



# Dagvattendammars reningseffekt - påverkande faktorer och metodik för statistisk modellering

Reduction of Pollutants in Storm Water Ponds  
- Governing Parameters and Methods for  
Statistical Modelling

---

Jenny Florberger



## REFERAT

### Dagvattendammars reningseffekt – påverkande faktorer och metodik för statistisk modellering

*Jenny Florberger*

Dagvatten är regn- och smältvatten som samlas upp i avloppssystem. Då detta vatten huvudsakligen härstammar från urban bebyggelse så kan det innehålla höga halter tungmetaller, närsalter och olja med mera. Idag behandlas förorenat dagvatten bland annat genom nyttjande av dammar, våtmarker och översilningsytor. Dessa behandlingsalternativ har dock visat sig ge varierande resultat med avseende på dess reningseffektivitet.

Detta arbete har utförts på uppdrag av konsultföretaget SWECO VIAK och syftade till att studera vilka parametrar som påverkar reningseffekten av närsalter och tungmetaller i dagvattendammar. Genom litteraturstudier undersöktes de dominerande reningsprocesserna i dammar och våtmarker. Därefter modellerades strömningen i 4 dammar med varierande form och storlek. Vid detta arbete erhöles en fördelning av uppehållstiden hos vattnet för respektive damm samt ett värde på den hydrauliska effektiviteten, vilken är ett mått på hur väl det inströmmande vattnet sprids ut i dammen. Slutligen utfördes en multipel regressionsanalys. Vid denna analys undersöktes hur reningen av bly, koppar, zink och kadmium beror av den specifika dammarean, variansen hos vattnets uppehållstidsfördelning, den hydrauliska effektiviteten samt inkommande metall- och TSS-koncentration (suspenderat material). Den specifika dammarean är en faktor vilken defineras som kvoten mellan dammens area och dess reducerade avrinningsområde.

Resultaten från den multipla regressionen tyder på att en ökad inkommande halt av suspenderat material till dammen har störst betydelse för en förbättrad avskiljning av bly och koppar. Även den specifika arean och metallkoncentrationen i inflödet visade sig ha en viss, men något mindre, betydelse. Reduktionen av kadmium berodde däremot till störst del av den specifika arean och inkommande kadmiumkoncentration. En ökad reduktion av zink förklarades till viss del av en ökad specifik area. Resultatet att halten av suspenderat material i hög grad avgör reningen samt tidigare studier understryker det faktum att adsorption till partiklar och sediment verkar vara en av de viktigaste processerna för en god avskiljning av tungmetaller. Längre mätserier från fler dagvattendammar krävs dock för att i framtiden ta fram en statistisk modell vilken skulle kunna användas till att prediktera reningseffekten.

Nyckelord: dagvatten, dagvattendamm, strömningsmodellering, multipel regression, tungmetaller, närsalter, hydraulisk effektivitet

## **ABSTRACT**

### **Reduction of Pollutants in Storm Water Ponds – Governing Parameters and Methods for Statistical Modelling**

*Jenny Florberger*

Storm water is defined as runoff from precipitation such as rain or snow. It is collected in sewage disposal systems and since it mainly originates from urban areas it can contain high levels of heavy metals, nutrients and oil etc. Polluted storm water is currently treated by different methods such as wet ponds, constructed wetlands and filter strips. This study investigates these methods, which in earlier studies have shown to give varying results regarding their treatment efficiency.

This thesis has been written on commission of SWECO VIAK and was aimed at studying those parameters that may affect the treatment efficiency of nutrients and heavy metals in storm water treatment facilities (STF:s). Through literature studies the dominating treatment processes in ponds and wetlands were examined. The flow pattern was then simulated in four different storm water ponds, of varying shape and size, by using a physically based computer model. The residence time distribution for each pond could then be calculated as well as the hydraulic efficiency, which is a measure on how well the inflowing water is spread throughout a pond. Finally a multiple regression analysis was performed. This analysis examined how the reduction of lead, copper, zinc and cadmium depends on the following factors: the specific pond area, the variance of the residence time distribution, the hydraulic efficiency and the concentration of incoming metals and suspended solids. The specific pond area is a factor which is defined as the pond area divided by the reduced run off area.

The results from the multiple regression analysis indicate that an increasing content of inflowing suspended solids leads to a better treatment efficiency regarding lead and copper. The specific area showed to have some effect on the treatment efficiency, but this effect was less than that of the content of inflowing suspended solids. The reduction of cadmium depended mainly on the specific area and the incoming concentration of cadmium. An increasing reduction of zinc could to some extent be explained by an increasing specific area. The results from this analysis and earlier studies are emphasizing the fact that adsorption to particles and sediment is one of the main processes for a good separation of heavy metals from storm water. Longer measurements series from additional treatment facilities are needed to build a statistical model which, in the future, can be used to predict the treatment efficiency of storm water ponds.

Keywords: storm water, storm water pond, flow modelling, multiple regression, heavy metals, nutrients, hydraulic efficiency

## FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 20 högskolepoäng och har utförts inom civilingenjörsutbildningen i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har gjorts på uppdrag av SWECO VIAK i Stockholm och syftade till att beskriva de dominerande reningsprocesserna i dagvattendammar samt utföra statistisk modellering.

Handledare på SWECO VIAK har varit Thomas Larm, dagvattenkonsult. Ämnesgranskare har varit Anders Wörman, professor vid institutionen för Biometri och Teknik vid SLU, Uppsala. Examinator har varit Allan Rodhe, professor i hydrologi, institutionen för Geovetenskaper, Luft- och Vattenlära.

Jag vill tacka följande personer för hjälp under mitt examensarbete: Anders Wörman, min ämnesgranskare, för hjälp med arbetsplats, material och stöd vid modelleringsarbetet. Thomas Larm, min handledare på SWECO VIAK, för en intressant och givande frågeställning. Malin Engström vid Växjö Kommun samt Thomas Petterson vid Chalmers Universitet, Göteborg, för hjälp med övervakningsdata vilken användes vid regressionsanalysen. Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner som har stöttat och uppmuntrat mig under hela min utbildning, ett speciellt tack till Marcus för all hjälp och omtanke.

Jenny Florberger

Uppsala, september 2006

Copyright © Jenny Florberger och Institutionen för Biometri och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala

UPTEC W06 011, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för Geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala, 2006.



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1	SYFTE.....	1
<b>2</b>	<b>BAKGRUND - LITTERATURSTUDIE</b> .....	<b>2</b>
2.1	DAGVATTEN.....	2
2.2	DAGVATTENANLÄGGNINGAR.....	2
2.3	RENINGSPROCESSER I DAGVATTENDAMMAR.....	2
2.3.1	Sedimentation.....	2
2.3.2	Biologiskt växtupptag.....	4
2.3.3	Mikrobiella reningsprocesser.....	4
2.4	AVSKILJNING AV TUNGMETALLER.....	4
2.4.1	Adsorption till sediment och partiklar.....	4
2.4.2	Växtupptag.....	6
2.5	AVSKILJNING AV NÄRSALTER.....	6
2.5.1	Adsorption till sediment och partiklar.....	6
2.5.2	Växtupptag.....	7
2.5.3	Nitrifikation och denitrifikation.....	8
2.6	UTFORMNINGENS BETYDELSE FÖR ERHÅLLEN RENINGSEFFEKT.....	9
2.7	PÅVERKAN AV INFLÖDETS FÖRORENINGSINNEHÅLL.....	11
<b>3</b>	<b>MATERIAL OCH METODER</b> .....	<b>13</b>
3.1	ANALYSERADE DAMMAR.....	13
3.1.1	Kolardammen.....	13
3.1.2	Bäckaslöv.....	14
3.1.3	Välenviken.....	15
3.1.4	Stora Järnbrott.....	15
3.1.5	Skullerudkrysset.....	15
3.2	BEHANDLING AV ÖVERVAKNINGSDATA.....	16
3.3	MULTIPEL REGRESSION.....	17
3.3.1	Test av regressionsmodell.....	19
3.3.2	Koefficienternas konfidensintervall.....	19
3.3.3	F-test.....	19
3.3.4	Avvikande observationer.....	20
3.4	ANALYSER.....	20
3.5	MODELL AV VATTENSTRÖMNING.....	20
3.5.1	Fysikalisk bakgrund och numeriska metoder.....	21
3.5.2	Indata.....	22
3.5.3	Flödessimulering.....	22
<b>4</b>	<b>RESULTAT</b> .....	<b>24</b>
4.1	REGRESSIONSANALYS.....	24
4.1.1	Prediktion av reningseffekt avseende bly.....	24
4.1.2	Prediktion av reningseffekt avseende koppar.....	26
4.1.3	Prediktion av reningseffekt avseende zink.....	27
4.1.4	Prediktion av reningseffekt avseende kadmium.....	28
4.2	RESULTAT FRÅN FLÖDESSIMULERINGAR.....	29
<b>5</b>	<b>DISKUSSION OCH SLUTSATSER</b> .....	<b>30</b>
5.1	LITTERATURSTUDIE.....	30

<b>5.2</b>	<b>REGRESSIONSANALYS</b> .....	<b>30</b>
<b>5.3</b>	<b>FLÖDESSIMULERING</b> .....	<b>32</b>
<b>5.4</b>	<b>FORTSATTA STUDIER</b> .....	<b>32</b>
	<b>REFERENSER</b> .....	<b>33</b>
	<b>INTERNETKÄLLOR</b> .....	<b>33</b>
	<b>SKRIFTLIGA KÄLLOR</b> .....	<b>33</b>
	<b>PERSONLIGA MEDDELANDEN</b> .....	<b>35</b>
	<b>PROGRAMVARA</b> .....	<b>36</b>



# 1 INLEDNING

Dagvatten är ytavrinnande vatten såsom regn- och smältvatten från hårdgjorda ytor som exempelvis vägar och parkeringsplatser. Dagvatten kan innehålla höga halter föroreningar och någon form av rening är därför av stor betydelse innan vattnet når känsliga recipienter.

I Sverige beräknas det finnas ca 400 dagvattendammar vars huvudsakliga syfte är att avskilja tungmetaller och näringsämnen. Våtmarker, översilningsytor samt diken kan också fungera som goda behandlingsalternativ. Dagvattendammars reningseffekt varierar dock och kan bland annat bero på dess utformning samt flödes- och föroreningsbelastning. Vissa anläggningar har visat sig fungera bra under sommaren medan de kan vara en föroreningskälla under vintern. Detta arbete syftar till att titta närmare på vilka faktorer som påverkar den totala avskiljningen av föroreningar i dagvattendammar samt beskriva de reningsprocesser som äger rum.

På konsultföretaget SWECO VIAK används idag en enkel avrinningsmodell, StormTac, för beräkning av dagvattenflöden samt föroreningstransport. Modellen identifierar lämpliga lösningar på anläggningar i ett avrinningsområde såsom dagvattendammar, översilningsytor och våtmarker (StormTac, 2006). I nuläget beräknas dessa anläggningars reningseffekt utifrån enkla samband baserade på deras fördröjningsvolym i förhållande till den avrinning som bildas vid ett medelstort regn. Behovet av att förbättra den statistiska modell vilken beräknar anläggningarnas reningseffekt är av stor betydelse. I detta arbete skall en ny prediktionsmodell där fler variabler ingår tas fram och testas mot uppmätta reningseffekter i befintliga anläggningar.

## 1.1 SYFTE

På uppdrag av SWECO VIAK skall dagvattendammars reningseffekt studeras. Först kommer en litteraturstudie att utföras varvid de dominerande reningsprocesserna, avseende närsalter och tungmetaller, i dagvattendammar beskrivs. Med hjälp av en dynamisk flödesmodell skall därefter strömningen i fyra befintliga dagvattendammar modelleras. Detta arbete kommer att resultera i en uppskattad hydraulisk effektivitet samt uppehållstidsfördelning för respektive damm. Dessa två variabler inkluderas därefter i en multipel regressionsanalys. I denna testas föroreningsbelastningen, den specifika arean, den hydrauliska effektiviteten samt uppehållstidens fördelning mot uppmätt reduktion av bly, koppar, zink och kadmium. Målet med analysen är att inkludera fler, oberoende, styrvariabler i den sub-model som idag används för prediktion av dagvattendammars reningseffekt i StormTac.

## **2 BAKGRUND - LITTERATURSTUDIE**

### **2.1 DAGVATTEN**

Med dagvatten menas det regnvatten som inte infiltrerar ner till grundvattnet utan istället rinner av från hårdgjorda ytor såsom tak, vägar och parkeringsplatser (Persson, 1998). Vid ett intensivt regn eller om marken är frusen så kan även en viss del vatten rinna av från vegetationsytor. Då dagvatten kommer från urban bebyggelse innehåller det förutom atmosfäriska föroreningar även föroreningar från markplanet såsom oljespill, fosfor, kväve, tungmetaller, gummirester m.m. (Persson, 1998). Det är därför av stor vikt att dagvatten tas om hand innan det når känsliga recipienter. I Sverige regleras dagvattenhanteringen främst av miljöbalken där det faller under definitionen för avloppsvatten i kapitel 9, 2 §. Även VA-lagen kan i vissa fall tillämpas på dagvatten (Naturvårdsverket 2004).

### **2.2 DAGVATTENANLÄGGNINGAR**

Vid rening av dagvatten kan man använda sig av flera olika tekniker. I Sverige är det mycket vanligt med anlagda dammar och det beräknas finnas ca 400 stycken i landets kommuner (Svenskt vatten, 2005; Malmqvist, 2003). Under de senaste tjugo åren har dammar och våtmarker ökat i popularitet vid behandling av dagvatten då dessa anläggningar visat sig vara mycket effektiva på att avskilja föroreningar och utjämna höga flöden (Villareal, 2005).

Dagvattendammar kan vara av typen torra eller våta dammar. Våtdammar har en permanent vattenspegel till skillnad från torrdammar vilka kan torka ut under längre torrperioder (Persson, 1998). Våtdammar har vanligtvis en botten med låg permeabilitet bestående av lermaterial (Persson, 1998). Dessa dammars främsta syfte är att fånga upp partiklar genom sedimentation och de är därför förhållandevis djupa. Ofta nyttjas dessa dammar i kombination med anlagda våtmarker vars främsta syfte är att rena vattnet från närsalter. Våtmarker har i regel ett mindre vattendjup och en större area än torr- och våtdammar vilket leder till att växter lättare kan etablera sig i dessa och ta upp näringsämnen som kväve och fosfor.

Fördelar med dammar och våtmarker är att de ger en bättre vattenkvalité samt ökad biodiversitet nedströms anläggningen. De ger dessutom öppna vattenytor vilket gör stadsmiljön mer levande och estetiskt tilltalande (Villareal, 2005). Nackdelarna med dammar är att de försvårar en eventuell passage för fiskar samt att de kan förorena grundvattnet. Under sommarmånaderna får dammvattnet en förhöjd temperatur vilket leder till ett uppvärmt utflöde som i sin tur även kan påverka känsliga arter nedströms (Villareal, 2005).

En ytterligare metod för att behandla dagvatten är nyttjande av översilningsytor. Dessa ytor består av konstruerade eller existerande grönytor vilka tar emot dagvatten. En del av vattnet infiltrerar genom översilningsytan medan resterande vatten rinner vidare (Larm, 2000). Vid infiltration finns dock alltid en risk att grundvattnet kontamineras av lösta ämnen som exempelvis tungmetaller (Malmqvist, 2005).

### **2.3 RENINGSPROCESSER I DAGVATTENDAMMAR**

#### **2.3.1 Sedimentation**

Sedimentation är en fysikalisk process vilken är av mycket stor betydelse för en dagvattendamms avskiljningsförmåga. Vid denna process sjunker suspenderat material till botten och då tungmetaller, fosfor och kväve är delvis bundna till partiklar renas på detta sätt

det inkommande vattnet (Persson, 1998). Sfäriska partiklar får en sjunkhastighet vilken kan beräknas med Stokes lag enligt:

$$v_s = \frac{1}{18} \frac{g(\rho_s - \rho_w) d_m^2}{\rho_w \nu} \quad (1)$$

där  $g$  = gravitationen ( $m/s^2$ ),  $\rho_s$  = partikeldensitet ( $kg/m^3$ ),  $\rho_w$  = vattnets densitet ( $kg/m^3$ ),  $d_m$  = partiklarnas medeldiameter (m) och  $\nu$  = vattnets kinematiska viskositet ( $m^2/s$ ).

Sedimentationen gynnas av långsamma vattenflöden och den beror således både på sjunkhastigheten hos partiklarna samt vattnets hastighet. I dammar och våtmarker är partiklarna ofta av varierande storlek, form samt densitet. Man kan i dessa fall ej tillämpa Stokes lag för att bestämma sjunkhastigheten utan denna måste bestämmas experimentellt (Kadlec & Knight, 1996).

Sedimentationen kan påverkas av många olika faktorer som exempelvis flödesbelastning, partikelkoncentration i inflöde, växlighet samt vind. Försök av Stephan m.fl. (2005) har visat att då flödesbelastningen i inloppet till en damm ökar så erhöles en försämrad sedimentation. Beroende på dammens storlek kan dock denna effekt tänkas variera. Växlighetens effekt på sedimentationen är ej helt självklar. Enligt Braskerud (2001) har vegetationen ingen betydelse för sedimentationshastigheten. Vegetationen kan däremot hålla kvar sediment och på så sätt minska resuspension. En hög vegetationstäthet ger enligt Stephan m.fl. (2005) en sämre sedimentation jämfört med en låg vegetationstäthet. De flockar som bildats i dammen löses upp då de passerar en mycket tät vegetation, vattnet blir mer omblandat och får således svårare att sedimentera.

Vind kan ha en negativ inverkan på sedimentationen i dammar då den leder till en ökad omblandning samt resuspension. En vindriktning i dammens huvudsakliga flödesriktning har visat sig ge störst inverkan på resuspensionen enligt Stephen m.fl. (2005). För att minska dessa faktorer bör en damm således placeras vinkelrätt mot den dominerande vindriktningen (Persson, 1998).

Temperaturens påverkan på sedimentationen har utretts endast i ett fåtal våtmarker i Sverige. I en studie av Semadeni-Davies (2004) beskrivs det hur sedimentationen minskar då temperaturen sjunker på grund av vattnets ökade viskositet. Sedimentationshastigheten kan i vissa dammar minska med så mycket som 40 % då temperaturen sjunker från 20°C till 4°C. I Bäckaslöv våtmark, Växjö, uppmättes partikelhalter under sommaren 1997 samt vintern 2003. I denna våtmark uppmättes en avskiljning av partiklar på 80 respektive 49 % under dessa båda perioder vilket tyder på en minskad sedimentation under vintern.

### 2.3.2 Biologiskt växtupptag

Växligheten i dammar och våtmarker påverkar inte bara deras strömningsmönster och sedimentation utan den kan även fånga upp föroreningar från vattnet. Det finns en mängd olika växter som kan användas för behandling av dagvatten. Beroende på en dagvattendammns djup och innehåll fås en varierande etablering av växter mellan olika dammar. Undervattensväxter trivs bäst på djupare vatten där de ständigt befinner sig under vattenytan och de växer sämre i närheten av dammens kanter där vattennivån kan variera. I dessa områden av dammen utbreder sig istället andra vattenväxter vilka har en större del av växtmassan ovanför vattenytan. Därtill finns det även flytbladsväxter vilka flyter på vattenytan (Fritioff, 2005). Typiska arter av vattenväxter som används i dagvattendammar och konstruerade våtmarker är olika typer av Vass (*Phragmites australis*), Kaveldun (*Typha*) och Säv (*Scirpus*) (Kadlec & Knight 1996).



**Figur 2.1** Vass  
(*Phragmites Australis*)  
Den virtuella floran,  
1997)

### 2.3.3 Mikrobiella reningsprocesser

Mikrober såsom bakterier, svampar och alger kan ha stor betydelse för den totala reningen i en dagvattendamm eller våtmark. Mikroorganismerna tar upp näringsämnen och tungmetaller ur dagvattnet och använder dessa till sin tillväxt och reproduktion. Genom fysikaliska, biologiska samt kemiska transformationer omvandlas således dessa ämnen (Kadlec & Knight, 1996). Två viktiga grupper av mikroorganismer är svampar och bakterier. Dessa fyller en central roll då de assimilerar, transformerar och cirkulerar kemiska ämnen i dagvatten. Mikroorganismerna tar inte bara upp ämnen ur dagvatten för eget bruk, de kan även leva i symbios med växter där de gör ämnena tillgängliga för värdväxten (se även kapitel 2.5.2).

## 2.4 AVSKILJNING AV TUNGMETALLER

### 2.4.1 Adsorption till sediment och partiklar

Då partikulärt bundna tungmetaller följer med det inströmmande vattnet till dagvattendammar avskiljs dessa från vattnet främst genom sedimentation. Hur mycket tungmetaller som fastläggs i dammarnas sediment kan bero på många olika faktorer såsom pH-värde, redoxförhållanden, organisk halt, resuspension e.t.c. Den viktigaste faktorn för fastläggningen har dock visat sig vara pH-värdet, där ett lågt pH värde leder till att en större mängd metalljoner går ut i lösning (Gustafsson m.fl., 2003).

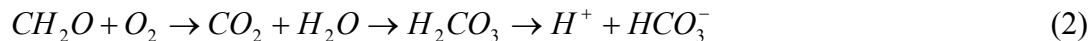
Tungmetaller binds till sediment och partiklar på tre olika sätt (Baird, 1999; Jakobsson, 2003):

- adsorption till mineralpartikelytor
- adsorption genom komplexbindning till humusämnen
- fällningsreaktioner

Mineralpartiklar kan bestå av exempelvis karbonatmineral, silikatmineral, järn- och manganoxider. Då mineralpartiklarnas ytor ofta har en negativ laddning kan positiva metallkationer adsorberas till dessa. Det uppstår således en elektrostatisk attraktion mellan kationerna och de negativa platserna på partikeln. Olika kationers koncentrationsstorlek kan

ge upphov till att dessa kan byta plats med varandra på mineralpartikelytorna. I allmänhet binder en tvåvärd katjon starkare till en mineralpartikel än en envärd. Om koncentrationen av den envärda jonen är betydligt högre än den tvåvärda kan dock denna tränga bort de tvåvärda.

En pH-sänkning i marken eller sedimentet leder till en ökad koncentration av positiva vätejoner. Detta kan i sin tur kan leda till att metalljoner lossnar från negativa partikelytor. En pH-sänkning kan ske om nedbrytningen i ett sediment är stor. Då förbrukas syre samtidigt som koldioxid bildas och väte produceras, enligt (Jakobsson, 2003):



Humusämnen har en stor benägenhet att reagera med tungmetaller och tar upp dem via en jonbytesprocess. Bindningen sker främst genom komplexbindning mellan metalljonen och hydroxid- och/eller karboxylgrupper vilka sitter på humus- eller fulvosyror. Om en hög nedbrytning äger rum i sedimenten eller en otillräcklig syretillförsel erhålls kommer syrekoncentrationen att minska varvid förhållandena blir mer reducerade. Då detta inträffar kan metallerna övergå från komplexbunden till löst form.

Vissa metalljoner kan bilda föreningar vilka är svårösliga i vatten. De fällningar som bildas vid sådana reaktioner kan sägas utgöra en del av sedimentet. De fällningsreaktioner som kan ske är vanligtvis mellan metalljoner och till exempel karbonat-, sulfat- eller hydroxidjoner (Zum Dahl, 1998).

Tungmetaller kan delas in i olika grupper efter deras bindningskapacitet enligt följande (Gustafsson m.fl., 2003):

- Hydroxidbildande metaller – Krom(III) bildar lätt hydroxokomplex och denna typ av bindning dominerar vid  $pH > 4-5$ . Hydroxidutfällningar reglerar oftast lösligheten över detta pH-värde. Vid lägre pH dominerar lösligheten av adsorption till humusämnen eller lermineral. Då krom förekommer som anjonen  $CrO_4^{2-}$  styrs lösligheten av adsorptionen av oxider.
- Starkt adsorberande metallkatjoner – Till denna grupp räknas koppar och bly. Dessa metaller binder mycket starkt till humusämnen och även till andra laddade ytor. Detta beror på att de har en relativt stor benägenhet att komplexbinda med hydroxyl-, karboxyl- och fenolgrupper. Lösligheten av de fria jonerna är således mycket låg.
- Medelstarkt adsorberande metallkatjoner – Till denna grupp räknas kadmium, nickel och zink. Dessa metaller fastläggs i stor utsträckning till mark såväl som sediment och dess löslighet varierar starkt som en funktion av pH, förekomst av humusämnen samt vattnets sammansättning.

I en studie av Walker & Hurl (2001) undersöktes hur koncentrationen av partikulärt bundna tungmetaller varierade längs en våtmark. Det visade sig att sedimentationen var den primära processen för avskiljning av partikulärt bundna tungmetaller samt att avskiljningen varierade för olika ämnen. Bäst avskiljning uppmättes för ämnena zink, bly och koppar medan en något sämre avskiljning erhöles för krom. Walker & Hurl såg också att tungmetallkoncentrationen på det sedimenterade materialet minskade med ett ökat avstånd från inloppet. Då

koncentrationen inte var konstant på partikelmaterialet tyder detta på att andra processer, som biologiska och kemiska, också har betydelse för den totala avskiljningen i dammen.

## 2.4.2 Växtupptag

Flera olika processer styr på vilket sätt växter kan ta upp och kvarhålla olika ämnen ur dagvatten. Tungmetaller kan hållas kvar i sedimenten med hjälp av växternas rötter vilka motverkar resuspension. Rötterna syresätter dessutom sedimentet vilket leder till att metallerna kan binda till hydroxider och järnoxider. Växter kan därtill fungera som ett biofilter vilket filtrerar det strömmande vattnet och tar upp metaller direkt från vattnet (Fritioff, 2005). Genom analyser av metallkoncentrationen i olika delar hos vattenväxter har man funnit att en viss mängd av metallerna endast adsorberas på rötterna hos växten, de tas alltså inte upp i vävnaden. En del växter tar däremot upp metaller i rötterna men hur mycket som tas upp varierar mellan olika arter. Då metallen tagits upp i rötterna kan den transporteras till vävnader ovanför vattenytan men denna transport varierar också mellan olika arter samt typ av metall (Weis & Weis, 2004). Studier har visat att metaller kan läcka ut från blad då förhöjda salthalter i dagvattnet uppstår men detta är fortfarande ett förhållandevis utforskat område. Vid nedbrytningen av växterna på hösten blir den del av metallerna som återfinns i växten ovanför markytan tillgängliga för de organismer som medverkar i nedbrytningsprocessen och metallerna kan återgå till vattenfasen (Weis & Weis, 2004).

Metallupptaget hos växter beror på metallens biotillgänglighet i vattenfasen. Olika former av metaller varierar i biotillgänglighet där vattenlösliga metaller och utbytbara metalljoner är de former som är mest tillgängliga för växterna. Utfällningar av metaller som oorganiska föreningar, metaller komplexbundna med humusämnen samt metaller adsorberade till oxider är potentiellt tillgängliga medan metaller utfällda som olösliga sulfider är otillgängliga (Weis & Weis, 2004).

Olika växters upptagningsförmåga, gällande tungmetaller, har testats vid försök av Fritioff och Greger (2003). Försöken visade att

Bredkaveldun (*Typha latifolia*) och Igelknopp (*Sparganium*) har en god upptagningsförmåga avseende zink och bly medan Hornsärva (*Ceratophyllum demersum* L.) hade en mycket bra upptagningsförmåga för ämnena koppar, krom, järn, mangan och bly men inte ett fullt lika bra upptag för kadmium.



**Figur 2.2** Bredkaveldun (*Typha Latifolia*) (Den virtuella floran, 1997)

## 2.5 AVSKILJNING AV NÄRSALTER

### 2.5.1 Adsorption till sediment och partiklar

Fosförföreningar karakteriseras av att de är mycket reaktiva och bildar komplex med oorganiska och organiska ämnen i vatten och sediment. Enligt Tonderski m.fl. (2002) transporteras fosfor till dagvattendammar och våtmarker som löst fosfat, lösta organiska föreningar och som partikelbunden fosfor. Vilken av dessa former som dominerar varierar mellan olika typer av avrinningsområden. I de områden där fosfor kommer in till dagvattenanläggningen som partikelbunden eller som löst fosfat kommer sedimentationen att

vara av mycket stor betydelse för avskiljningen av fosfor. Det inkommande fosfat vilket inte tas upp av organismer kommer att komplexbindas eller adsorberas till ytor med järn-, mangan- och aluminiumhydroxider samt till kalciumkarbonat, lerpartiklar, humusämnen och andra organiska substanser (Tonderski m.fl., 2002). Förutom tillgängligheten av de nämnda ämnena har även partikelstorleksfördelningen betydelse för sorptionen av fosfor (Wittgren, 1994). Finkorniga lerjordar har en större sorptionsyta jämfört med grovkorniga jordar vilket innebär att den fosforbindande förmågan är större i en lerjord än en sandjord.

Under ogynnsamma förhållanden fastläggs inte fosfor i dammarnas sediment. Tonderski m.fl. (2002) beskriver att bindningsförmågan för fosfor minskar då befintligt järn och mangan förenat sig med sulfider. Fosfat kan även frigöras från mineralkomplex om det uppstår anaeroba förhållanden, om pH sjunker samt om pH stiger kraftigt till följd av en hög primärproduktion.

Kväve binds inte i lika stor utsträckning som fosfor till partiklar och sediment utan deltar istället i andra processer. Ofta når kväve dagvattendammar i form av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) eller ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Nitrat är mycket lösligt i vatten och avskiljs därför främst via denitrifikation samt växtupptag (Tonderski m.fl., 2002). Ammoniumjonen, som är en katjon, kan däremot i viss utsträckning adsorberas till de negativt laddade markpartiklarna. Vid en god syretillförsel ingår dock ammonium i nitrifikationsprocessen varvid det omvandlas till nitrat, se kap 2.5.3.

## 2.5.2 Växtupptag

Vattenväxter med väl utvecklade rotsystem, som exempelvis vassbildande arter och vissa flytbladsväxter, tar under vegetationssäsongen upp näringsämnen från sedimenten och transporterar dessa vidare ut i växten. Innan växterna vissnar på hösten förs en del av näringen tillbaka ned till rötterna och på detta sätt kan näringen cirkulera mellan skott och rötter under året (Leonardsson, 1993). En del av näringen förloras dock till vattenmassa genom bladfällning. Vissa arter såsom undervattenväxter kan ta upp näring både från sedimenten och direkt från vattenmassan. Undervattensväxter saknar lagringsmöjligheter i sina svagt utvecklade rötter vilket leder till att mycket av den näring som tagits upp av dessa växter frigörs vid nedbrytningen (Leonardsson, 1993).

Vid växternas assimilation omvandlas oorganiskt kväve till organiska föreningar vilka används som byggstenar för växtens celler och vävnader. De former av kväve som tas upp av växligheten är vanligtvis ammonium- och nitratjoner. Vid växternas rötter sker jonbyten där ammonium och nitritjoner tas upp och joner med motsvarande laddning frigörs (Brady & Weil, 2002). Man har även kunnat visa att växter kan tillgodogöra sig kväve i organisk form (aminsyror och dylikt) där ett upptag av växten möjliggörs tack vare bildning av mykorrhiza. I detta fall tillgodoser värdväxten en svamp med kolhydrater medan svampen tar upp organiska och oorganiska former av kväve som även växten kan tillgodogöra sig (Gustafsson m.fl., 2003).

Fosforupptag via assimilation sker nästan uteslutande då fosfor finns i löslig form. Vattenväxter tar upp fosfor från porvatten eller direkt från vattnet via rötter, stam eller blad. Hur mycket som tas upp beror på växternas biomassa, där en stor biomassa leder till ett ökat upptag. Växternas rötter kan ta upp löst fosfor främst som fosfatjoner i formerna  $\text{HPO}_4^{2-}$  samt  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  men en del fosfor kan även tas upp i löst organisk form. Då fosfor har tagits upp av växten transporteras den till skott där den deltar i uppbyggnaden av nya växtdelar (Brady &

Weil, 2002). Då växligheten bryts ned återgår fosfor till vattnet i både organisk och oorganisk form.

En långsiktig fastläggning av kväve och fosfor uppnås enligt Leonardsson (1993) bäst genom följande tre mekanismer: upptag i expanderande växtbestånd, inlagring i svårnedbrytbara organiska föreningar samt genom skörd och borttransport av växtmaterial. De mängder fosfor och kväve som kan avskiljas vid skörd av biomassa återges i Tabell 2.1. Dessa värden motsvarar den mängd näring som kan frångöras vid rening av avloppsvatten, vid rening av dagvatten är dock belastningen lägre, varför borttaget troligtvis blir mindre.

**Tabell 2.1** Årlig skörd av kväve och fosfor med växter som används i olika avloppsbehandlingssystem i tempererat klimat (Wittgren, 1994)

Växt	Kväve (kg/ha)	Fosfor (kg/ha)
Grönslick +Vattenpest	225	40
Sjösäv	260	50
Vass	270	35
JätTEGRÖE	198-321	30-48
Rörflen	299-392	36-62
Hundäxing	238-327	27-37
Kvickrot	341-542	
Pil (Ved-och bladbiomassa)	251-367	48-66

### 2.5.3 Nitrifikation och denitrifikation

Nitrifikation är en process där ammonium omvandlas till nitrat i närvaro av syre. Processen sker i två steg och utförs av nitrifierande bakterier. I det första steget omvandlas ammonium till nitrit och i det andra steget omvandlas nitrit till nitrat varvid totalreaktionen blir följande:



Det första steget, ammoniumoxidationen, utförs av *Nitrosomonas*-bakterier och det andra steget, nitritoxidationen, utförs av bakterier tillhörande släktet *Nitrobacter* (Wittgren, 1994). Vid dessa båda reaktioner frigörs en mängd energi och denna utnyttjar bakterierna till att bygga celler.

Med denitrifikation menas den reaktion där nitrat övergår till kvävgas. Detta är en mycket viktig process för att få en fullständig avskiljning av kväve från dagvatten. Denitrifikationen äger rum vid syrefria, anoxiska, förhållanden och utförs av fakultativa denitrifierare. Med fakultativa menas att de kan använda nitrat som slutlig elektronacceptor vid oxidation av organiskt material men att de vid tillgång till syre istället använder detta för att oxidera kolföreningar (Wittgren 1994). Nitrat omvandlas till kvävgas genom flera steg enligt följande:



Denitrifikation och nitrifikation äger rum både i sediment och på växligheten. Flera studier har visat på att undervattensväxter kan öka kväveavskiljningen genom att erbjuda ytor vid vilka populationer av nitrifierare och denitrifierare kan fästa. Eriksson & Weisner (1999)



visade att den största delen av nitrifikationen äger rum i mikrobiella samhällen på ytor vid undervattensväxter och att den största delen av denitrifikationen äger rum i underliggande sediment. Vid en mycket tät undervattensvegetation kan dock syrefria förhållanden uppstå under natten då fotosyntesen upphör. Då detta inträffar kommer denitrifierarna igång och reducerar nitrat till kvävgas (Eriksson & Weisner 1999). I dessa fall sker det alltså ett växelvis samspel mellan bakterierna på växligheten och i sedimentet. För att erhålla en optimal kväverening spelar således växligheten en betydande roll.

## 2.6 UTFORMNINGENS BETYDELSE FÖR ERHÅLLEN RENINGSEFFEKT

Enligt Persson (1998) kan en damms reningseffektivitet generellt bero på tre faktorer: reningsprocesser, hydrologi (vattenutbyte med omgivningen) samt hydraulik (strömningsförhållanden). Då dammens hydrologi och hydraulik beror på dess utformning kommer denna att spela en stor roll för dammens reningseffekt.

En damm med stor volym ger generellt utrymme för en lång uppehållstid hos vattnet och en stor magasineringskapacitet. En stor permanent volym i dammen kan förlänga uppehållstiden hos vattnet medan fördröjningskapaciteten däremot minskar. Dammens nominella uppehållstid,  $t_n$ , vilken även kallas för den teoretiska uppehållstiden kan beräknas enligt:

$$t_n = \frac{V}{Q} \quad (5)$$

där  $V$  = dammens volym ( $m^3$ ) och  $Q$  = storleken på inflödet ( $m^3/s$ ).

Den önskade uppehållstiden i en dagvattendamm beror på tidsåtgången hos de reningsprocesser som förväntas äga rum och kan därför inte anges generellt. I Persson (1998) anges en lämplig uppehållstid vara mellan ett till tre dygn.

Dammens storlek i förhållande till dess reducerade avrinningsområde har visat sig ha betydelse för avskiljningen av föroreningar. Med reducerat avrinningsområde menas den del av ett avrinningsområde som bidrar till avrinning och således bildning av dagvatten. Kvoten mellan dammens area och det reducerade avrinningsområdet definieras enligt ekvation (6) och benämns som den specifika dammarean (Larm, 2000). Denna dammspecifika faktor kan ses som ett mått på dammens förmåga att magasinera flöden och kan på så sätt till viss del spegla uppehållstiden.

$$\text{Specifik dammarea} = \frac{A_{STF}}{\varphi \cdot A} \quad (6)$$

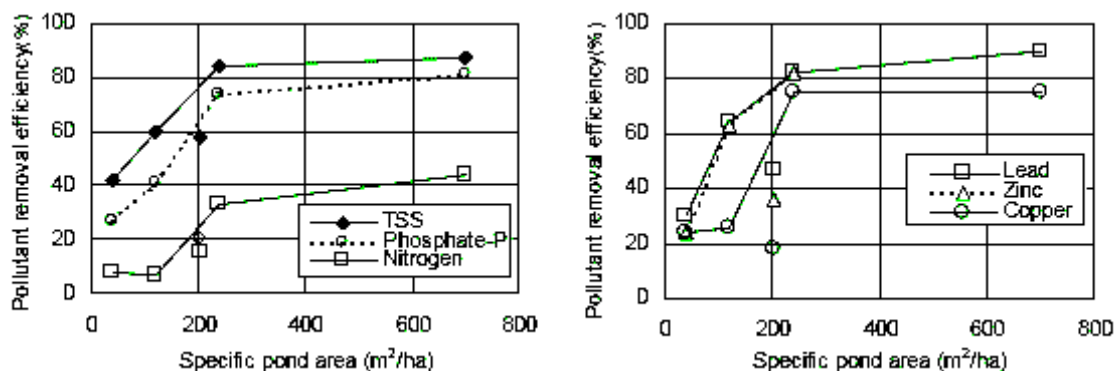
$$\varphi \cdot A = \varphi_1 A_1 + \varphi_2 A_2 + \dots + \varphi_N A_N \quad (7)$$

där  $A_{STF}$  = dammens permanenta area ( $m^2$ ),  $A$  = avrinningsområdets area (ha),  
 $\varphi$  = avrinningsområdets totala avrinningskoefficient (-),  $\varphi_N$  = avrinningskoefficienten för ett område med en viss markanvändning (-) (Larm, 2000).

I en studie av Pettersson (1999) undersöktes den specifika dammareans betydelse för erhållen reningseffekt i ett antal dammar. Pettersson fann att reningen av TSS (suspenderat material),

bly, koppar och zink ökade med den specifika dammarean. Detta samband gällde för en specifik area på maximalt 250 m<sup>2</sup>/ha, då den överskred detta värde iaktogs ingen märkbar förändring i reningseffekt.

Den specifika dammarean är en av de variabler som kommer att tas med i den multipla regressionsanalysen vid prediktion av tungmetallernas reningseffekt, se kap. 3.4.



**Figur 2.3** Specifik area som funktion av reningseffekt. Figurerna är hämtade från Petterson (1999).

För att de biologiska och fysikaliska reningsprocesserna i en dagvattendamm skall hinna verka är en lång uppehållstid nödvändig men för att en effektiv rening skall kunna ske är det också viktigt att det inkommande vattnet fördelas över hela dammen. Hur väl det inkommande vattnet fördelas kan beskrivas med begreppet hydraulisk effektivitet. Denna parameter,  $\lambda$ , kan ses som ett mått på i vilken grad allt vatten deltar i strömningen och beräknas enligt:

$$\lambda = \frac{t_p}{t_n} = e \left(1 - \frac{1}{N}\right) \quad (8)$$

$$N = \frac{t_n^2}{\sigma^2} \quad (9)$$

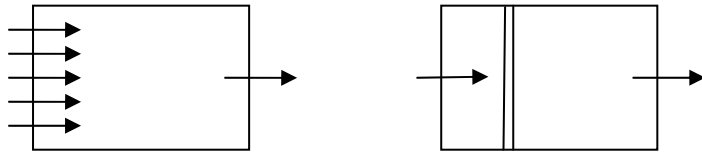
$$e = \frac{t_m}{t_n} \quad (10)$$

där  $t_p$  = tid mellan tillsatt spårämne i dammens inlopp och uppmätt maximal koncentration i utloppet (s),  $t_n$  = nominell uppehållstid (s),  $N$  = avvikelse från ett kolvflöde (-),  $\sigma^2$  = uppehållstidens varians vid ett simulerat spårämnesförsök (s<sup>2</sup>),  $e$  = effektiv volymkvot (-) och  $t_m$  = uppehållstidens medelvärde (s).

Matematiskt kan en optimal hydraulisk effektivitet beskrivas som ett kolvflöde där kvoten mellan nominell uppehållstid,  $t_n$ , och uppmätt uppehållstid,  $t_p$ , är 1 samt att variansen är 0. Ett kolvflöde innebär att vattenmassorna strömmar parallellt med ett homogent hastighetsfält (Persson, 1998). En ofördelaktig dammgeometri kan leda till att flödet kortsluts och så kallade döda zoner uppstår där vattenutbytet är mycket litet eller lika med noll. Dammar som innehåller stora områden med döda zoner får således en försämrad hydraulisk effektivitet.

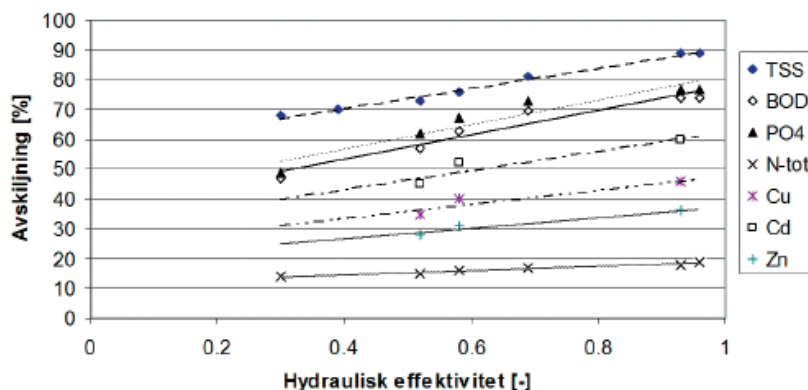
I studier av Persson (2000) samt Vikström m.fl. (2004) har man undersökt hur den hydrauliska effektiviteten och den effektiva volymkvoten varierar för olika former på dagvattendammar. I båda studierna fann man att ett långt och smalt damm gav en bättre

hydraulisk effektivitet jämfört med en kort och bred. I studien av Persson undersöktes även hur läget på inlopp respektive utlopp samt öar och undervattensvallar påverkade den effektiva volymskvoten. Persson fann att dammar vilka uppvisade en låg effektiv volymskvot kunde få en förbättrad sådan genom placering av öar nära inloppet. Öarna hjälpte till att sprida ut vattnet i dammen. Ett brett inlopp samt en undervattensvall nära inloppet hade även en positiv inverkan och gav upphov till en ökad effektiv volymskvot.



**Figur 2.4** Figuren visar utformningen på de dammar som Persson (1998) studerade. Figuren till vänster visar en damm med ett brett inlopp. Figuren till höger visar en damm med undervattensvall placerad efter inloppet.

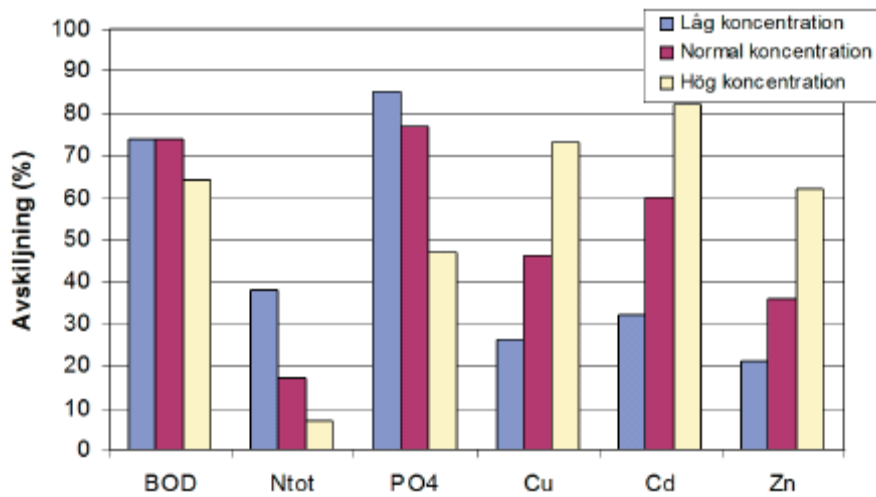
Vikström m.fl. (2004) undersökte hur den hydrauliska effektiviteten påverkade avskiljningen av tungmetaller, suspenderat material samt näringsämnen. Man fann att avskiljningen av dessa ämnen ökade linjärt med en ökad hydraulisk effektivitet. I en studie av Persson & Wittgren (2003) undersöktes hur kvävereningen i ett antal dammar med olika utformning påverkades av den effektiva volymskvoten. I denna studie fann man att kväveavskiljningen även ökade linjärt med denna parameter.



**Figur 2.5** Avskiljning av tungmetaller, PO<sub>4</sub>, N-tot, BOD samt TSS som funktion av den hydrauliska effektiviteten. Figuren är hämtad ur Vikström m.fl. (2004).

## 2.7 PÅVERKAN AV INFLÖDETS FÖRORENINGSSINNEHÅLL

I studier av Vikström m.fl. (2004) undersöktes hur inflödets föroreningsinnehåll påverkade avskiljningen av tungmetaller samt näringsämnen i dagvattendammar. Resultaten från dessa modellstudier gav en ökad avskiljning av tungmetaller vid en ökad belastning in till dammarna. För närsalterna erhöles däremot en försämrad reningseffekt vilket förklarades med att ju högre halt BOD, syreförbrukande ämnen, som tillfördes desto mer kväve och fosfor frigjordes vid dess nedbrytning. Den ökade avskiljningen av metaller förklarades med att förhållandet mellan löst och partikulärt bunden metall förskjuts med högre koncentrationer och att mer joner då blir partikulärt bundna.



**Figur 2.6** Inverkan av dagvattnets föroreningsinnehåll på avskiljningen av metaller, BOD och närsalter. Figuren är hämtad ur Vikström m.fl. (2004).

För att testa föroreningsbelastningens betydelse för den totala avskiljningen av tungmetaller i dagvattendammar kommer denna parameter att tas med som en förklaringsvariabel i den multipla regressionsanalysen, se kap 3.4.

## 3 MATERIAL OCH METODER

### 3.1 ANALYSERADE DAMMAR

Övervakningsdata från ett antal dagvattenanläggningar har samlats in i detta arbete. Endast ett fåtal av Sveriges alla dagvattendammar har provtagits vilket ledde till en del svårigheter vid datainsamlingen. Flödesproportionella provtagningar är, enligt Pettersson (2005), de mest tillförlitliga då man vill analysera hela avrinningsperioder. Efter samtal med handledare beslutades det att fem dammar i vilka det har genomförts noggranna undersökningar med flödesproportionell provtagning skall inkluderas i regressionsanalysen. Dessa anläggningar är Bäckaslöv i Växjö, Kolardammen i Tyresö, Skullerudskrysset i Oslo, Stora Järnbrott samt Välenviken i Göteborg. Vissa av dessa dammar är endast sedimentationsdammar medan andra även består av en våtmarksdel.

**Tabell 3.1** Data över de studerade anläggningarna

Anläggning	Volym (m <sup>3</sup> )	Medeldjup (m)	Dammarea (m <sup>2</sup> )	Avrinningsområde (ha)	Avrinningskoefficient (-)	Spec. dammarea (m <sup>2</sup> /ha)
Kolardammen, Tyresö (Larm, 2005)	17 000	1,0	16 600	850	0,23	84
Bäckaslöv damm, Växjö (Bosson, 2005)	-	-	18 000	320	0,32	176
Välenviken, Göteborg (Monteiro, 2005)	600	0,3	2 000	193	0,31	33
Stora Järnbrott, Göteborg (Larm, 2005)	6 000	1,0	6 200	480	0,24	54
Skullerudskrysset, Oslo (Åstebøl, 2004)	810	0,9	978	3,4	0,59	489

I Tabell 3.1 ses de studerade dammarnas volym, medeldjup och dammarea. Data på volym och medeldjup saknas för Bäckaslöv. I tabellen ses att den specifika dammarean varierar kraftigt mellan de olika anläggningarna, från 33 m<sup>2</sup>/ha upp till 489 m<sup>2</sup>/ha.

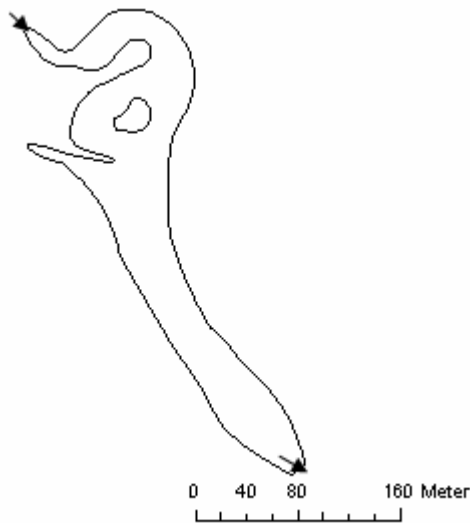
#### 3.1.1 Kolardammen

Kolardammen ligger i Tyresö kommun och består av en sedimentationsdamm, en översilningsyta och en våtmark. Anläggningen togs i drift 1998. Avrinningsområdet till dammen är drygt 619 ha varav 50 % är bebyggt område, 40 % är skog och resterande andel är öppen mark. Dammen har två inlopp där det ena inloppet svarar för cirka 90 % av det inkommande vattnet och det andra inloppet svarar för cirka 10 %. Efter att vattnet har passerat Kolardammen rinner det vidare till Albysjön via ett dike.

Kolardammen har provtagits mellan år 1999 till och med år 2002. Vid dessa provtagningar togs veckoprover på halten totalfosfor, koppar, zink, kadmium, bly, krom, kvicksilver, nickel samt klor i inloppen och utloppet. Vid två kampanjprovtagningar under en vecka i april år 2000 och i november 2001 analyserades



**Figur 3.1** Översiktsbild över Kolardammen. Foto: Thomas Larm, Sweco Viak



**Fig 3.2** Utformningen på Kolardammens våtmarksanläggning. Pilarna visar dammens in- och utlopp.

ytterligare parametrar som totalt kol, totalkväve, pH, konduktivitet och suspenderat material. Mätvärden från dessa två kampanjprovtagningar kommer att ingå i regressionsanalysen.

Provtagningen i Kolardammen var flödesproportionell vilket innebär att den uttagna provvolymen är proportionell mot den passerade flödesvolymen. Den uppmätta koncentrationen av ett visst ämne under ett avrinningstillfälle vid nederbörd definieras enligt följande (Hossain m.fl., 2005):

$$EMC = \bar{C} = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t c(t) \cdot q(t) dt}{\int_0^t q(t) dt} \quad (11)$$

där  $M$  = totala massan av ett ämne från ett avrinningstillfälle (g),  $V$  = avrinningsvolym ( $m^3$ ),  $c(t)$  = koncentrationen vid tiden  $t$  ( $g/m^3$ ) och  $q(t)$  = flödet vid tiden  $t$  ( $m^3/s$ ).  $EMC$  betyder Event Mean Concentration. Den koncentration som uppmäts vid ett regntillfälle är således ett samlingsprov från hela avrinningsperioden.

### 3.1.2 Bäckaslöv

Bäckaslöv våtmark ligger i Växjö kommun och togs i drift 1994. Anläggningen består av en utjämningsbassäng och därefter en våtmarksbäck med en längd på cirka 800 m. Bäckaslöv har ett avrinningsområde på 320 ha där 190 ha består av industri- och affärsområde och 130 ha är bostadsområde. Då vattnet passerat våtmarken rinner det vidare ut till Södra Bergundasjön (Semandeni-Davies, 2004).



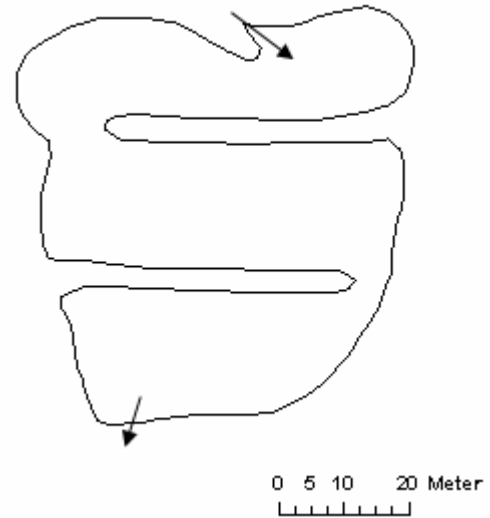
**Figur 3.3** Översiktlig bild på formen hos Bäckaslöv dagvattendamm. Pilarna visar dammens in- och utlopp.

Bäckaslöv våtmark har provtagits vid ett flertal tillfällen, från juni till och med november 1997 samt vinter/vår 2002 och 2003. Provtagningen var flödesproportionell vid dessa tillfällen och utfördes på samma sätt som i Kolardammen. Vid provtagningarna analyserades halten suspenderat material, totalkväve, totalfosfor samt tungmetallhalten av kadmium, koppar, bly och zink. Provtagningen skedde i in- och utloppet till utjämningsbassängen (Semandeni-Davies, 2004). De mätvärden som ingår i regressionsanalysen är de som uppmäts 1997 då problem med den flödesproportionella provtagningen uppstod under den senare provtagningen.

### 3.1.3 Välenviken

Välenviken är en dagvattendamm som anlades år 1999 och som har en total area på ca 2000 m<sup>2</sup>. Avrinningsområdet är cirka 193 ha och består av bostads- och affärsområden. Den impermeabla delen av området är cirka 60 ha.

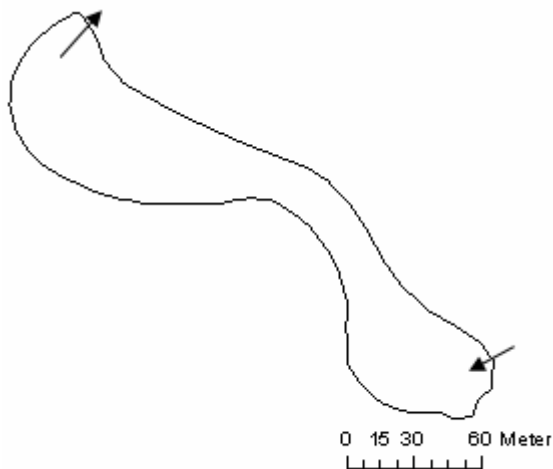
Provtagning i Välenviken har ägt rum i juni 2004 i ett examensarbete av Monteiro (2005). Provtagningen var flödesproportionell, liksom i fallet med Kolardammen och skedde i inloppet samt utloppet till dammen. De parametrar som provtogs var bland annat halten löst syre, pH, konduktivitet, totalfosfor, totalkväve, klor, suspenderat material samt tung-metallerna zink, koppar, bly och kadmium. Det utfördes dessutom analyser på polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Övervakningsdatan som ingår i regressionsanalysen är från de mätningar som gjordes 2004.



**Figur 3.4** Översiktsbild över Välenviken dagvattendamm. Pilarna visar dammens in- och utlopp.

### 3.1.4 Stora Järnbrott

Stora Järnbrott ligger ca 5 km från centrala Göteborg och är en dagvattendamm som anlades 1996. Avrinningsområdet är 480 ha varav ca 160 ha är impermeabel yta vilken består av vägar, industri-, affärs- och bostadsområden. De vägar som ligger inom avrinningsområdet är tungt trafikerade och tros vara den största källan till föroreningarna i dagvattnet.



**Figur 3.5** Översiktsbild över Stora Järnbrott. Pilarna visar dammens in- och utlopp.

I Järnbrottdammen har prover tagits vid ett flertal tillfällen, från augusti 1997 till och med februari 1998, april till och med juli 1998 samt oktober till och med november 2004. Provtagningen var vid alla tillfällen flödesproportionell liksom i Kolardammen och utfördes i inloppet och utloppet. De mätvärden som ingår i regressionsanalysen är från den senaste provtagningen vilken utfördes i ett examensarbete av Villareal (2005). Vid denna provtagning analyserades bland annat halter av suspenderat material, totalfosfor, totalkväve, bly, koppar, zink samt kadmium.

### 3.1.5 Skullerudkryset

Skullerudkryset är en dagvattendamm som ligger i Oslo, i närheten av E6:an. Dammens huvudsakliga syfte är att behandla vägdagvatten. Avrinningsområdet är 3,4 ha stort och består av 2,2 ha asfalterade ytor samt 1,2 ha grönytor (Åstebøl, 2004).

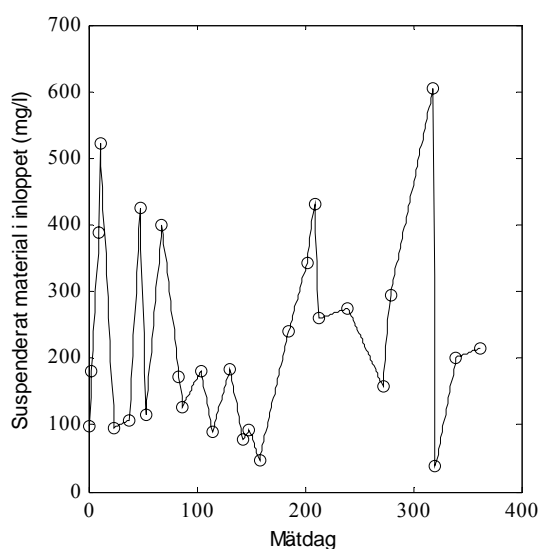
Skullerudkryset har provtagits kontinuerligt under ett år med start i maj 2003. De parametrar som provtogs var bland annat halten suspenderat material, totalkväve, totalfosfor, bly, koppar,

zink, kadmium samt pH och olja. Provtagningen var flödesproportionell och utfördes på samma sätt som i Kolardammen. Provtagningen i Skullerudkrysset är något unik då varje avrinningstillfälle under ett helt år har analyserats.

### 3.2 BEHANDLING AV ÖVERVAKNINGSDATA

För en sortering av ihopsamlad data, beräkning av uppmätt reningseffekt och genomförande av statistiska analyser (multipel regression) skrevs en programkod vilken implementerades i programvaran MATLAB 7.0.4.

All övervakningsdata från de beskrivna dammarna sammanställdes först i Excel. Därefter importerades denna till MATLAB. Då provtagning i alla dammar skett vid nederbördstillfällena erhöles inga mätvärden de dagar då det var uppehåll och mycket låga flöden. En uppskattning av in- och utgående halter av TSS, Pb, Cu och Zn under dessa dagar gjordes med hjälp av den linjära interpoleringsfunktionen *interp1* i MATLAB.



**Figur 3.6** Interpolerade mätvärden för halten suspenderat material i inloppet till Skullerudkrysset. De runda ringarna markerar uppmätta värden.

Efter interpoleringen beräknades medelvärden på in- och utgående halter av TSS, Pb, Zn och Cd, över en period på  $n$  dagar, enligt:

$$\bar{C}_{mean} = \frac{\sum_{n=1}^n C_n}{n} \quad (12)$$

Reningseffekten i varje damm avseende ämnena Pb, Cu, Zn och Cd, beräknades slutligen enligt:

$$C_{red} = 100 \cdot \frac{(\bar{C}_{in} - \bar{C}_{ut})}{\bar{C}_{in}} \quad (13)$$



där  $\bar{C}_{in}$  = koncentration i inlopp ( $\mu\text{g/l}$ ) och  $\bar{C}_{ut}$  = koncentration i utlopp ( $\mu\text{g/l}$ ).

Vid beräkning av reningseffekt kommer uppehållstiden i dammarna att spela en central roll. Reningseffekten har i detta arbete beräknats som skillnaden mellan in- och utgående halt under en och samma tidsperiod,  $n$ . Dammens uppehållstid ger upphov till en fördröjning mellan in- och utgående halt av en viss förorening. På grund av tidsfördröjningen finns det en svårighet i att relatera reningseffekten i det utgående vattnet till samma ingående vatten. Genom att medelvärdesbilda in- och utgående halt över en förhållandevis lång tidsperiod bör denna felkälla minska. I detta arbete har därför medelvärdesbildning av uppmätta koncentrationer av TSS, Pb, Cu, Zn och Cd i in- och utlopp beräknats för en tidsperiod på 1 t.o.m. 30 dagar.

Slutligen definierades den Y- och de X-variabler som skulle ingå i regressionsanalysen, se Tabell 3.2 nedan.

**Tabell 3.2** Ingående variabler i den multipla regressionen

Y-variabler	X-variabler
Pb <sub>red</sub> (%)	TSS-halt i inloppet (mg/l)
Cu <sub>red</sub> (%)	Pb- Cu-, Zn- och Cd-halt i inloppet ( $\mu\text{g/l}$ )
Zn <sub>red</sub> (%)	Specifik dammarea (m <sup>2</sup> /ha)
Cd <sub>red</sub> (%)	Hydraulisk effektivitet (-)
	Varians (dagar <sup>2</sup> )

Då ingående variabler till regressionsanalysen definierats löstes det ekvationssystem som ges i Ekv. (18) med hjälp av den i Matlab inbyggda funktion *regress* (Matlab, 2006). Funktionen *regress* använder de angivna X- och Y-variablerna som inparametrar. *Regress* löser ekvationen och ger följande utparametrar:  $b$ ,  $bint$ ,  $r$ ,  $rint$  samt  $stats$ . Dessa utparametrar ger information om den antagna modellen, där  $b$  är de beräknade koefficienterna,  $bint$  ger koefficienternas konfidensintervall,  $r$  är residualerna,  $rint$  ger residualernas konfidensintervall och  $stats$  ger  $r^2$ -, F- samt p-värde.

### 3.3 MULTIPLE REGRESSION

Med regressionsanalys kan man förklara om det finns ett samband mellan en eller flera oberoende X-variabler och en Y-variabel. Vid analysen beräknas ett  $r^2$ -värde vilket fungerar som en förklaringskoefficient. Detta värde kan variera mellan 0 och 1 och uppger om hur mycket av variationen i Y-variabeln som kan förklaras utifrån X-variabeln. Fås ett värde på  $r^2 = 1$  innebär detta att all variation i Y kan förklaras av X-variabelns variation. I detta arbete vill vi undersöka hur reningseffekten av bly, koppar, zink och kadmium i dagvattendammar beror av ett antal olika variabler. För att klargöra dessa samband tillämpas multipel regression. Vid denna typ av regression kan följande matriser beteckna Y- och X-variablerna (Johnson, 2000):

$$X = \begin{bmatrix} 1 & x_{11} & \dots & x_{1n} \\ 1 & x_{21} & \dots & \dots \\ 1 & \dots & \dots & \dots \\ 1 & \dots & \dots & \dots \\ 1 & x_{n1} & \dots & x_{nn} \end{bmatrix} \quad y = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \dots \\ y_n \end{bmatrix} \quad b = \begin{bmatrix} b_0 \\ b_1 \\ \dots \\ b_n \end{bmatrix} \quad (14)$$

Den första matrisen (X-matrisen) består av de observerade X-variablernas värden, där den första kolumnen, vilken enbart innehåller ettor, krävs för att vid regressionen beskriva den konstanta termen. Den andra matrisen (Y-matrisen) består av observerade värden hos responsvariabeln och den tredje matrisen (b-matrisen) består av regressionskoefficienterna vilka anpassas med hjälp av minsta kvadratmetoden enligt:

$$X \cdot b = y \rightarrow b = (X'X)^{-1} X'y \quad (15)$$

där  $X'$  är transponatet av X-matrisen och  $(X'X)^{-1}$  är inversen av  $X'X$  (Johnson, 2000).

Ett antaget samband mellan Y- och X-variablerna kan skrivas på följande form:

$$y = b_0 \cdot X_1^{b_1} \cdot X_2^{b_2} \cdot X_3^{b_3} \quad (16)$$

Vid logaritmering av ekv. (16) erhålls följande samband:

$$\lg(y) = \lg(b_0) + b_1 \lg(X_1) + b_2 \lg(X_2) + b_3 \lg(X_3) \quad (17)$$

Höger- och vänsterled från ekv. (17) sätts därefter in i ekv (15) där den första termen i X-matrisen motsvarar en kolonnvektor bestående av endast ettor, enligt följande:

$$\begin{bmatrix} 1 & \lg X_1 & \lg X_2 & \lg X_3 \\ 1 & . & . & . \\ 1 & . & . & . \\ 1 & . & . & . \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} b_0 \\ b_1 \\ b_2 \\ b_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \lg y_1 \\ \lg y_2 \\ \lg y_3 \\ \lg y_y \end{bmatrix} \quad (18)$$

Genom att lösa ekvation (18) så erhålls konstanterna från b-matrisen vilka sedan används för att prediktera reningseffekten av de studerade tungmetallerna,  $\hat{y}$ , enligt:

$$\lg(\hat{y}) = (b_0 + b_1 \lg X_1 + b_2 \lg X_2 + b_3 \lg X_3) \rightarrow \hat{y} = e^{(b_0 + b_1 \lg X_1 + b_2 \lg X_2 + b_3 \lg X_3)} \quad (19)$$

Ett  $r^2$ -värde, vilket beskriver hur mycket av variationen i responsvariabeln som kan förklaras utifrån de aktuella X-variablerna, beräknas enligt (Ryan, 1997):

$$r^2 = \frac{b'X'y - (\sum y)^2 / n}{y'y - (\sum y)^2 / n} \quad (20)$$

där n är antalet mätvärden/observationer.

### 3.3.1 Test av regressionsmodell

Beräkning av residualer för alla ingående observationer i modellen kan vara en metod för att se om det föreligger några systematiska avvikelser i den antagna modellen (Johnson, 2000). Då residualerna är oberoende samt har samma variation kan systematiska fel i modellen antas minimala. Residualer för varje observation beräknas enligt (Johnsson, 2000):

$$\begin{aligned} e_1 &= y_1 - \hat{y}_1 \\ e_2 &= y_2 - \hat{y}_2 \\ &\cdot \\ &\cdot \\ e_n &= y_n - \hat{y}_n \end{aligned} \tag{21}$$

Genom att rita ett diagram med de predikterade Y-värdena ( $\hat{y}$ ) mot respektive residual kan man upptäcka om det föreligger systematiska avvikelser från den antagna modellen (Johnson, 2000).

### 3.3.2 Koefficienternas konfidensintervall

Konfidensintervallen för de beräknade koefficienterna i b-matrisen i kap.3.3 bör studeras för att avgöra vilka av de ingående X-variablerna som skall ingå i regressionsmodellen. Konfidensintervall för respektive koefficient,  $b_i$ , beräknas enligt (Ryan, 1997):

$$\hat{b}_i \pm t_{\alpha/2, v} s_{\hat{b}_i} \tag{22}$$

$$s_{\hat{b}_i} = \sqrt{\frac{\sum (y - \bar{y})^2}{(n-2)S_{x_i x_i}}} \tag{23}$$

$$S_{x_i x_i} = \sum_{j=1}^n (X_{ij} - \bar{X}_i)^2 \tag{24}$$

där  $t$  = tabellvärdet för t-fördelningen,  $v$  = antalet frihetsgrader vid beräkning av residualernas standardavvikelse,  $\alpha$  = antagen signifikansnivå och  $n$  = antalet mätvärden.

Konfidensintervall för varje X-variabel kommer att beräknas med hjälp av Matlabs inbyggda funktion *Regress* för en antagen signifikansnivå på 95 %. I de fallen icke nollskiljda konfidensintervall erhålls kommer motsvarande X-variabel att uteslutas från regressionsanalysen då den tillför mycket lite prediktionskraft hos responsvariabeln.

### 3.3.3 F-test

Förutom att studera  $r^2$ -värde och erhålla konfidensintervall för X-variablernas koefficienter kan man också utföra ett F-test för att erhålla ytterligare information om en

regressionsmodellens tillförlitlighet. Nollhypotesen vid F-test är att alla X-variablers koefficienter är noll ( $H_0: b_1 = b_2 = 0$ ). F-värdet beräknas enligt (Ryan, 1997):

$$F = \frac{SS_{regression} / df_1}{SS_{residual} / df_2} \quad (25)$$

$$SS_{regression} = SS_{total} - SS_{residual} = \sum (y - \bar{y})^2 - \sum (y - \hat{y})^2 \quad (26)$$

där  $df_1$  och  $df_2$  anger antalet frihetsgrader för  $SS_{regression}$  och  $SS_{residual}$  (Ryan, 1997).

Om det tabellerade F-värdet för en viss signifikansnivå,  $\alpha$ , är mindre än det beräknade så kan nollhypotesen förkastas vilket innebär att åtminstone en av X-variablernas koefficienter är skiljda från noll.

### 3.3.4 Avvikande observationer

Avvikande observationer kan förekomma i en datamängd men det finns ej några generella regler för vilka värden som man kan plocka bort. Enligt von Rosen (2005) bör man först undersöka vilken betydelse som de avvikande observationerna har och vad de beror på. I de fall man studerar mätvärden som ligger runt en trendlinje och finner ett mätvärde långt bort från denna kan man visuellt skaffa sig en uppfattning om att det är fråga om en avvikande observation. I detta arbete har enstaka mätvärden som visuellt tydligt avviker från resterande datamängd generellt uteslutits.

## 3.4 ANALYSER

Primärt testades samband mellan beräknad reningseffekt av Pb, Cu, Zn samt Cd och uppmätt TSS-halt i inloppet, uppmätt metallkoncentration i inloppet samt specifik dammareal (se **Tabell 3.2**). Modellering av vattenströmning i Kolardammen, Stora Järnbrott, Välenviken samt Bäckaslöv gav värden på den hydrauliska effektiviteten samt uppehållstidens varians, se kap. 3.5. Även dessa variabler inkluderas i analysen för att undersöka om de kunde ge en ökad förklaringsgrad.

Vid multipel regression skall alla ingående X-variabler vara oberoende av varandra (Johnson, 2000). TSS- och metallhalten i inloppet kan betraktas som två korrelerade X-variabler. Två omgångar av regressionsanalyser utfördes därför. I den första inkluderades alla X-variabler förutom metallhalten. I den andra omgången byttes TSS-halten ut mot metallhalten.

## 3.5 MODELL AV VATTENSTRÖMNING

Den modell som användes för att simulera vattenströmningen är ursprungligen utvecklad inom projektet Primrose för våtmarker med låg vattenhastighet (Klöve, 2004). Modellen implementeras i programvaran Matlab och den gäller för stationärt ytvattenflöde. Vidare antas att vattendjupet i dammen är litet i förhållande till den horisontella utbredningen (Wörman & Kjellin, 2005). Modellen beräknar flödeshastigheter i dammen utifrån den fria vattenytans läge och genom att släppa partiklar vid dammens inlopp simuleras ett spårämnesförsök varvid information om flödeslinjer och uppehållstider erhålls. En utförlig beskrivning av fysiken

bakom modellen och de matematiska förenklingar som bygger upp den erhålls från Wörman & Kjellin (2005).

### 3.5.1 Fysikalisk bakgrund och numeriska metoder

Flödesmodellen bygger på Saint Venants ekvation för ytvattenflöde i kombination med kontinuitetsekvationen. Alla ekvationer samt förenklingar i detta kapitel är hämtade ur Wörman & Kjellin (2005). Saint Venants ekvation för kraftbalans (rörelseekvationen) kan för ett stationärt ytvattenflöde uttryckas enligt:

$$\nabla(h+z) = -\frac{f}{8R_h} \frac{\mathbf{V}|\mathbf{V}|}{g} \quad (27)$$

där  $V$  = flödes hastigheten (m/s),  $h$  = vattendjupet (m),  $z$  = bottennivå i förhållande till en referensnivå (m),  $f$  = Darcy Weisbachs friktionsfaktor (-),  $R_h$  = flödeskanalens hydrauliska radie (m),  $g$  = gravitationen (m/s<sup>2</sup>) och nblaoperatorn  $\nabla = (\partial/\partial x, \partial/\partial y)$ . Friktionsfaktorn i ekvation (27) kan uttryckas som en funktion av Reynolds tal,  $Re = Vh/\nu$  och relativ råhet,  $\varepsilon/h$  enligt:

$$f = \alpha \left( \frac{\varepsilon}{h} \right)^{-m} Re^{-n} \quad (28)$$

där  $\varepsilon$  = råhet (m),  $\nu$  = kinematisk viskositet (m<sup>2</sup>/s),  $\alpha$  är en konstant och  $m$  och  $n$  är koefficienter.

Om ekvation (28) kombineras med Ekvation (27) samt med kontinuitetsekvationen för stationärt flöde i två dimensioner,  $\nabla(\mathbf{V}h) = 0$ , erhålls:

$$\nabla \frac{h^{3+m}}{F} \nabla(h+z) = \nabla \left( \frac{h^{3+m}}{F} \nabla h \right) + \nabla \left( \frac{h^{3+m}}{F} \nabla z \right) \quad (29)$$

där

$$F = \frac{\alpha \varepsilon^m \nu^n}{2g} \quad (30)$$

Följande antaganden och kriterier skall vara uppfyllda för att Ekvation (27) skall gälla:

- Stationärt flöde
- Laminärt flöde,  $Re < 1000$
- Låg flödes hastighet i dammen,  $\mathbf{V} \cdot \nabla \mathbf{V} \ll \nabla(h+z)$

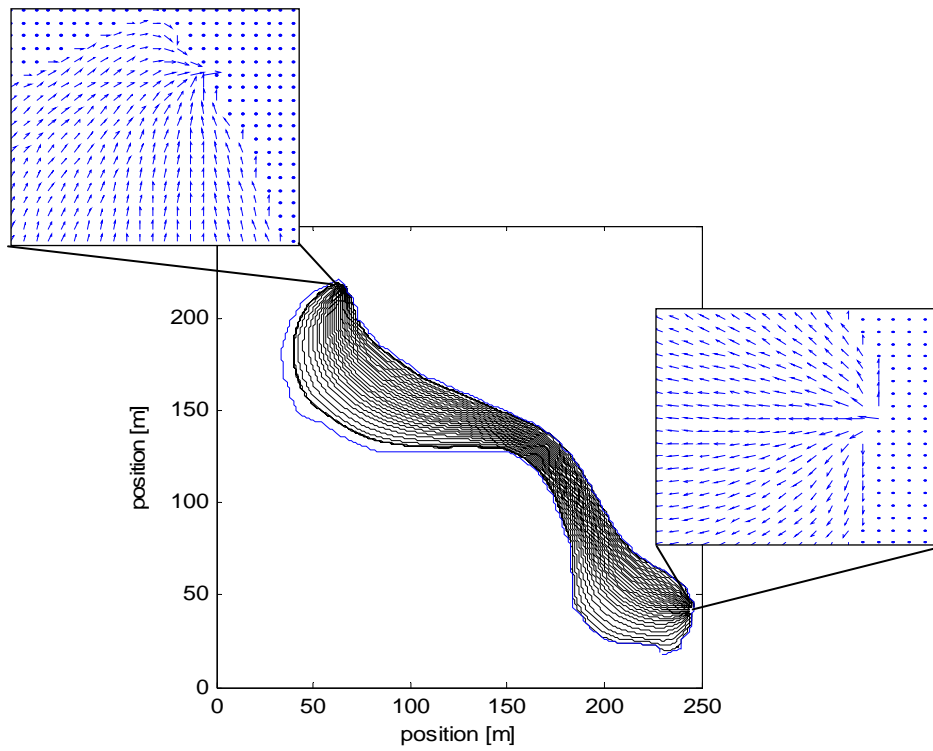
För att erhålla lösningar på de fysikaliska samband som bygger upp modellen används olika numeriska metoder. Ekvation (28) uppskattas med hjälp av centrala finita differenser och genom att iterera fram en lösning hanteras olinjäriteten i vattendjupet,  $h$ . För en fullständig redogörelse av de ekvationer som bygger upp modellen samt beskrivning av lösningsmetod, se Wörman & Kjellin (2005).

### 3.5.2 Indata

För att köra modellen krävdes en del indata såsom dammarnas form och djup. De dammar vilka modellerades var Kolardammen, Välenviken, Stora Järnbrott samt Bäckaslöv. Geometri och bottenpografi för varje damm ritades i programvaran ArcMap 9 och konverterades därefter till raster, vilket innebär att man delar in kartan i ett rutnät. Upplösningen på kartorna var ca  $1 \times 1$  meter vilket betyder att det fanns ett specifikt värde på bottenpografien för varje kvadratmeter. Rasterdatan konverterades därefter till ett ASCII-format vilket kunde implementeras som en matris i flödesmodellen. Dammens geometri plockades in som xy-koordinater vilka erhöles direkt i ArcMap. En friktionsfaktor, vilken är ett mått på växlighetens täthet i dammens olika delar, kan också implementeras i flödesmodellen. Då tillförlitlig data på växlighetens täthet och utbredning i de olika dammarna saknades försumrades dock denna parameter. Då de aktuella inparametrarna skrivits in i Matlabmodellen kunde flödessimuleringen börja.

### 3.5.3 Flödessimulering

I ett första steg beräknas potentialen i dammens alla delar med hjälp av en delmodell kallad *Matsolve*. För att starta beräkningen måste man ange potentialer, d.v.s. vattenytans läge, i dammens in- och utlopp. Därefter beräknas flödeshastigheter i x- och y-led med delmodellen *Velocities*. Efter körning av denna modell ritas flödesvektorer i dammens alla delar upp, se Figur 3.7. Till sist simuleras ett spårämneshörsök med funktionen *Partrack*. Ett visst antal partiklar släpps då i en ellips vid inloppet till dammen och dess trajektoriebanor simuleras utifrån det hastighetsfält som genererats i *Velocities*. Slutligen erhålls en uppehållstid för respektive partikel. Alla simulerade partiklars uppehållstider sammanställs och ger upphov till en uppehållstidsfördelning. Med hjälp av denna kan variansen hos vattnets uppehållstid bestämmas och i ett sista steg kan även den hydrauliska effektiviteten beräknas.



**Figur 3.7** Exempel på erhållna trajektoriebanor i Stora Järnbrott efter körning med delmodellen *Partrack*. De mindre bilderna visar flödesvektorer i in- och utloppet till dammen genererade med delmodellen *Velocities*.

## 4 RESULTAT

### 4.1 REGRESSIONSANALYS

I detta kapitel redogörs resultaten från den multipla regressionsanalysen där prediktion av reningseffekt, gällande tungmetallerna bly, koppar, zink och kadmium, presenteras i ett separat kapitel. Utöver en redogörelse av erhållna  $r^2$  samt F-värden ges en grafisk presentation av hur väl den predikterade reningseffekten av tungmetaller stämmer överens med den empiriskt beräknade. Samtliga regressionsanalyser är utförda på mätdata vilka härstammar från provtagningar i Kolardammen under april 2000 samt november 2001, Bäckaslöv under juni till och med november 2007, Välenviken under juni 2004, Stora Järnbrott under oktober till och med november 2004 samt Skullerudskrysset under maj 2003 till och med maj 2004.

#### 4.1.1 Prediktion av reningseffekt avseende bly

Vid prediktion av reningseffekt gällande bly utfördes två regressionsanalyser med följande uppsättning av variabler:

Y-variabel	X-variabler; parameterintervall
$Pb_{red}$	TSS-halt i inlopp; 7,0-620,5 mg/l, Specifik area; 33,0 – 489,0 $m^2/ha$ , Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>
$Pb_{red}$	Pb-halt i inlopp; 1,0-66,0 $\mu g/l$ , Specifik area; 33,0 – 489,0 $m^2/ha$ , Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>

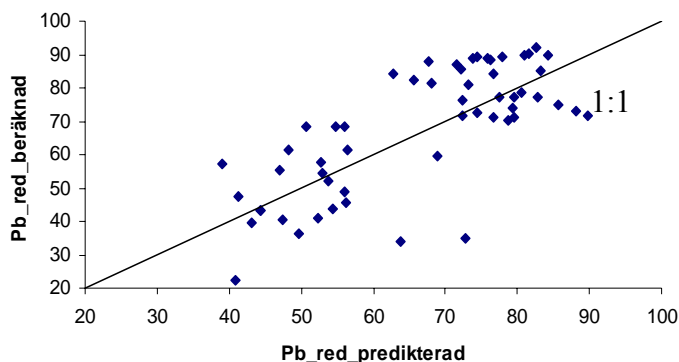
Vid den första multipla regressionsanalysen med X-variablerna *TSS-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll endast *TSS-halt i inlopp* samt *Specifik area* nollskiljda konfidensintervall för dess koefficienter. Övriga X-variabler tillförde mycket lite i förklaringsgrad och uteslöts därför vid prediktionen av reningseffekten. Resultatet från denna analys ses i Tabell 4.1.

**Tabell 4.1** Ingående X-variabler samt erhållna  $r^2$  och F-värden vid den multipla regressionen. Ingående variabler har medelvärdesbildats över en period, n, på 1 till 30 dagar.

Y-variabel	X-variabler	$r^2$ -värde	F-värde	N (antal dagar)
$Pb_{red}$	TSS-halt i inlopp, Specifik area	0,62-0,38	165,0-20,74	1-12
$Pb_{red}$	TSS-halt i inlopp	0,59-0,49	47,41-22,8	13-30

Vid analysen medelvärdesbildades de ingående variablerna över en period på 1 till 30 dagar. Då perioden för medelvärdesbildning var mellan 13 och 30 dagar erhöll X-variabeln *Specifik area* ett konfidensintervall för dess koefficient centrerat kring noll vilket innebär att denna variabel tillför mycket lite i förklaringsgrad. Denna variabel togs därför ej med vid prediktionen av blyreduktion under denna period.





**Figur 4.1** Predikterad reduktion av Pb mot empiriskt beräknad. Följande ekvation ger de predikterade värdena på X-axeln:

$$\hat{y}_{pred} = e^{(2,56+0,17 \cdot \lg(TSS\_i\_inlopp)+0,14 \cdot \lg(Specifik\_area))}$$

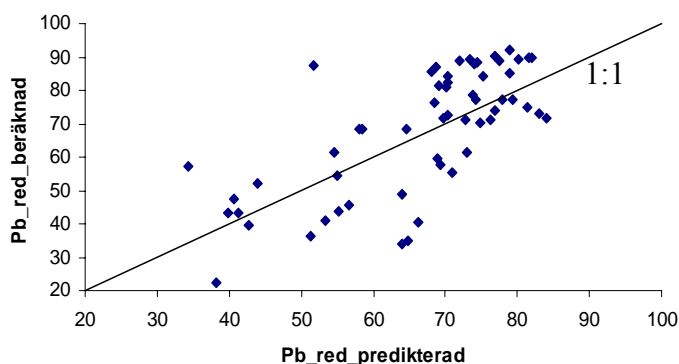
Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en period, n, på 10 dagar.

Vid den andra multipla regressionsanalysen med X-variablerna *Pb-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll alla variabler, förutom *Pb-halt i inlopp* och *Specifik area*, icke nollskiljda konfidensintervall för dess koefficienter. Dessa X-variabler ingår således ej i prediktionen av blyreduktion då de tillför mycket lite i förklaringsgrad. Resultatet från denna regressionsanalys ses i Tabell 4.2.

**Tabell 4.2** Ingående X-variabler samt erhållna  $r^2$  och F-värden vid den multipla regressionen. Ingående variabler medelvärdesbildades över en period, n, på 1 till 30 dagar.

Y-variabel	X-variabler	$r^2$ -värde	F-värde	N (antal dagar)
Pb <sub>red</sub>	Pb-halt i inlopp, Specifik area	0,60-0,36	154,7-6,85	1-24
Pb <sub>red</sub>	Specifik area	0,33-0,37	14,0-10,1	25-30

När tidsperioden vid medelvärdesbildning av ingående variabler översteg 24 dagar erhöll X-variabeln *Pb-halt i inlopp* ett konfidensintervall för dess koefficient vilket innehöll noll. Denna variabel tillförde således mycket lite i förklaringsgrad då n var mellan 25 och 30 dagar.



**Figur 4.2** Predikterad reduktion av Pb mot empiriskt beräknad. Följande ekvation ger de modellerade värdena på X-axeln:

$$\hat{y}_{pred} = e^{(2,40+0,16 \cdot \lg(Pb\_i\_inlopp)+0,24 \cdot \lg(Specifik\_ar...))}$$

Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en tidsperiod, n, på 10 dagar.

#### 4.1.2 Prediktion av reningseffekt avseende koppar

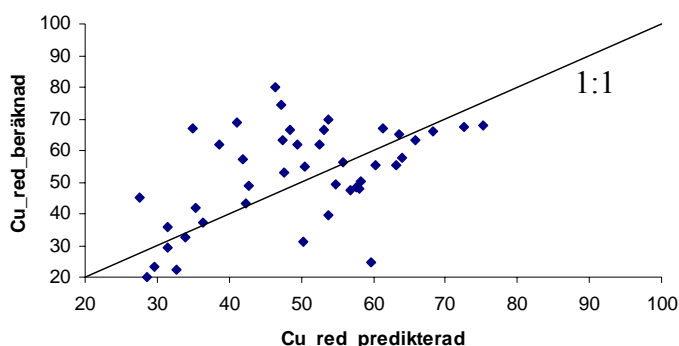
Vid prediktion av reningseffekt gällande koppar utfördes två regressionsanalyser med följande uppsättning av variabler:

Y-variabel	X-variabler; parameterintervall
Cu <sub>red</sub>	TSS-halt i inlopp; 7,0-620,5 mg/l, Specifik area; 33,0-489,0 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,81-0,43, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>
Cu <sub>red</sub>	Cu-halt i inlopp; 8,1-518,3 µg/l, Specifik area; 33-489 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>

Vid den första multipla regressionsanalysen med X-variablerna *TSS-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll endast *TSS-halt i inlopp* ett nollskiljt konfidensintervall för dess koefficient. De övriga X-variablerna tillförde mycket lite i förklaringsgrad och har därför uteslutits vid prediktionen av reningseffekten, se Tabell 4.3.

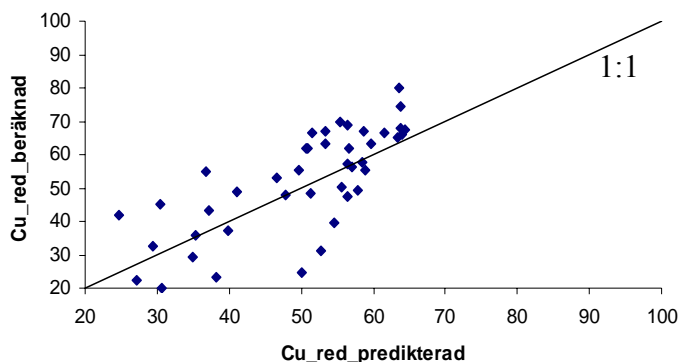
**Tabell 4.3** Ingående X-variabler samt erhållna r<sup>2</sup> och F-värden vid den multipla regressionen. Ingående variabler medelvärdesbildades över en period, n, på 1 till 30 dagar.

Y-variabel	X-variabel	r <sup>2</sup> -värde	F-värde	n (antal dagar)
Cu <sub>red</sub>	TSS-halt i inlopp	0,57-0,15	176,06-13,81	1-30
Cu <sub>red</sub>	Cu-halt i inlopp	0,51-0,14	165,13-9,51	1-30



**Figur 4.3** Predikterad reduktion av Cu mot empiriskt beräknad. Följande ekvation ger de predikterade värdena på X-axeln:  $\hat{y}_{pred} = e^{(2,03+0,37 \cdot \lg(TSS\_i\_inlopp))}$   
Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en tidsperiod, n, på 10 dagar.

Ytterligare en regressionsanalys utfördes där de ingående X-variablerna var *Cu-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians*. Endast *Cu-halt i inlopp* erhöll då ett konfidensintervall skiljt från noll, vilket innebar att de övriga X-variablerna tillförde mycket lite i förklaringsgrad och därför uteslöts, se Tabell 4.3.



**Figur 4.4** Predikterad reduktion av Cu mot empiriskt beräknad.

Följande ekvation ger de predikterade värdena på X-axeln:

$$\hat{y}_{pred} = e^{(1,59+0,54 \cdot \lg(Cu\_i\_inlopp))}$$

Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en period, n, på 10 dagar.

### 4.1.3 Prediktion av reningseffekt avseende zink

Vid prediktion av reningseffekt gällande zink utfördes två regressionsanalyser med följande uppsättning av variabler:

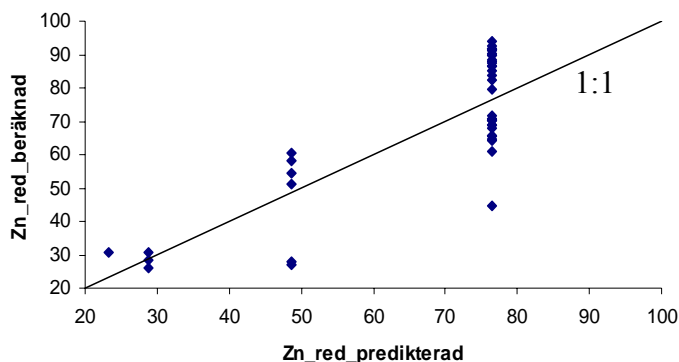
Y-variabel	X-variabler; parameterintervall
Zn <sub>red</sub>	TSS-halt i inlopp; 7,0-620,5 mg/l, Specifik area; 33,0-489,0 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>
Zn <sub>red</sub>	Zn-halt i inlopp; 30,4-650,0 µg/l, Specifik area; 33,0-489,0 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>

Vid den första multipla regressionsanalysen med X-variablerna *TSS-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll endast *Specifik area* ett nollskiljt konfidensintervall för dess koefficient. De övriga X-variablerna tillför således en mycket liten förklaringsgrad och uteslöts därför vid prediktionen av reningseffekten.

**Tabell 4.4** Ingående X-variabel samt erhållna r<sup>2</sup> och F-värden vid den multipla regressionen. Ingående variabler medelvärdesbildades över en period, n, på 1 till. 30 dagar.

Y-variabel	X-variabel	r <sup>2</sup> -värde	F-värde	n (dagar)
Zn <sub>red</sub>	Specifik area	0,6-0,36	583,18-12,75	1-30

Vid multipel regression med X-variablerna *TSS-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll återigen endast *Specifik area* ett nollskiljt konfidensintervall för dess koefficient. De övriga X-variablerna tillförde inte heller i detta fall någon ytterligare förklaringsgrad avseende reduktionen av zink.



**Figur 4.5** Predikterad reduktion av Zn mot empiriskt beräknad. Följande ekvation ger de predikterade värdena på X-axeln:

$$\hat{y}_{pred} = e^{(1,6+0,44 \cdot \lg(\text{Specifik\_area}))}$$

Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en period, n, på 10 dagar.

#### 4.1.4 Prediktion av reningseffekt avseende kadmium

Vid prediktion av reningseffekt gällande kadmium utfördes två regressionsanalyser med följande uppsättning av variabler:

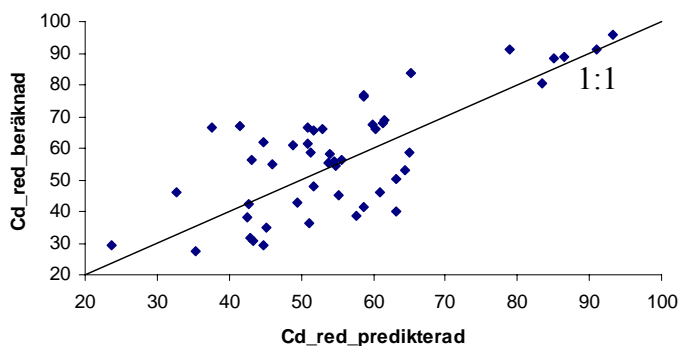
Y-variabel	X-variabler; parameterintervall
Cd <sub>red</sub>	Cd-halt i inlopp; 0,03-4,4 µg/l, Specifik area; 33-489 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>
Cd <sub>red</sub>	TSS-halt i inlopp; 7,0-620,5 mg/l, Specifik area; 33-489 m <sup>2</sup> /ha, Hydraulisk effektivitet; 0,43-0,81, Varians; 0,003-0,21 dagar <sup>2</sup>

Vid den första multipla regressionen med X-variablerna *Cd-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians* erhöll *Cd-halt i inlopp* och *Specifik area* nollskiljda konfidensintervall för dess koefficienter. Övriga X-variabler utelämnades vidare från regressionsanalysen då de ej tillförde en ökad förklaringsgrad.

**Tabell 4.5** Ingående X-variabler samt erhållna r<sup>2</sup> och F-värden vid den multipla regressionen. Ingående variabler medelvärdesbildades över en period, n, på 1 till 30 dagar.

Y-variabel	X-variabler	R <sup>2</sup> -värde	F-värde	n (dagar)
Cd <sub>red</sub>	Cd-halt i inlopp, Specifik area	0,53-0,3	156,5-6,7	1-30

Ytterligare en regressionsanalys utfördes där de ingående X-variablerna var *TSS-halt i inlopp*, *Specifik area*, *Hydraulisk effektivitet* samt *Varians*. Alla X-variabler erhöll i denna analys konfidensintervall för dess koefficienter centrerade kring noll vilket innebar att de tillsammans ej kunde förklara någon variation i reningseffekten.



**Figur 4.6** Predikterad reduktion av Cd mot empiriskt beräknad. Följande ekvation ger de predikterade värdena på X-axeln:

$$\hat{y}_{pred} = e^{(2,11+0,39 \cdot \lg(Cd\_i\_inlopp)+0,40 \cdot \lg(\text{Specifik\_area}))}$$

Ingående variabler vid denna analys är medelvärdesbildade över en period, n, på 10 dagar.

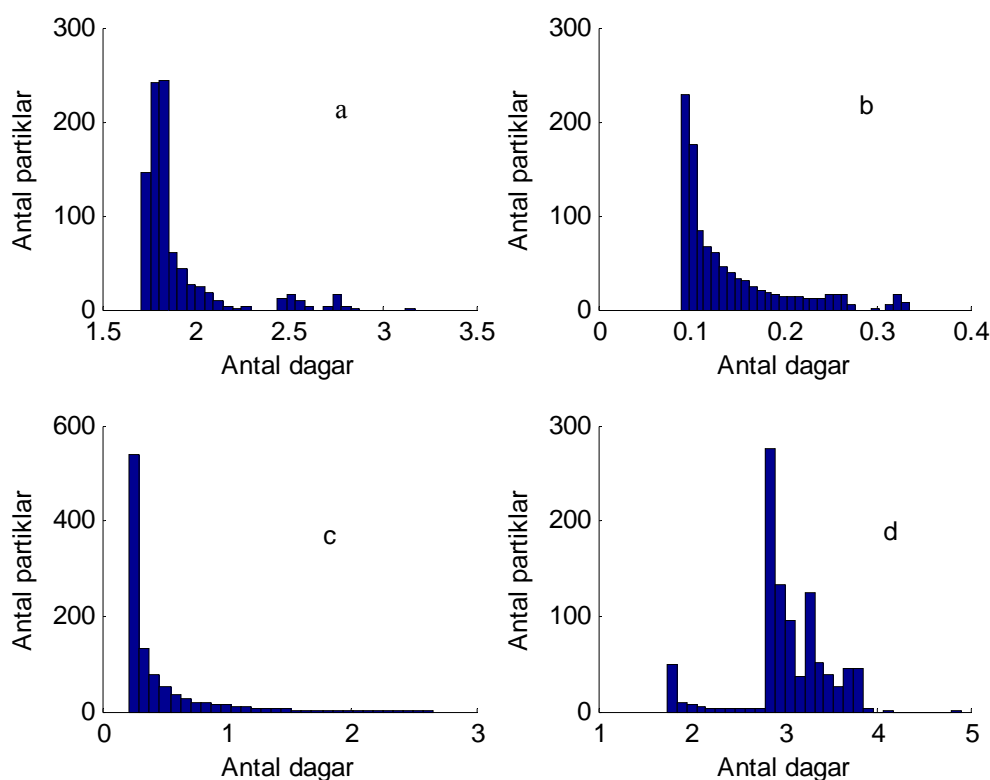
## 4.2 RESULTAT FRÅN FLÖDESSIMULERINGAR

Efter simulerat spårämnesförsök med 1000 partiklar i de fyra olikformade dammarna erhöles uppehållstider för varje partikel. Den hydrauliska effektiviteten och uppehållstidens varians i varje damm beräknades utifrån dessa resultat och ses i Tabell 4.6. Upphållstidsfördelningen för varje damm ses i Figur 4.7.

**Tabell 4.6** Beräknad varians samt hydraulisk effektivitet för de modellerade dammarna.

	Varians, $\sigma^2$ (dagar <sup>2</sup> )	Hydraulisk effektivitet, $\lambda$ (-)
Bäckaslöv	0,054	0,67
Stora Järnbrott	0,003	0,79
Välenviken	0,136	0,43
Kolardammen	0,213	0,81

De dammar som uppmätte högst hydraulisk effektivitet var Kolardammen och Stora Järnbrott. Detta innebär att det inströmmande vattnet fördelas jämnt över dessa anläggningar och att det sker ett stort vattenutbyte. De döda zonerna är förhållandevis små och då vattnet sprids ut väl i dammen kan en stor andel av det förorenade vattnet effektivt renas genom biologiska och fysikaliska reningsprocesser. Välenvikens dammform gav upphov till en betydligt lägre hydraulisk effektivitet. Detta indikerar att det lätt uppstår döda zoner i denna damm vid vilka vattenutbytet är lågt vilket i sin tur ger en försämrad reningseffektivitet.



**Figur 4.7** Erhållna uppehållstidsfördelningar vid simulerat spårämnesförsök i a, Bäckaslöv b, Stora Järnbrott c, Välenviken och d, Kolardammen.

## 5 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

### 5.1 LITTERATURSTUDIE

I ett flertal studier beskrivs sedimentation och fastläggning i sediment som de primära processerna för en god avskiljning av tungmetaller i dagvattendammar. Det krävs dock, förutom goda pH- och redoxförhållanden samt en hög organisk halt i sedimenten, även låga flödes hastigheter för att dessa processer skall kunna äga rum. En viss koncentration av tungmetaller kan tas upp i växtligheten men denna halt är dock liten i förhållande till hur stor koncentration av närsalter som kan tas upp. Utifrån de rapporter som studerats var det svårt att få fram några kvantitativa mått hur mycket tungmetaller som kan avskiljas via växtupptag, mikrobiella reningsprocesser samt fastläggning i sediment. Däremot verkar dessa processer ha varierande betydelse för olika typer av tungmetaller. Exempelvis kan undervattensväxter lättare ta upp zink jämfört med bly medan det motsatta förhållandet gäller vid adsorption till humusämnen och sediment.

Fosfor avskiljs från dagvatten främst via adsorption till sediment. En viss del kan dock tas upp i växtligheten men denna andel är betydligt lägre jämfört med kväve. För att erhålla en långsiktig rening via växtupptag måste man skörda växtmassan med jämna mellanrum.

Vissa typer av växter som t.ex. undervattensväxter har ett betydligt mindre utvecklat rotsystem vilket ger sämre lagringsmöjligheter för näringsämnen. Man bör således beakta vilken typ av växter som skall planteras vid anläggandet av en ny damm för att erhålla en så god reningseffekt som möjligt.

Hydrauliken hos dagvattendammar med varierande form har undersökts i ett flertal studier. Resultaten från dessa studier tyder på att formen, samt in- och utloppets läge har en stor betydelse för vattnets spridning i dammen vilket i sin tur påverkar uppehållstiden och reningen. Även om en dagvattendamm har en stor volym och area i förhållande till dess avrinningsområde kan den ge låga värden på den hydrauliska effektiviteten om den är felaktigt utformad. En lång och smal form har visat sig ge en bättre hydraulisk effektivitet och effektiv volymskvot jämfört med en kort och bred vilket i sin tur visat sig ge en förbättrad reningseffekt av tungmetaller och närsalter.

### 5.2 REGRESSIONSANALYS

Vid regressionsanalysen visade sig den inkommande halten av suspenderat material förklara en viss del av reningseffekten avseende bly. Även den specifika arean och den inkommande blyhalten visade sig ha inverkan. De erhållna koefficienterna för respektive X-variabel var positiva vilket innebär att en förbättrad reduktion av bly erhålls då TSS- samt Pb-halten i inloppet och den specifika arean stiger. Då bly lätt adsorberas till partiklar verkar det sannolikt att en ökad inkommande TSS-halt också bör ge en förbättrad avskiljning av bly. Tidigare studier har visat att en tilltagande specifik area samt ökad blybelastning ger en bättre reduktion, vilket även stämmer överens med resultatet i denna analys.

En variation i reningseffekten avseende koppar kunde till viss del förklaras av inkommande TSS- och Cu-halt.  $R^2$ -värdena vid denna analys var förhållandevis låga, mellan 0,14 och 0,57. Koefficienterna för de förklarande X-variablerna var positiva vilket innebär att en ökad TSS- och Cu-halt i inloppet även ger en ökad reningseffekt. Koppar, liksom bly, adsorberas lätt till partiklar och det verkar därför sannolikt att en ökad inkommande TSS-halt också bör ge en ökad kopparreduktion. Tidigare studier har visat att en stigande Cu-belastning ger en ökad reduktion, detta visade sig vara fallet även i denna studie.

Vid prediktion av reningseffekten avseende zink kunde endast den specifika arean förklara en viss del av denna. Då zink adsorberas något sämre till partiklar och sediment, jämfört med bly och koppar, kan detta vara en av anledningarna till ingen ytterligare förklaringsgrad mellan den uppmätta TSS-halten i inloppet och reningseffekten erhöles. Inte heller zinkbelastningen i inloppet gav någon förbättrad prediktion av reningseffekten.

Reningseffekten avseende kadmium kunde till viss del förklaras av kadmiumbelastningen i inloppet samt den specifika arean. Båda dessa X-variabler erhöles positiva koefficienter vilket innebär att en ökad kadmiumbelastning samt stigande specifik area ger en förbättrad reningseffekt. Då kadmium inte binds lika effektivt till partiklar och sediment som bly och koppar verkar det troligt att det inkommande suspenderade materialet inte har så stor betydelse för dess reningseffekt. Några data på hur avskiljningen av kadmium varierar med den specifika dammarean har ej påträffats i litteraturen. I Figur 2.6 ses dock hur avskiljningen av bly, koppar och zink ökar då den specifika dammarean stiger. Vid denna regressionsanalys erhöles en positiv koefficient för den specifika dammarean vilket indikerar att detta samband även råder för kadmium.

Från alla multipla regressionsanalyser erhöles generellt låga  $r^2$ -värden, mellan 0,15 och 0,6. I **Figur 4.1** till och med **4.6** ses anpassningen mellan den predikterade och den beräknade reningseffekten då uppmätta halter av TSS- och tungmetaller medelvärdesbildats över en period på 10 dagar. I diagrammen ses att de predikterade värdena är utspridda över ett förhållandevis stort intervall och att anpassningen således är mindre bra. En modell vilken ska kunna användas för prediktion bör, enligt Håkansson & Peters (1995), ha ett  $r^2$ -värde vilket överstiger 0,7. Då alla regressioner gav mycket låga  $r^2$ -värden kommer ingen av dessa modeller att i nuläget kunna användas. Ju mer övervakningsdata som i framtiden erhöles från mer dagvattendammar, desto bättre modeller med högre  $r^2$ -värden bör dock kunna tas fram och användas.

Dammarnas hydrauliska effektivitet samt dess varians i uppehållstid gav ingen ytterligare förklaringsgrad i någon av de genomförda regressionsanalyserna. Vad detta beror på är svårt att fastställa. Måhända skiljer sig den verkliga hydrauliska effektiviteten mycket från den modellerade. I detta arbete modellerades strömningen endast i fyra olika dammar. För att se några tydliga samband bör man troligtvis undersöka fler dammar.

Regressionsanalyserna genomfördes på övervakningsdata från dagvattendammar med olika långa mätserier samt från mätningar gjorda under olika perioder på året. För att erhöles bättre resultat bör förmodligen det övervakningsdata man använder sig av i regressionsanalysen härstamma från mätningar under samma tidsperiod då dagvattendammar visat sig fungera sämre under vinter och vår jämfört med sommar och höst. En temperaturfaktor skulle möjligtvis förbättra prediktionen av tungmetallreduktionen och bör därför undersökas i framtida arbeten.

Genom interpolering erhöles uppskattade mätvärden under de dagar då ingen provtagning skett. Detta är såklart en förenkling av verkligheten och ger upphov till en ytterligare felkälla i regressionsanalysen.

I regressionsanalysen beaktades ej inflödets storlek till dammarna. Denna faktor har en stor betydelse för reningseffekten och bör vid statistisk modellering av dammars reningseffekt undersökas vidare.

### **5.3 FLÖDESSIMULERING**

Med hjälp av resultaten från flödessimuleringen kunde den hydrauliska effektiviteten och uppehållstidens varians för de modellerade dammarna bestämmas. Kolardammen och Stora Järnbrott erhöll de högsta värdena på den hydrauliska effektiviteten. Detta innebär att dammar med dessa avlånga former sprider ut vattnet väl vilket i sin tur ger goda förutsättningar för en effektiv rening. Vålenviken erhöll däremot en låg hydraulisk effektivitet vilket indikerar att det i denna damm sker ett förhållandevis litet vattenutbyte vilket i sin tur ger en försämrad reningseffektivitet.

Vid modelleringsarbetet utslöts den friktionsfaktor vilken kan fungera som ett mått på växlighetens täthet och istället antogs en homogen konduktivitet i alla dammarna. Då dammarna varit i bruk under ett flertal år har dock växlighet etablerats i dem men då god data över utbredningen saknades ignorerades denna faktor. Växlighetens utbredning kan leda till en viss kanalisering av vattnet vilket i sin tur ger en försämrad hydraulisk effektivitet. Den modellerade hydrauliska effektiviteten bör därför vara något högre i jämförelse med den reella.

Dammarnas djup bör ha förändrats en del sedan de anlades då sedimentation har ägt rum. De data på dammdjup som användes vid modelleringsarbetet är från ritningar som nyttjades vid anläggandet av dammarna. Denna förenkling leder således till en ytterligare felkälla.

### **5.4 FORTSATT STUDIER**

Fortsatta studier behövs för att få fram exakta och användbara, med hänsyn till mängden indata, samband som ger nya uttryck för reningseffekten i dagvattendammar. I de dimensioneringsmetoder som idag används på SWECO VIAK är reningseffekten främst beroende av förhållanden mellan dammvolymer och medelavrinningsvolymer eller dammare och reducerad avrinningsyta. Med hjälp av data och slutsatser från detta examensarbete kan förhoppningsvis dessa samband omformuleras till att beakta följande parametrar, som enligt detta arbete funnits påverka reningseffekten avseende tungmetaller mest: inkommande tungmetall- och partikelkoncentration samt specifik area. Hydraulisk effektivitet, flödesbelastning samt temperatur är parametrar vars betydelse bör studeras ytterligare då de bör ha en viss inverkan på reningseffekten.

För att underlätta tillgången på övervakningsdata från landets dagvattendammar bör ett nationellt dammregister upprättas. Föreningen Svenskt Vatten driver idag ett projekt där man utvärderar dagvattendammar i Sverige, utifrån olika synvinklar såsom drift, underhåll och miljöbelastning (Svenskt Vatten, 2005). Erfarenheter från detta projekt kommer att ge ytterligare kunskap om vilka parametrar som är viktiga att beakta vid studier gällande dagvattendammars reningseffekt och förhoppningsvis förenkla tillgången på övervakningsdata.



## REFERENSER

### Internetkällor

Den virtuella floran, 1997. Phragmites australis. (2005-09-08)

<http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/poa/phrag/phraaus.html>

Den virtuella floran, 1997. Typha latifolia. (2005-09-08)

<http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/typha/typha/typhlat.html>

Malmqvist P-A, 2003. Svenskt Miljöforum 2003, Norrköping 28 Augusti. (2006-02-07)

[http://www.smhi.se/miljoforum/E\\_4.pdf](http://www.smhi.se/miljoforum/E_4.pdf)

Naturvårdverket 2004. Kommunal avloppsvattenrening. (050902)

<http://www.naturvardsverket.se/>

Svenskt Vatten, 2005. Seminarium om Dagvattendammar den 31 augusti 2004. (2005-11-15)

<http://www.svensktvatten.se/main/main.asp?objectID=885>

StormTac, 2006. StormTac - An easy-to-use storm water and recipient model. (2006-03-11)

<http://www.stormtac.com/>

### Skriftliga källor

Baird, C., 1995. Environmental Chemistry. W.H Freeman and Company. New York. ISBN: 0-7167-2404-9.

Braskerud, B. C., 2001. The Influence of Vegetation on Sedimentation and Resuspension of Soil Particles in Small Constructed Wetlands. Journal of Environmental Quality. 30:1447-1457.

Bosson, E., 2004. Modellstudie av föroreningsretention i Bäckaslöv våtmark – Tillämpning av modellverktygen MIKE SHE WET och MIKE 21. Examensarbete, Uppsala Universitet. ISSN 1401-5765.

Eriksson, P. G & Weisner, S. E. B., 1999. An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. Limnology and Oceanography. 44: 1993-1999.

Eriksson, P. G & Weisner, S. E. B., 1997. Wetlands and Aquatic Processes -Nitrogen Removal in a Wastewater Reservoir: The Importance of Denitrification by Epiphytic Biofilms on Submersed Vegetation. Limnology. Dept.of Ecology. Lund University.

Fritioff, Å., 2005. Metal accumulation by plants – evaluation of the use of plants in stormwater treatment. Doctoral Thesis in Plant Physiology. Dept. of Botany. Stockholm University.

- Fritioff, Å. & Greger, M., 2003. Aquatic and Terrestrial Plant Species with Potential to Remove Heavy Metals from Stormwater. Dept. of Botany, Stockholm University. *International Journal of Phytoremediation*. 3 (2003) p 221-224.
- Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I., 2003. Mark- och vattenkemi – Teori. Kurskompendium i Markvetenskap för W3. Avd. för markkemi och jordmånslära. Inst. för markvetenskap. SLU, Uppsala.
- Håkansson, L. & Peters, R.H., 1995. Predictive limnology – Methods for predictive modelling. SPB Academic Publishing, Amsterdam. ISBN 90-5103-104-1.
- Houssain, M A., Alam, M., Younge, D R. and Dutta, P., 2005. Efficiency and flow regime of a highway stormwater detention pond in Washington, USA. *Water, Air and Soil Pollution*. 167 (2005) p 79-89.
- Jakobsson, A., 2003. Tungmetaller och PAH i ett efterbehandlingssystem för väg dagvatten i Gårda. Examensarbete, Chalmers Tekniska Högskola. Rapportnummer: 2003:19.
- Jaremalm, M., 2005. Förstudie till våtmark i Rimbo – Design för optimal hydrologi och kväverening. Examensarbete, Uppsala Universitet. ISSN 1401-5765.
- Johnson, R A., 2000. Miller and Freund's Probability and Statistics for engineers. 6<sup>th</sup> edition. Prentice Hall.
- Kadlec, R.H & Knight, R. L., 1996. Treatment wetlands. Lewis Publishers. New York
- Kallner Bastviken, S., Eriksson, I.M., Neto, J.M., Leonardson, L. & Tonderski, K., 2003. Wetlands and Aquatic Processes -Potential Nitrification and Denitrification on Different Surfaces in a Constructed Treatment Wetland. *Journal of Environmental Quality*. 32:2414-2420.
- Larm, T., 2000. Watershed-based design of stormwater treatment facilities: Model development and applications. Doctoral Thesis. Division of Water Resources Engineering. Dept. of civil and environmental engineering. KTH, Stockholm.
- Leonardsson, L., 1993. Våtmarker som kvävefällor – Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket, Rapport 4176. Stockholm. ISSN: 0282-7298.
- Monteiro, R., 2005. Pollutant Removal Efficiency in the Välenviken Stormwater Ponds. Examensarbete, Chalmers Universitet, Göteborg.
- Persson, J., 1998. Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings- och miljödamm. Andra upplagan. Inst. för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola. Rapport B: 64.
- Persson, J., 1999. The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2 (2000) 243-250. Dept. of Hydraulics, Chalmers University of technology.
- Ryan, T.P., 1997. Modern regression Methods. John Wiley & Sons, Inc. New York. ISBN: 0-471-5291-5.

Stephan, U., Hengl, M. & Schmid, H., 2005. Sediment retention in constructed wetland ponds-a laboratory study. *Journal of Environmental Science and Health*. 40: 1415-1430.

Semandeni-Davies, A., 2004. Vinter vid Bäckaslöv Våtmark – fallstudie från en dagvattendamm i Växjö kommun, Småland. VA-Forsk rapport. Nr 2004-14. Svenskt Vatten AB.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H., 2002. Våtmarksboken- Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Rapport 3, Västra. Västervik.

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.

Villareal, E L., 2005. Beneficial Use of Stormwater - Opportunities for urban renewal and water conservation. Doctoral Thesis. Dept. of Water Resources Engineering. Lund Institute of Technology, Lund University.

Walker, D.J., 1998. Modelling residence time in stormwater ponds. *Ecological engineering*. 10: 247-262.

Walker, D. J. & Hurl, S., 2001. The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological Engineering*. 18: 407-414.

Weis, J. S. & Weis, P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International*. 30: 685-700.

Wittgren, H. B., 1994. Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten - kunskapsynthes och utredning om forskningsbehov. Rapport 4365. Naturvårdsverket.

Wörman, A & Kjellin, J., 2005. Low Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab Environment. Swedish University of Agriculture Sciences, Dept. of Biometry and Informatics. Uppsala

Zumdahl, S. S., 1998. Chemical principles. 3<sup>rd</sup> edition. Boston, USA. ISBN: 0-395-83995-5.

Åstebøl, O.S., 2004. Övervakning av rensbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. COWI AS. Statens Vegvesen Region øst, Stor Oslo distrikt. Oppdragsnr 102535.

### **Personliga meddelanden**

Pettersson, Thomas, 2005. Forskarassistent, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg. Telefonsamtal 2005-10-11.

Von Rosen, Dietrich, 2005. Professor, Inst för biometri och teknik, SLU. 2005-12-19.

## **Programvara**

ArcGis 9, 2006.

Matlab, 2006.