad vattenkemisk data från uppföljningsperioden har sammanställts och använts som underlag för att schablonmässigt beräkna den totala avskiljningen av respektive förorening under hela driftsperioden (WRS). Beräkning av totala mängder baserat på vattenkemiska analyser kan jämföras med totalmängder baserat på sedimentprovtagning. Avskiljningen i procent är beräknad med hjälp av den totala mängden förorening uppmätt i inkommande vatten.

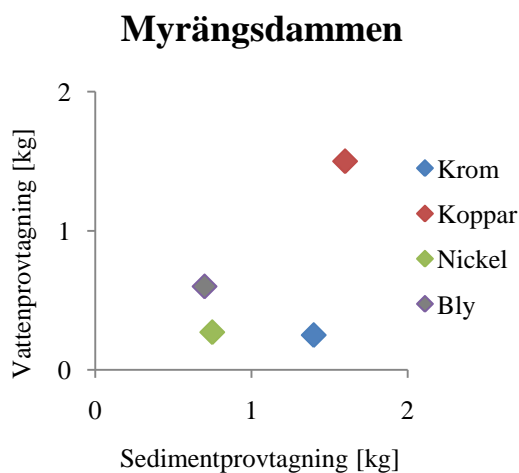
Tabell 7. Total avskiljning i Myrängsdammen sedan idrifttagandet 2004, jämförelse mellan resultaten från vatten- respektive sedimentprovtagning.

ÄMNE	AVSKILJNING I MYRÄNGSDAMMEN från driftstart 2004 till om med 2009			
	Sedimentprovtagning		Vattenprovtagning	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Krom	1,4	89	0,25	45
Koppar	1,6	36	1,5	32
Nickel	0,75	55	0,27	19
Bly	0,70	65	0,60	53
Zink	17	26	36	52
Fosfor	25	81	9,0	27

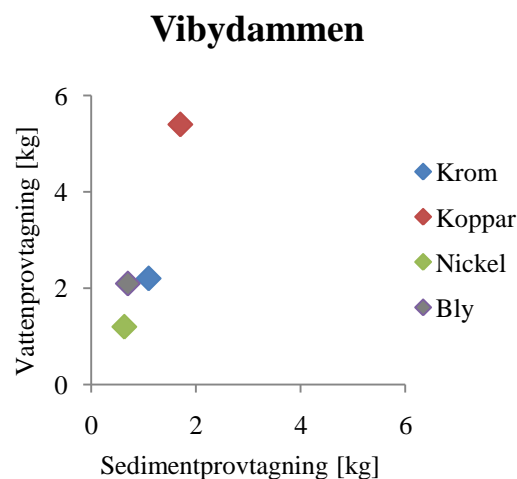
Tabell 8. Total avskiljning i Vibydammen sedan idrifttagandet 2002, jämförelse mellan resultaten från vattenprovtagningen och sedimentprovtagningen.

ÄMNE	AVSKILJNING I VIBYDAMMEN från driftstart 2002 till och med 2009			
	Sedimentprovtagning		Vattenprovtagning	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Krom	1,1	24	2,2	48
Koppar	1,7	10	5,4	33
Nickel	0,63	13	1,2	25
Bly	0,70	18	2,1	55
Zink	7,2	13	30	55
Fosfor	27	7,5	195	54

Skillnaden mellan resultaten från sedimentprovtagningen och från den flödesproportionella vattenprovtagningen i Myrängsdammen och Vibydammen tydliggörs i Figur 41 respektive Figur 42.



Figur 41. Avskild mängd tungmetaller i Ladbrodammen sedan driftstart. Jämförelse mellan resultaten från sedimentprovtagningen och vattenprovtagningen.



Figur 42. Avskild mängd tungmetaller i Vibydammen sedan driftstart. Jämförelse mellan resultaten från sedimentprovtagningen och vattenprovtagningen.

I Ladbrodammen har flödesmätningarna inte fungerat under hela driftsperioden. Resultaten från sedimentprovtagningen kan därför inte jämföras med resultatet från vattenprovtagningen. Belastningen har dock beräknats preliminärt med hjälp av modelleringsprogrammet StormTac, version 2010-01. Denna preliminära modellering är gjord av Thomas Larm (Alm m.fl., 2010). Med hjälp av parametrar som hårdgjort avrinningsområde, markanvändning och nederbörd m.m. resulterar simuleringen i inkommande mängder till Ladbrodammen per år. Parametrarna antogs som representativa för ett genomsnittligt år (även om framförallt nederbörden varierar kraftigt från år till år) och de avskilda mängderna från simuleringsresultatet multiplicerades med dammens totala drifttid i år. Detta gav en beräknad total belastning in till dammen. Med hjälp av dessa mängder bestämdes avskiljningen (i procent) enligt sedimentprovtagningen.

Som jämförelse beräknades en avskiljning med de modellerade värdena på inkommande mängder tillsammans med den förväntade reningseffekten som togs fram vid projekteringen av Ladbrodammen (Karlsson m.fl., 2003).

Resultaten visas i Tabell 9. Det bör dock påpekas att det modellerade resultatet är en simulering baserad på flera antaganden och bör värderas efter det.

Tabell 9. Total avskiljning i Ladbrodammen sedan i drifttagandet 2003.

ÄMNE	AVSKILJNING I LADBRODAMMEN simulering med StormTac			
	Sedimentprovtagning		Modellerad/förväntad avskiljning	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Krom	5,0	30	7,6	38
Koppar	13	24	20	38
Nickel	2,8	17	5,7	35
Bly	3,9	14	16	55
Zink	45	23	83	43
Fosfor	100	19	200	38

### 6.7.2 Metodjämförelse under fällperioden

I tabellerna nedan visas resultaten av den avskiljning som uppmätts under fällperioden i Ladbrodammen (Tabell 10) och Steningedalen (Tabell 11). Alla resultat baserade på vattenprovtagningen är framtagna av WRS. Avskiljningen i procent är beräknad med hjälp av den totala mängden förorening i inloppsvattnet under den period som fällorna stått i fält.

Tabell 10. Avskiljning i Ladbrodammen under fällperioden 2/11 – 14/12 2009, jämförelse mellan resultaten från sedimentprovtagningen och vattenprovtagningen.

ÄMNE	AVSKILJNING I LADBRODAMMEN under fällperioden			
	Sedimentprovtagning		Vattenprovtagning	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Krom	1,2	241	0,35	72
Koppar	2,2	246	0,54	57
Nickel	0,64	187	0,21	61
Bly	1,1	293	0,26	70
Zink	21	364	3,0	58

Tabell 11. Avskiljning i Steningedalen under fällperioden 29/10 – 14/12 2009, jämförelse mellan resultaten från sedimentprovtagningen och vattenprovtagningen.

ÄMNE	AVSKILJNING I STENINGEDALEN under fällperioden			
	Sedimentprovtagning		Vattenprovtagning	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Krom	0,66	35	-0,10	-5,2
Koppar	0,81	21	-0,38	-10
Nickel	0,61	12	0,0066	0,13
Bly	0,25	35	-0,027	-3,7
Zink	7,2	44	4,3	26

## **7 DISKUSSION**

### **7.1 STATISTIK**

Någon statistisk analys har inte genomförts i detta arbete. Anledningen är att det inte ansågs meningsfullt då det handlar om så få mätvärden och prover från varje plats. Målet har varit att på ett övergripande sätt undersöka om sedimentprovtagningar kan vara ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning. Det har därför bedömts vara av större intresse att ta prover på flera ställen och i flera dammar än att ta så många prover i en damm att en statistisk analys skulle vara meningsfull.

### **7.2 DENSITETBESTÄMNING**

Beräkningsresultaten av sedimentets densitet, som ligger mellan 700 och 830 kg/ m<sup>3</sup> är rimliga. Resultaten kan jämföras med det antagna värde på sjösediment på 1000 kg/ m<sup>3</sup> som föreslås av Emil Rydin på Erkenlaboratoriet (Lindhe, 2007). Även Hadlec och Knight skriver (1996) att ett typiskt värde på torrdensiteten hos organiska jordar ligger under 1000 kg/m<sup>3</sup>. Slutligen kan resultatet jämföras med densiteten i våtmarken Södra Stene som bestämts av Johannesson (2008) till 550-1036 kg/m<sup>3</sup>. Det hade gett ett säkrare värde på densiteten om större kärl använts vid invägningen av vatten och sediment men tillgänglig volym torkat sediment var begränsat.

### **7.3 HALTER OCH AVSKILDA MÄNGDER**

#### **7.3.1 Minskning av halterna i dammens flödesriktning**

Resultatet från sedimentundersökningen visar den tydliga trenden att framförallt tungmetallhalterna, men även totalfosforhalterna, minskar med avståndet från dammens inlopp. Halterna är betydligt lägre vid dammarnas utlopp än vid inloppet vilket tolkas som att avskiljningsprocessen i dammarna fungerar bra.

Minskningen av halterna mot dammens utlopp är tydligast för metallerna koppar, bly och zink. Krom- och nickelhalterna ligger mer eller mindre på samma nivå genom hela dammen, även om de också minskar. I Tabell 12 nedan visas hur stor minskningen av metallhalten är i utloppet jämfört med halten i inloppssedimenten. Om värdet är negativt är halten istället högre vid utlopp än inlopp.

Att sedimentationen och därmed avskiljningen är störst i dammarnas inlopp stöds av att sedimenttjockleken minskar i riktning mot utloppet i alla dammar, med ett undantag, Steningedalen, som för övrigt även på andra sätt inte visat sig fungera tillfredsställande. I fällorna var även den uppsamlade mängden mindre mot utloppet i Ladbrodammen.

Tabell 12. Minskningen av metallhalt i dammens utlopp jämfört med halten vid inloppet.

<b>Minskning av tungmetallhalt från inlopp till utlopp</b>					
	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Ladbrodammen</b>	-28 %	25 %	-73 %	17 %	1 %
<b>Myrängsdammen</b>	27 %	59 %	3,8 %	48 %	65 %
<b>Steningedammen</b>	6,0 %	34 %	19 %	34 %	42 %
<b>Vibydammen</b>	23 %	47 %	16 %	44 %	53 %

Att tungmetallhalten i sedimenten minskar i riktning mot utloppet, som påvisats i detta arbete och i flera andra studier, förklaras delvis av minskad sedimentation i riktning mot utloppet då den största mängden suspenderat material redan sedimenterat. Om enbart sedimentationen påverkade avskiljningen skulle dock halterna, men inte ansamlade mängder, vara konstanta genom dammsystemet. Detta indikerar att andra faktorer också spelar in.

En faktor som är intressant att titta på är halten organiskt material och hur denna förändras med dammens flödesriktning. Metaller sammankopplas ofta med organiskt material på grund av humusämnenas stora bindningsytor. I alla de fyra dammar där sedimentproppar togs var halten av organiskt material (bestämd som glödgningsförlusten) mindre vid utloppet än vid inloppet, se Tabell 2.

Att ovan beskrivna beteende är mer eller mindre tydligt för olika metaller kan ha med deras olika fastläggningsegenskaper att göra. Troligt är att koppar, bly och zink i större utsträckning än krom och nickel binder till organiska material. Enligt litteraturstudien ovan hör koppar och bly till gruppen starkt adsorberande metaller som framförallt binder till organiska ämnen och anses vara några av de minst rörliga tungmetallerna. Således kan gradienten av organiskt material ha betydelse för den minskning av tungmetallhalter i riktning mot utloppet som resultaten visar.

Zinkhalten i sedimentet uppsamlat av fällorna i Ladbrodammen är orimligt höga, se Figur 36. I huvuddammens inlopp är halten mer än fyra gånger högre än den högsta halten uppmätt i dammens sediment vid propptagningen. Dessa höga halter är svåra att förklara med annat än kontaminering i fält eller att misstag gjorts vid analyserna.

### **7.3.2 Haltminskning med sedimentdjupet**

Tungmetallhalterna minskar även i riktning nedåt i sedimentets djupled. Det övre sedimentskiktet har genomgående högre halt av alla tungmetaller än det undre skiktet i samtliga provpunkter där skiktning varit möjlig. Anledningen till detta kan vara att bottenlevande djur rör om i sedimenten och på så sätt blandar in underliggande material som lera i det sedimenterade materialet. De förorenade sedimenten kan på så sätt ”spädas ut” med avseende på tungmetaller. En annan förklaring kan ligga i sedimentprovtagningen. Det var ibland svårt att avgöra var gränsen gick mellan sediment och underliggande lera varför prover från det undre skiktet kan ha innehållit lera med naturligt lägre halter av tungmetaller som då späder ut tungmetallhalten. I två

provpunkter fanns inte ovan beskrivna trend; Steningedalens översilningsyta och Ladbrodammens fördamm.

### **7.3.3 Naturvårdsverkets riktvärden och muddring av förorenade sedimenten**

En dagvattendamm som är hårt belastad eller varit i drift under lång tid kan behöva tömmas på sediment, det vill säga den kan behöva muddras. Muddring bör ske om dammarna blir så fulla av sediment att det vid höga flöden bildas turbulens som resulterar i att sediment åker med vattnet ut ur dammen igen. För muddring krävs normalt tillstånd eller anmälan enligt miljöbalken. Massorna som tas upp bör om möjligt användas i vägbyggen eller andra anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2009). Huruvida detta är möjligt beror av föroreningsgraden. Är halterna för höga måste massorna deponeras på land eller dumpas i vatten. Vid muddring är det viktigt att tänka på att minimera de risker som uppstår vid den oundvikliga grumling och spridning av föroreningar som sker. Naturvårdsverket rekommenderar att koncentrera muddringen i tid; det är bättre med ett stort ingrepp än flera små vid olika tillfällen. Det är också bäst att ta upp sedimenten vid lågflöden för att minska spridningen av grumlat vatten och för att lättare kunna sätta upp skyddsåtgärder som till exempel geotextilskärmar (Naturvårdsverket, 2009).

I alla dammar i denna studie ligger halterna av krom, nickel och bly under riktvärdet för känslig markanvändning, KM, med undantag för tunnelmynningen och damm 1 i Steningedalen där värdena ligger över KM. Samtliga värden av nämnda metaller ligger dock långt under riktvärdet för mindre känslig markanvändning, MKM. Kopparhalten överstiger riktvärdet för KM i alla dammars inlopp, men ligger sedan under riktvärdet mot slutet av dammen. Det är bara i Ladbrodammen som alla provpunkter i dammen överstiger riktvärdet för KM. I alla dammar ligger dock kopparhalterna långt under riktvärdet för MKM. Zink är den tungmetall i undersökningen som i flest fall överskrider Naturvårdsverkets riktvärden. I samtliga dammar överskrider riktvärdet för KM i en eller flera punkter. I Ladbrodammen överskrider KM i alla punkter, i Myrängen i alla punkter utom en, i Steningedalen i tunnelmynningen och damm 1 och slutligen i Vibydammen i alla punkter utom vid utloppet. I Ladbrodammen och Myrängsdammen överskrider zinkhalterna i de flesta punkter även riktvärdet för mindre känslig markanvändning.

Detta innebär att med avseende på metallerna krom, nickel och bly kan muddrade sediment från samtliga dammar användas till i princip vad som helst. Däremot begränsar de höga halterna av koppar och zink användningen. Muddringsmassor från Steningedalen och Vibydammen skulle kunna användas för mindre känslig markanvändning. Detta är dock inte möjligt med sediment från Ladbrodammen och Myrängsdammen där halterna av zink är alldeles för höga även för MKM.

### **7.3.4 Kadmium**

I både sediment och vatten ligger kadmiumhalten under detektionsgränsen i de flesta fall. Därför har halterna av kadmium inte redovisats i resultaten. Det kan dock konstateras att halterna av kadmium ligger precis på eller knappt över gränsen för



känslig markanvändning och långt under riktvärdet för mindre känslig markanvändning i alla dammar.

### **7.3.5 Fosfor**

De fosformängder som återfanns i sedimenten var mycket högre än de som beräknats fram genom flödesmätning och vattenkemisk provtagning, med undantag för Vibydammen. I likhet med resultaten i Johannessons undersökning (2008) kan det handla om mycket större mängder i sedimenten än vad som uppmätts med flödesrelaterad mätning av in- och uthalter. Den troliga förklaringen till att så mycket högre halter av fosfor hittas i sedimenten än förväntat, är cirkulationen av näringsämnet inom dammen. Växterna transporterar sannolikt upp fosfor till sedimenten genom upptag från underliggande lera.

Förklaringen till Vibydammens avvikelse är antagligen att översilningsytan inte inkluderades i sedimentundersökningen. Översilningsytan deltar dock i reningsprocessen av dagvattnet vid höga flöden och följaktligen fångades inte avskiljningen som sker här upp i sedimentundersökningen. En stor del av inkommande fosfor har antagligen fastnat där och med stor sannolikhet fungerar denna yta väl som fosforfälla.

Halterna av lättillgänglig fosfor är genomgående mycket låga och det är svårt att dra fler slutsatser än att dammarna fungerar bra som fosforfälla. I första hand är det den lättillgängliga fosfor som frigörs från sedimenten och därför föreligger liten risk att fastlagd fosfor lakar ut till vattnet igen, i alla fall på kort sikt. Mängden lättillgänglig fosfor utgör endast en knapp procent av mängden av totalfosfor i alla dammar. Det ska dock påpekas att den mobila fraktionen av fosfor, det vill säga den fosfor som lätt lakar ut till vattnet, utgörs av fler former av fosfor än den undersökta, löst bundna formen. Som mobil fosfor brukar räknas, förutom löst bunden, även organiskt bunden fosfor och järnbunden fosfor (Weyhenmeyer & Rydin, 2003). Eftersom halterna av dessa två fraktioner inte analyserades är det svårt att avgöra hur stor risken för utlakning av fosfor från sedimenten är.

## **7.4 SEDIMENTFÄLLORNA**

### **7.4.1 Den första versionen av fälla**

Den första versionen av fällorna bedömdes, som tidigare nämnts, inte ha fungerat särskilt väl. Det sediment som virvlades upp vid utplacering av fällorna antas att i stor utsträckning ha hamnat direkt i fällan som därför inte enbart kom att innehålla nysedimenterat material. Detta antagande stöds av att fällorna vid vittjandet var fyllda med sediment vilket skulle motsvara en sedimenttillväxt på cirka 12 cm. Detta verkar högst orimligt på två månader. Av denna anledning kasserades sedimentproverna från både plattor och koppar, som placerats ut i Myrängsdammen och i Tibbledammens inlopp. I Tibbledammens mitt och utlopp placerades fällorna från båt vilket gav betydligt mindre uppvirvlat material. Dessa koppar innehöll bara några centimeter

sedimenterat material och anses därför ha fungerat relativt bra. Analys av tungmetaller gjordes på dessa prover. Fällorna i Tibbledammen var dock av den första, sämre versionen och stenar placerades som tyngd i koppen för att förhindra att de skulle flyta upp. Det blev därför omöjligt att exakt bestämma sedimentdjupet i kopparna. Följden blev att sedimenttillväxten under fälltiden inte kunde bestämmas och den avskilda mängden ej beräknas.

#### **7.4.2 Den förbättrade fällan**

Den förbättrade versionen av fällan, med platta och kopp i gemensam konstruktion, har fungerat väl. I Ladbrodammens fördamm var visserligen dessa koppar också helt fulla, men i detta fall inte på grund av dålig fällkonstruktion. Här indikerade de fulla kopparna att Ladbrodammens sedimenteringsbassäng, som fördammen utgör, antagligen har uppnått sin maxkapacitet och bör tömmas på sediment. Risken är annars att när flödena in till dammen ökar kraftigt och stötvis som de gör i Ladbrodammen blir det stor turbulens i fördammen och mycket material rörs upp. Denna interna turbulens av sediment förklarar sannolikt de stora mängder sediment som hamnade i fällorna i fördammen under fällperioden och den missvisande höga avskiljning som beräknats skett i Ladbrodammen under denna period.

De allra flesta fällor av den nya versionen hade dock samlat upp en liten mängd sediment, ett fåtal cm, som motsvarar en rimlig sedimenteringsmängd under cirka två höstmånader. Fällans konstruktion var enkel, lätt att tillverka och smidig att ta med ut i fält eftersom den kunde slutmonteras på plats genom att surra lite ståltråd och dra åt några spännremmar. Den var även förhållandevis lätt att placera ut i dammen. Eftersom det går att stå på fällans plattdel och med sin egen tyngd trycka ner fällan till sedimentets ytnivå var det lätt att få den på plats. Tack vare det tättslutande locket på koppen blir det inte ett problem att sediment rörs upp vid installeringen. Locket avlägsnades som tidigaste cirka en timme senare då uppvirvlat sediment hade lagt sig. Upptagningen av fällan gjordes från båt genom att långsamt och försiktigt dra i armeringsjärnet rakt upp. Detta var ett tungt arbete i högbelastade dammar, eftersom stora mängder sediment lagrats på plattan. Konstruktionen höll dock i alla dammar. Genom mätning av sedimentdjupet både på plattan och i koppen erhöles en uppfattning om både netto- och bruttosedimentationen i dammen. Skillnaden mellan brutto- och nettosedimentationen kan ge en uppfattning om rörelserna i dammen och resuspensionens storlek.

### **7.5 METODJÄMFÖRELSE**

Resultaten från sedimentprovtagningen visar att alla undersökta dagvattendammar fungerar som avskiljare av tungmetaller från dagvatten. Även den flödesproportionella flödesprovtagningen visar i de flesta fall på samma sak. Avskiljningen under fällperioden i Steningedalen visar dock enligt vattenprovtagningen att mer föroreningar lämnar anläggningen än vad som kommer in med dagvattnet, se de negativa värdena i

Tabell 11. Resultaten från sedimentfällor och proppar visar dock att så inte är fallet, anläggningen fungerar som avskiljare både för fosfor och för tungmetaller.

I flera av dammarna har den flödesproportionella vattenprovtagningen inte fungerat tillfredsställande. Många problem, framförallt med flödesmätningar har uppstått under mätperioden. Problemen har lett till att många antaganden och approximationer gjorts för att kunna ta fram resultat på avskilda mängder i dammarna. Bland dessa antaganden kan nämnas att inflödet ofta approximerats till dammens utflöde. Felkällor uppstår även då resultaten för flödesmättningsperioden räknas upp till dammens drifttid, då antaganden om nederbörd och flöden måste göras.

Felkällorna för sedimentprovtagningen består främst i de approximationer som måste göras då inte alla aktiva delar av anläggningen undersökts. Exempel på detta är uppskattning av sedimenttillväxt i översilningsytor där sedimentfällor inte placerats.

Vid jämförelse av avskild mängd mellan de båda metoderna kan sägas att resultaten ligger inom samma storleksordning. Det finns ingen tydlig trend som visar på att den ena metoden visar högre värden än den andra. Inte heller finns det någon trend som säger att resultaten för en viss metall är mer lika i de två undersökningarna. De dammar där både vatten- och sedimentundersökning fungerat mycket bra är Myrängsdammen och Vibydammen. I dessa ligger resultaten för många av metallernas mängder nära varandra och varierar som mest för nickel i Myrängsdammen, där sedimentprovtagningen visar på tre gånger högre halter än vattenprovtagningen. I Myrängsdammen, Vibydammen och Ladbrodammen visar sedimentprovtagningen på zinkhalter som är hälften så stora som de halter som genom vattenprovtagningen beräknats avskiljs. I Vibydammen är överensstämmelsen med resultaten från de två undersökningarna bäst.

Under fällperioden i Ladbrodammen visar sedimentundersökningen tre till fyra gånger större värden än vattenprovtagningen. Som diskuterats tidigare har antagligen volymen av det nysedimenterade materialet i Ladbrodammen överskattats, vilket kan förklara de större mängderna. I Steningedalen visar vattenprovtagningen opålitliga resultat under fällperioden.

Sammanfattningsvis överensstämmer resultaten från sedimentundersökningen och vattenprovtagningen tillräckligt bra. Det är orimligt att förvänta sig helt överensstämmande resultat med de antaganden och approximationer som gjorts i båda undersökningarna. Att resultaten från sedimentundersökningen ligger inom samma tiopotens som vattenprovtagningens resultat indikerar att sedimentprovtagningar definitivt kan vara ett alternativ till flödesproportionella vattenprovtagningar i utvärderingssyfte.

## **7.6 ANDRA RELEVANTA UNDERSÖKNINGAR**

Hurl och Walker (2002) har genom utsättning av sedimentfällor undersökt hur sedimentationen påverkar avskiljningen av ett antal tungmetaller i en anlagd våtmark i Australien. Studien visade att mängden uppsamlad sedimentmassa i fällorna minskade exponentiellt med avståndet från inloppet. Resultat visar samma tendens som resultatet i detta examensarbete, nämligen att sedimentationen är som störst vid inloppet och avtar sedan med avståndet från inloppet. Vidare kunde Walker och Hurl visa att också halterna av bly, koppar och zink i uppsamlat sediment minskade med avståndet från inloppet. Halten av krom var relativt konstant genom dammens längd. Tungmetallhalten i olika partikelstorleksfraktioner av sedimentet analyserades också. Som förväntat ansamlades högre andel små partiklar vid utloppet men någon skillnad i tungmetallhalt kunde inte kopplas till partikelstorleken.

Johannesson (2008) tog sedimentprover i Södra Stene som är en anlagd våtmark med låg belastning. Proverna analyserades och en bestämning av fördelningen av olika fosforfraktioner samt den totala mängd fosfor som fastlagts i våtmarken gjordes. Resultatet jämfördes sedan med resultaten från en vattenkemisk provtagning liknande den som genomförts på dagvattendammarna i detta examensarbete. Precis som i NOS-projektet visade resultaten från Södra Stene våtmark att högre totalfosforhalter återfinns i inloppet jämfört med utloppet. En annan likhet med Johannessons och detta examensarbete var den dåliga överensstämmelsen av bestämd fosforfastläggning mellan metoderna. Johannessons sedimentundersökning resulterade i 123 kg fastlagd fosfor i sedimenten som medan vattenprovtagningen i in- och utlopp visade på endast 25 kg avskilt fosfor.

I en studie utförd av Jakobsson (2005) togs sedimentprover för tungmetallanalys, från våtmarken Korsängens vattenpark, som anlagts för att rena dagvatten i Enköping. Resultaten visade samma trend som detta arbete; att halten av Cd, Cu och Zn i sedimenten är som högst vid inloppet. Halterna av Cr och Ni var i det närmaste konstanta genom våtmarken. I Vattenparken kunde dock inga trender av metallhalter i sedimentens djupled upptäckas.

## **7.7 PRAKTISKA REKOMMENDATIONER FÖR SEDIMENTPROVTAGNINGAR**

### **7.7.1 Sedimentproppar**

Sedimentprovtagning av dagvattendammar har visat sig vara en relativt enkel metod för att avgöra fastläggningen av tungmetaller och fosfor i sedimenten. För att ta reda på total fastläggning av olika ämnen i sedimenten under en damms drifttid är propptagning med rörhämtare ett mycket bra alternativ. Det är också en bra metod för att ta reda på vad sedimentet kan och bör användas till om dagvattendammen ska rensas och sediment avlägsnas.

Vattendjupet i dammen spelar ingen roll, även om det underlättar om det är tillräckligt grunt för att trycka ner hämtaren manuellt sista biten, framförallt om växtligheten i dammen är tät. Det kan vara av stor vikt att få ner röret i den underliggande leran för att med säkerhet kunna avgöra sedimentdjupet. Sedimenttjockleken kan mätas enkelt med tumstock då rörhämtaren är upptagen ur vattnet. Lättast är att utföra propptagningen från båt. Om tungmetaller ska analyseras är det viktigt att tänka på att inte kontaminera provet med metaller. Smycken, som ringar i metall, bör undvikas vid hanteringen och provkärl ska helst vara i polyeten- eller polypropenplast och syratvättade (Muntligt, Östlund, 2009, Mailkorrespondens, Sonesten, 2009).

Antal proppar som bör tas i varje damm måste ställas mot dammens area. Viktigast är att dammens alla sektioner undersöks. Blandprover bör tas, förslagsvis tre proppar på varje sektion, som blandas till ett prov i fält. Propptagning av en medelstor damm tar knappt en dag i anspråk för två personer.

### **7.7.2 Sedimentfällor**

Om en damm varit i bruk länge och intresse finns att undersöka föroreningshalterna i nysedimenterat material kan sedimentfällor vara ett alternativ. Dessa ska helst stå utplacerade i fält i flera månader, upp till ett år. Antalet fällor som behövs per damm beror på dammens area och syftet med studien men det är viktigt att alla sektioner i dammen täcks in även här. Precis som propptagningen föreslås en tumregel på nio stycken per damm; tre längs en transekt vid inloppet, tre i mitten av dammen och tre som täcker in utloppet. I smala dammar räcker det gott med två fällor i varje sektion.

Den utformning av fälla som arbetats fram i detta arbete fungerar bra (se ritning i Bilaga 1 – Sedimentfällans konstruktion). Plattan består av formplywood, införskaffad i vanlig bygghandel. Koppen med lock har beställts från företaget LiboPlast och är av samma typ som förpackningen till turkisk yoghurt, som säljs i matbutiker. Det är framförallt viktigt att konstruktionen har ett lock som kan sättas på under monteringen och som sedan rycks av. Hur länge man bör vänta med att ta av locket beror på hur mycket sediment som rörts upp och hur snabbt detta lägger sig igen. Förslagsvis kan locket på den först monterade fällan tas bort när den sista fällan är monterad, vilket borde ta ett par timmar om rekommendationen om nio fällor per damm hålls.

Med fällmetoden är båt nödvändigt. Även om man måste stå i dammen och känna efter med fötterna på botten så att fällan verkligen kommit ner i sedimenten är en båt bra för att hålla balansen och för att lägga material i som behövs under monteringen. För att få ner koppen i sedimentet med plattan i höjd med sedimentytan kan en spetsig spade vara bra att förpreparera en grop med. Det beror dock väldigt mycket på sedimentens typ huruvida detta behövs eller er.

Upptagningen av fällan kräver båt och det är viktigt att tänka på att dra fällan sakta och med stor varsamhet rakt upp för att sediment som samlats på plattan inte ska störas. Mätning av sedimenttjockleken på plattan och i koppen bör göras direkt på plats och noteras.

Utsättning av sedimentfällor i en damm kan maximalt ta upp till en dag i anspråk för två personer förutsatt att fällorna är tillverkade och förberedda innan. Upptagningen går relativt snabbt, en halv dag per damm som mest.

Både metoden med sedimentproppar och sedimentfällor kan även ge en uppfattning av den hydrauliska effektiviteten i dammen. Om proppar tas eller fällor placeras längs transekter över dammen, så att till exempel inloppsdelens undersöks över hela dammens bredd, kan sedimentdjupet säga en del om hur vattnet strömmar och om det sedimenterade materialet lägger sig i fåror, ansamlas på speciella platser eller om sedimentationen sker jämt över hela dammen. Det är även viktigt att undersöka dammen i längdriktning. Blandprover om minst tre prover rekommenderas.

## **8 SLUTSATS**

Av resultaten från denna undersökning kan sägas att alla dagvattendammar i NOS-projektet fungerar som avskiljare av tungmetaller och fosfor. Sedimenten innehåller betydligt högre halter än vad som är naturligt förekommande i sjösediment och föroreningshalterna minskar med avståndet från inloppet.

Sedimenten innehåller måttligt höga halter av krom, koppar, nickel och zink enligt Naturvårdsverkets bedömning av biologiska effekter utifrån tillståndet (1999). I dammarnas inlopp når halterna i vissa fall upp till höga halter av nickel men framförallt av koppar och zink. I Ladbrodammen är kopparhalterna klassade som höga i alla provpunkter utom en med måttligt höga halter. Kadmium och bly förekommer i mycket låga till låga halter i alla undersökta dammar.

Enligt de riktvärden som tagits fram av Naturvårdsverket (2009) kan muddrade sedimentmassor från Vibydammen och Steningedalen utnyttjas för mindre känslig markanvändning. Sedimenten i Ladbrodammen och Myrängsdammen innehåller dock för höga halter av zink för att kunna användas.

Resultaten från sedimentundersökningen ligger i samma storleksordning som vattenprovtagningens resultat. Det finns ingen trend som tyder på att den ena metoden resulterar i högre halter än den andra. Eftersom avskiljningen enligt de två metoderna ligger inom samma tiopotens för de flesta dammar och metaller kan antas att en väl genomförd sedimentprovtagning, med prover och volymkvantifieringar från alla aktiva delar av anläggningen, definitivt kan vara ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning.

## 9 REFERENSER

- Adriellsson, L. (2010). *Meandrande flod*. Hämtat från Nationalencyklopedin: <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/meandrande-flod> den 11 februari 2010
- Alm, H., Banach, A., & Larm, T. (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt övriga ämnen i dagvatten*. SVU, Stockholm. Ej publicerad ännu.
- Andersen, J. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10 , 329-331.
- Andersson, A., Borg, H., Johansson, K., Lithner, G., Neumann, G., Notter, M., et al. (1993). *Metallerna och miljön*. Naturvårdsverket, Solna.
- Blomberg, U. S. (den 16 oktober 2009). *Bly i sjöar och vattendrag*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Miljotillstandet-i-sotvatten/Bly-i-sjoar-och-vattendrag/> den 1 december 2009
- Blomberg, U. S. (den 20 oktober 2009). *Zink i sjöar och vattendrag*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Miljotillstandet-i-sotvatten/Zink-i-sjoar-och-vattendrag/> den 4 december 2009
- Braskerud, B. (2002). Factors effecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological engineering* , 19:41-61.
- Braskerud, B. (2000). *Manual for prøvetaking*. Ås.
- Davidsson, T. (2003). *Våtmarkers reningsförmåga - metaller, bakterier, pesticider, toxiska substanser och läkemedelsrester*. Ekologgruppen, Landskrona.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., & Ni, S. (Aug 2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium and zink in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* , ss. 997-1009.
- Ebersson, L. (2010). *Hydrolys*. Hämtat från Nationalencyklopedien: <http://www.ne.se/lang/hydrolys> den 2 februari 2010
- Eriksson, J., Nilsson, I., & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders Marklära*. Studentlitteratur, Uppsala.
- Florberger, J. (2006). *Dagvattendammars reningseffekt - påverkande faktorer och metodik för statistisk modellering*. Institutionen för biometri och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Fritioff, Å., & Greger, M. (2003). Aquatic and terrestrial plant species with potential to remove heavy metals from stormwater. *International Journal of Phytoremediation* 3 , 221-224.

German, J. (2001). *Stormwater sediments, removal and characteristics*. Department of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Goedkoop, W., & Sonesten, L. (1995). *Laborationsmanual för kemiska och fysikaliska analyser av inlandsvatten och sediment*. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, Uppsala.

Granström, B., Lundh, B., Tyler, G., & Winqvist, G. (2009). *Koppar*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/koppar?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/koppar?i_whole_article=true) den 9 december 2009

Gunnarsson, S. (1997). *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten*. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M., & Nilsson, I. (2007). *Mark- och vattenkemi, Teori*. Institutionen för mark och vattenteknik, KTH, Stockholm.

Hambraeus, L., & Björn, L. O. (2009). *Zink*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/zink?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/zink?i_whole_article=true) den 8 december 2009

Harris, D. C. (2007). *Quantitative chemical analysis*. W. H. Freeman and Company, United States of America.

Hedlund, B., Eriksson, J., Petersson-Grawé, K., & Öborn, I. (1997). *Kadmium - tillstånd och trender*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Jakobsson, D. (2005). *Retention av tungmetaller i en anlagd våtmark - studier av Vattenparken i Enköpings kommun*. Institutionen för biometrik och teknik, SLU, Uppsala.

Johannesson, K. (2008). *Sedimentens roll för fosforanläggningen i en anlagd våtmark*. Institutionen för biologi, Linköpings universitet, Linköping.

Johansson, K. (den 23 november 2009). *Metaller i tätort*. Hämtat från Naturvårdsverket:  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Metaller/Metaller-i-tatort/> den 8 december 2009

Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, New York.

Kalff, J. (2002). *Limnology - inland water systems*. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, NJ.



Karlsson, M., Larm, T., & von Scherling, M. (2003). *Ladbrodammen - funktionsbeskrivning, drift och skötselplan samt kontrollprogram*. SWECO VIAK AB, Stockholm.

Kemikalieinspektionen. (den 23 mars 2006). *Varför är kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar utfasningsämnen?* Hämtat från Kemikalieinspektionen: [http://www.kemi.se/templates/PRIOPage\\_\\_\\_\\_\\_4052.aspx](http://www.kemi.se/templates/PRIOPage_____4052.aspx) den 8 december 2009

Larm, T. (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Svenskt vatten- och avloppsverksföreningen, VAV i samarbete med KTH och Stockholm Vatten AB, Stockholm.

Larm, T. (1997). *PM. Påverkan på växter och djur av dagvattnets föroreningar - en litteraturstudie av effekterna och tröskelvärdena*. Gatu- och fastighetskontoret, Stockholm.

Larm, T. (2000). *Watershed-based design of storm water treatment facilities: Model development and applications*. Department of civil and environmental engineering, KTH, Stockholm.

Leonardson, L. (2002). Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor? i K. Tonderski, S. Weisner, J. Landin, & H. Oscarsson, *Våtmarksboken - skapande och utnyttjande av värdefulla våtmarker* (ss. 41-67). Vastra, AB C O Ekblad & Co, Västervik.

Leonardsson, L. (1994). *Våtmarker som kvävefällor - svenska och internationella erfarenheter*. Naturvårdsverket, Rapport 4176, Solna.

Lindhe, S. (2007). *Potentiell fosforfrigörelse från sedimenten i Bornsjön, sydvästra Stockholm*. Södertörns högskola; Stockholm Vatten, Stockholm.

Lindvall, P., Lidström, V., & Sundahl, A.-C. (2009). Fastläggning av tungmetaller i två översilningsytor för trafikdagvatten i Malmö. *Vatten - tidskrift för vattenvård*, 65:93-100.

Malmqvist, P.-A. (1983). *Urban Stormwater Pollution Sources*. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Malmqvist, P.-A., Svensson, G., & Fjellström, C. (1994). *Dagvattnets sammansättning*. Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV, Stockholm.

Naturvårdsverket. (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Sjöar och vattendrag. Rapport 4913*. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.

Naturvårdsverket. (den 09 november 2009). *Muddring och hantering av muddermassor - sammanfattning och rekommendationer*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Vattenverksamhet/Vagledning-om-muddring-och-hantering-av-muddermassor/> den 05 februari 2010

- Naturvårdsverket. (den 10 juni 2009). *Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning*. Hämtat från Naturvårdsverket:  
[http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foroerade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foroerad-mark/](http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foroerade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foroerad-mark/Tabell-over-generella-riktvarden-for-foroerad-mark/) den 8 februari 2010
- Persson, J. (2000). The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water 2* , 243-250.
- Persson, J. (1998). *Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings- och miljödammor*. Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Pettersson, T. J. (1999). *Stormwater ponds for pollution reduction*. Department of sanitary engineering, Chalmers University of technology, Göteborg.
- Pettersson, T. J., German, J., & Svensson, G. (1999). Pollutant removal efficiency in two Stormwater Ponds in Sweden. *Proc. 8th Int. Conf. Urban Storm Drainage*, (ss. 866-873). Sydney, Australien.
- Reed, S., Crites, R., & Middlebrooks, E. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*. McGraw-Hill.
- Sarkar, B. (2002). *Heavy metals in the environment*. Marcel Dekker Inc., Toronto.
- SS-EN 1189. (1997). Vattenundersökningar - Bestämning av fosfor - Spektrometrisk metod med ammoniummolybdat. *Svensk standard* . Stockholm.
- Starzec, P., Lind, B., Lanngren, A., Lindgren, Å., & Svensson, T. (2005). Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. *Water, Air and Soil Pollution* , 163: 153-167.
- Svendsen, L., Rebsdorf, A., & Nornberg, P. (1993). Comparison of methods for analysis of organic and inorganic phosphorus in river sediment. *Water Research 27* , 77-83.
- Thiringer, G., & Elding, L. I. (2009). *Krom*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/krom?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/krom?i_whole_article=true) den 9 december 2009
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., & Oskarsson, H. (2002). *Våtmarksboken, skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Vattenstrategiska forskningsprogrammet, Västervik.
- Tyler, G. (2009). *Bly*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/bly?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/bly?i_whole_article=true) den 10 december 2009

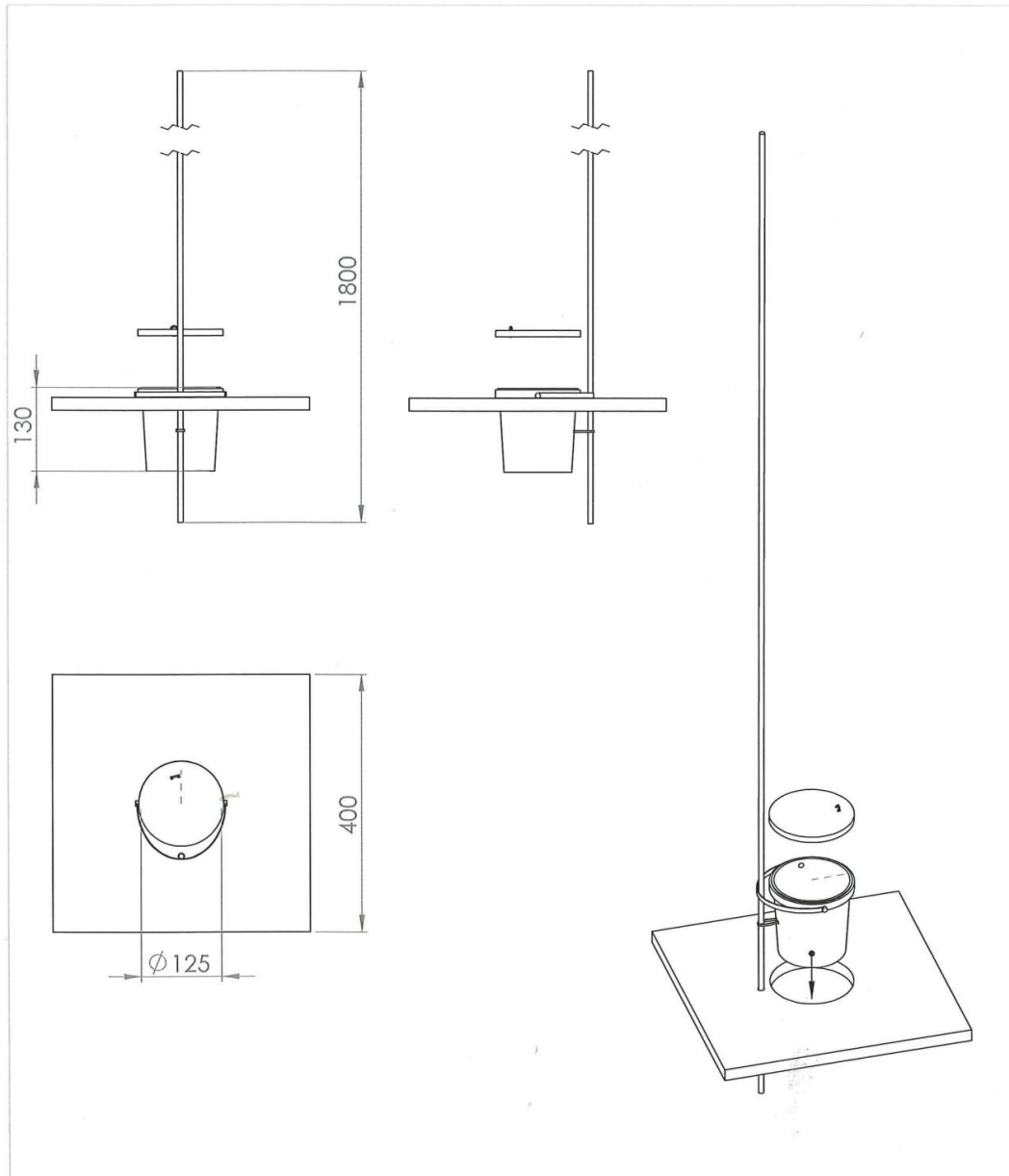
- Tyler, G. (2009). *Krom*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/krom?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/krom?i_whole_article=true) den 9 december 2009
- Tyler, G. (2009). *Nickel*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/nickel?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/nickel?i_whole_article=true) den 8 december 2009
- Tyler, G., & Skerfving, S. (2009). *Kadmium*. Hämtat från Nationalencyklopedin:  
[http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/kadmium?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/kadmium?i_whole_article=true) den 8 december 2009
- Walker, D. J., & Hurl, S. (2002). The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological engineering* , 18:407-414.
- Weiner, E. R. (2000). *Applications of environmental chemistry*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Weyhenmeyer, G., & Rydin, E. (2003). *Sedimentens bidrag till fosforbelastningen i Mälaren*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- White, R. E. (2006). *Principles and practice of soil science - the soil as a natural resource*. Blackwell publishing, Cornwall, UK.
- Vikström, M., Gustafsson, L.-G., German, J., & Svensson, G. (2004). *Dagvattendammars avskiljningsförmåga - påverkande faktorer och metodik för bedömning*. VA-Forsk rapport Nr 2004-11: Svenskt Vatten AB.
- Wittgren, H. B. (1994). *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten*. Naturvårdsverket, Rapport 4365, Solna.

## **MUNTliga Källor**

- Löwén, Monika (15 december 2009), laboratorieingenjör på Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH, Stockholm.
- Sonesten, Lars (oktober 2009), forskare på Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala. Mailkorrespondens.
- Östlund, Mikael (oktober 2009), forskningsingenjör på Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala.

# BILAGA 1 – SEDIMENTFÄLLANS KONSTRUKTION

Ritningen över sedimentfällan som visas nedan är gjord i 3D CAD- programmet Solid Works. Hink och lock består av polypropenplast och plattan av formplywood. Ståltråd används för att surra fast hinken till plattans två spikar undertill. En liten spännrem i plast håller koppen tätt intill armeringsjärnet.



PROPRIETARY AND CONFIDENTIAL THE INFORMATION CONTAINED IN THIS DRAWING IS THE PROPERTY OF WRS UPPLÄSALA AB AND IS REPRODUCED WITHOUT PERMISSION PROHIBITED.		DIMENSIONS ARE IN MM TOLERANCES: FRACTIONAL ± ANGULAR: MACH ± BEND ± TWO PLACE DECIMAL ± THREE PLACE DECIMAL ±		NAME      DATE	
<b>SolidWorks Student License</b> <b>Academic Use Only</b>		MATERIAL		DRAWN	
APPLICATION		USED ON		CHECKED	
DO NOT SCALE DRAWING		COMMENTS:		ENG APPR.	
SCALE 1:8		WEIGHT:		MFG APPR.	
SIZE		DWG. NO.		REV.	
A		Sedimentfälla-ritning		SHEET 1 OF 1	

## BILAGA 2 – BERÄKNINGAR

### DENSITET

Densitetsbestämning gjordes på torkade prover från alla fyra dammar där proppar tagits. Här visas hur beräkningen gjordes och som exempel används värdena från Steningedalens sediment.

Först vägdes provkärlet in på analysvåg:

$$m_{(\text{kärl})} = 11,3427 \text{ g}$$

Detta fylldes sedan med vatten och vägdes in:

$$m_{(\text{kärl} + \text{vatten})} = 18,3451 \text{ g}$$

Efter att provkärlet torkat fylldes det med sediment och vägdes in:

$$m_{(\text{kärl} + \text{prov})} = 16,4048 \text{ g}$$

Följande samband användes för volymberäkning och densitetsbestämning:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (3)$$

där  $\rho$  = densitet [g/cm<sup>3</sup>]  
 $m$  = massa [g]  
 $V$  = volym [cm<sup>3</sup>]

Volymen i provröret:

$$V = \frac{m_{(\text{kärl} + \text{vatten})} - m_{(\text{kärl})}}{\rho_{\text{vatten}}} = \frac{18,3451 - 11,3427}{1,00} = 7,00 \text{ cm}^3 \quad (4)$$

Sedimentets densitet:

$$\rho_{\text{Steninge}} = \frac{m_{(\text{kärl} + \text{prov})} - m_{(\text{kärl})}}{V} = \frac{16,4048 - 11,3427}{7,00} = 0,72 \text{ g/cm}^3 \quad (5)$$

## VOLYMKVANTIFIERING AV SEDIMENTET I DAMMARN A OCH AVSKILDA MÄNGDER

För beräkning av total avskild mängd av förorening används bly i Vibydamms fångstdamm som exempel. Varje sektion av dammen beräknas för sig och sedan summeras avskilda mängderna i varje sektion för en total avskiljning i dammen.

Undersökningen har gett resultaten presenterade i tabellerna nedan.

Sektion	TS [%]	Pb [mg/kg TS]
Fångstdamm	29,9	35
Slingerdammen inlopp	20,5	41
Slingerdammen utlopp	29,0	23

Sektion	Area [m <sup>2</sup> ]	Sedimentdjup medel [cm]
Fångstdamm	240,5	18,2
Slingerdamm inlopp	437,5	11,5
Slingerdamm utlopp	291,4	6,23

Volymen,  $V$  beräknas genom att multiplicera varje sektionens area,  $A$  med medelvärdet av sedimentdjupet,  $d$  i sektionen.

$$V = A * d = 240,5 * 18,2 * 10^{-2} = 43,6 \text{ m}^3 \quad (6)$$

För att få volymen torrt sediment,  $V_{TS}$  multipliceras sedimentvolymen,  $V$  med torrsubstansen för sektionen,  $TS$  (ett medelvärde av de två skikten tas). Med vidare multiplicering med dammsedimentets densitet,  $\rho_{sed}$  fås massan av det torra sediment,  $m_{TS}$  som finns i dammens alla sektioner.

$$V_{TS} = V * \frac{TS}{100} = 43,6 * \frac{29,85}{100} = 13,04 \text{ m}^3 \quad (7)$$

$$m_{TS} = V_{TS} * \rho_{sed} = 13,04 * 700 = 9127,4 \text{ kg} \quad (8)$$

Det är denna massa torrts sediment i varje sektion som multipliceras med denna sektionens halt av förorening,  $c_{Pb}$  (ett medelvärde av halten i de två skikten används). Detta ger avskild mängd bly,  $m_{Pb}$ .

$$m_{Pb} = m_{TS} * c_{Pb} = 9127,4 * 35 = 0,44 \text{ kg} \quad (9)$$

Samma beräkningar görs för alla dammsektioner och summeras sedan till en total avskild mängd i dammen. Dessa beräkningar görs för varje undersökt tungmetall och även för totalfosfor samt lättillgänglig fosfor.

## BILAGA 3 - AVSKILDA MÄNGDER I VARJE DAMM OCH SEKTION

I följande tabeller visas de tungmetallmängder som hittats i dammarnas sediment. Avskiljningen för varje sektion presenteras och även den totala avskiljningen.

### Ladbrodammen

Sektion	Avskild massa [kg]				
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Fördammen	1,4	5,1	0,64	1,4	15
Översilningsytan	0,25	0,61	0,12	0,16	2,5
Huvuddammen	3,4	7,2	2,1	2,3	27
<b>Summa sektioner</b>	<b>5,0</b>	<b>13</b>	<b>2,8</b>	<b>3,9</b>	<b>45</b>

### Myrängsdammen

Sektion	Avskild massa [kg]				
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Inlopp	0,52	0,83	0,22	0,32	10
Mitt	0,51	0,35	0,30	0,20	3,3
Utlopp	0,41	0,37	0,23	0,18	3,9
<b>Summa sektioner</b>	<b>1,4</b>	<b>1,6</b>	<b>0,75</b>	<b>0,70</b>	<b>17</b>

### Steningedalens årike

Sektion	Avskild massa [kg]				
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Damm 1	1,6	1,6	1,4	0,65	8,5
Damm 2	0,56	0,51	0,43	0,23	2,4
Diket	1,8	1,5	1,2	0,67	5,2
Översilningsytan	0,77	0,58	0,46	0,27	1,7
<b>Summa sektioner</b>	<b>4,7</b>	<b>4,1</b>	<b>3,4</b>	<b>1,8</b>	<b>18</b>

### Vibydammen

Sektion	Avskild massa [kg]				
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Fångstdammen	0,44	0,78	0,25	0,32	3,4
Slingerdammens inlopp	0,50	0,76	0,27	0,30	3,1
Slingerdammens utlopp	0,20	0,21	0,11	0,08	0,74
<b>Summa sektioner</b>	<b>1,1</b>	<b>1,7</b>	<b>0,63</b>	<b>0,70</b>	<b>7,2</b>