



## **Retention av tungmetaller i en anlagd våtmark -Studier av Vattenparken i Enköpings kommun**

Retention of heavy metals in a constructed wetland  
-Studies of Vattenparken located in the city of Enköping

**Daniel Jakobsson**



---

SLU  
Institutionen för biometri och teknik

Examensarbete 2005:03

SLU  
Department of Biometry and Engineering

Uppsala 2005  
ISSN 1652-3245

---



## ABSTRACT

The aim of this study was to examine the amounts of heavy metals in the sediment of a wetland constructed for stormwater treatment. The wetland is called Vattenparken and is located in the city of Enköping. The heavy metals which were analysed were Pb, Cd, Ni, Zn, Cu, Cr and Hg. The total metal concentrations were determined using HNO<sub>3</sub> chemical extraction. From 8 sampling sites 5 sediment cores were taken. Each core was sectioned into 3 layers (0-1.5, 1.5-4 and 4-7 cm). The metal concentrations were compared with previous studies of stormwatersediments, arable land and the quality criteria published by the Swedish Environmental Protection Agency.

Previous studies of stormwater- and lake sediments from Uppsala County had metal concentrations of the same magnitude as the sediments in Vattenparken except for Pb, which was found in higher concentrations in Vattenparken. According to the Swedish Environmental Protection Agency classification system for effects on the local environment, the concentrations of Pb are of moderate magnitude and are not regarded to have any big impact on the local environment. The other metals are also found in this range of magnitude or lower.

However most of the heavy metal concentrations in the sediments of Vattenparken are higher than the concentrations of heavy metals that the Environmental Protection Agency regarded as normal concentrations for south of Sweden, even though the concentration of Hg is very low in the sediments of Vattenparken. The concentration of Hg is even lower than the mean original concentrations for Swedish conditions according to the Environmental Protection Agency. Previous studies of the arable land in the municipality of Enköping indicate that the low concentration of Hg is not a coincidence. Also the arable land in the municipality of Enköping has very low concentrations of Hg.

Measurements on the suspended material indicate an extensive sedimentation in Vattenparken. Several heavy metals have their highest values just after the inlet of the wetland. There is no trend in metal concentrations with depth.

There was also an attempt made to use data on the heavy metal transport in Vattenparken to adjust a one-dimensional computer model. A proper adjustment of a computer model to a wetland requires large amounts of measured data. The parameter that should be considered with special interest is the fall velocity of particles because it was the factor, which was found to have biggest impact on the metal retardation in the model.

## SAMMANFATTNING

Syftet med det här examensarbetet var att studera tungmetallers koncentration och ackumulering i sedimenten i en våtmark som anlagts för att rena dagvatten. Våtmarken som kallas Vattenparken är belägen i Enköping. De tungmetaller som analyserades var Pb, Cd, Ni, Zn, Cu, Cr och Hg. Metallerna analyserades med avseende på totalhalter efter uppslutning med 7 M HNO<sub>3</sub>. Den extraktionsmetoden löser även de svårlösliga bindningsfraktionerna och inte bara de biotillgängliga lösare bundna metallerna. Sedimentprover togs vid 8 provområden där 5 prover i varje provområde slogs samman till ett prov. Sedimentpropparna delades i 3 skikt. Resultaten av metallhalterna jämfördes sedan med andra resultat från undersökningar av dagvattensediment och åkermark samt med naturvårdsverkets bedömningsgrunder vilka också baseras på totalhalter.

Vid jämförelse med andra undersökningar av dagvattensediment och sjösediment från Uppland är Vattenparkens metallhalter i ungefär samma storleksordning med undantag för Pb där halterna är högre i Vattenparken. Naturvårdsverkets klassificeringssystem för hur påverkat ett system visar att Pb-halten är måttligt förhöjda och anses därför inte ha någon stor effekt på omgivande vattenmiljön. Övriga tungmetaller ligger inom denna klass eller i lägre klasser.

Flertalet av tungmetallhalterna i Vattenparkens sediment är dock högre än de tungmetallhalter som naturvårdsverket för nuvarande anser "normala" halter för södra Sverige, även om halten av Hg är mycket låg i Vattenparkens sediment. Halten av Hg är t.o.m. lägre än vad naturvårdsverket anser vara ursprungshalter för Sverige. Tidigare gjorda åkermarksundersökningar i Enköpings kommun visar att de låga Hg-halterna i Vattenparkens sediment inte är någon tillfällighet. Även åkermarken i Enköpings kommun har mycket låga Hg-halter.

Mätningar av suspenderat material visar att det tycks ske en omfattande sedimentation i Vattenparken. Många tungmetaller har höga värden vid inloppet till dammen där de finns i högre koncentrationer jämfört med övriga provtagningsplatser. Det finns ingen trend av metallhalter i djupled.

Det har gjorts försök att anpassa metallflödet i Vattenparken till en endimensionell datormodell. För att anpassa en våtmark till datormodellen krävs tillgång på stora mängder uppmätt mätdata. Den parameter man bör ägna extra intresse är partiklars fallhastighet i vatten då det var den faktor som visade sig ha störst betydelse för fastläggningen enligt modellen.

## FÖRORD

Jag vill tacka Enköpingskommun som gjorde det möjligt för mig att göra det här examensarbetet. Det har varit mycket värdefullt att ha fått tagit del av tidigare gjorda mätningar av Vattenparken från Enköpingskommun. De personer jag speciellt vill tacka är:

Marie Lewe´n-Carlsson

Ulf Pilö

Wiking Walgeborg

Vidare vill jag rikta ett stort tack till min handledare Helena Aronsson och min ämnesgranskare/handledare Anders Wörman samt Mohammad Bigee på Agrilab.

# INNEHÅLL

FÖRORD	III
BAKGRUND	1
SYFTE	2
LITTERATURSTUDIE	3
Elektrostatisk adsorption	3
Specifik adsorption	3
Isomorf substitution (jonbyte)	3
Bindningsstyrka	3
Kemiska faktorer som påverkar fastläggningen	4
<i>Redoxpotential</i>	4
<i>pH</i>	4
<i>Organiskt material</i>	5
<i>K<sub>D</sub>-värde</i>	5
Markfysikaliska parametrar	5
Tungmetaller i vattendrag och sediment	6
<i>Kadmium (Cd)</i>	6
<i>Krom (Cr)</i>	6
<i>Bly (Pb)</i>	7
<i>Zink (Zn)</i>	7
<i>Koppar (Cu)</i>	7
<i>Nickel (Ni)</i>	7
<i>Kvicksilver (Hg)</i>	8
Våtmark för behandling av dagvatten	8
Dagvattnets sammansättning	8
MATERIAL OCH METODER	9
Vattenparken i Enköping	9
Provtagning av sedimenten	10
Övriga mätningar	11
Simuleringsmodellen	12
<i>Simuleringsutförande</i>	13
RESULTAT	14
Metallkoncentrationer i sedimenten	14
Hydraulisk konduktivitet, pH-värde och organiskt kol i sedimenten	15
DISKUSSION	17
Extraktionsmetoder och fraktionering av metaller	17
Metallkoncentrationer i sediment	18
<i>Metallvariation i djupled</i>	18
Tidigare gjorda sjösedimentsundersökningar	19
Jämförelse av metallhalter med naturvårdsverkets bedömningsgrunder	21
Jämförelse med tidigare gjorda metallundersökningar av dagvattensediment	22
<i>Källbrodiket</i>	22
<i>Bärby-Sälingediket</i>	22
Tillståndsbedömning efter Naturvårdsverkets klassificering	23
Fastläggningsmönster från in- till utlopp	23
Metallvariation i sidled	26
Sedimentation	27
pH-värden	27
Modellsimulering	28
SLUTSATSER	29
REFERENSER	30
Atriklar	30
Internetadresser	30
BILAGA 1	32

## BAKGRUND

I sötvatten förekommer tungmetaller naturligt i små mängder. Genom utsläpp till vatten och luft har människan ökat vissa halter av tungmetaller i sjöar och vattendrag. Utsläpp direkt till vatten har i många fall resulterat i förhöjda metallhalter av närliggande vattendrag. Förhöjda metallhalter kan ge biologiska störningar. Tungmetaller ackumuleras lätt i recipientens sediment vilket kan leda till att tungmetaller sprids till fiskar genom t.ex. slamätande organismer. Metaller är beständiga vilket medför att koncentrationerna kan höjas med stigande näringsnivå. Vissa metaller är dock essentiella för växter och djur då alltför låga intag kan ge negativa effekter (Naturvårdsverket, 1999).

Med begreppet dagvatten menas det avrinnande regn och smältvatten som kommer från t ex gator, taktäckta ytor, parkeringsplatser och grönytor (Larm, 1994). Dagvattenutsläpp i vattendrag kan ha negativ inverkan på recipienten genom syretäring, eutrofiering och förgiftning av det akvatiska livet (Naturvårdsverket, 1983). Sammansättningen av dagvatten bestäms huvudsakligen av hur lång tid det har gått sedan föregående regn och vilken slags yta som dagvattnet rinner ifrån men även nederbördens innehåll av föroreningar påverkar kvaliteten på dagvattnet. Metallfrigörelse till dagvatten sker via en rad olika källor. Trafik, där slitage av dubbdäck står för en betydande del av metallfrigörelsen, atmosfäriskt nedfall och korrosion är viktiga källor till spridning av tungmetaller (Larm, 1994).

## **SYFTE**

Huvudsyftet med arbetet var att studera olika tungmetallers koncentration och ackumulering i sedimenten i en våtmark som anlagts för att rena dagvatten. Analysen utgör därmed ett viktigt komplement till de mätningar som regelbundet utförs på in- och utgående vatten i våtmarken. Vidare var målet att göra en bedömning av hur höga halter av tungmetaller som sedimenten innehåller vid jämförelser med andra provtagningar, referenslitteratur etc.

Målet var också att beskriva metallflödet i den här typen av våtmark med hjälp av en endimensionell modell, med syftet att visa vilka faktorer som är viktiga för fastläggning av tungmetaller i simuleringsmodellen.



## LITTERATURSTUDIE

Fastläggning av metaller spelar en mycket viktig roll för biotillgängligheten av metaller och dess spridning. Retentionen av metaller i marker och vattendrag är mycket komplex och beror på en rad kemiska och fysikaliska faktorer.

Med sorption menas fastläggning av joner till partiklars yta och är ett samlingsbegrepp för de processer som påverkar bindning av joner till fasta ytor. Positivt laddade metalljoner kan sorberas till negativt laddade ytor på partiklar och vice versa. Lermineraller, organiskt material samt oxider och karbonater är exempel på partiklar till vilka sorption kan ske. Sorptionen är högre för partiklar med stor specifik yta där lermineral, humusämnen och oxidtytor är de stora bindningsgrupper (Brady & Weil 2002).

### Elektrostatisk adsorption

Elektrostatisk adsorption är den attraktionsprocess som uppstår då en positivt (eller negativt) laddad jon binds till negativa (eller positiva) laddade ytor på partikelytan. Runt jonen finns ett "skal" av vattenmolekyler som omringar den och det är dessa vattenmolekyler som länkar samman jonen till partikelns yta. Dessa Vander waals krafter är mycket svaga (Brady & Weil, 2002).

### Specifik adsorption

Specifik adsorption är en starkare bindningsform än elektrostatisk adsorption där den adsorberande jonen binds direkt med en eller fler bindningar till partikelns yta. Det är inga vattenmolekyler inblandade i bindningen utan jonen binds direkt genom att den delar elektronpar med syreatomen på partikelytan. Bindningsformen där två atomer delar på ett elektronpar kallas kovalentbindning. Den här starkare bindningsformen finns även mellan silikatskikten i mineralen. (Brady & Weil, 2002).

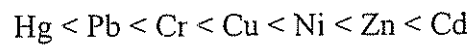
### Isomorf substitution (jonbyte)

Silikatleror har en struktur uppbyggd av flera lager med skikt. Varje lager innehåller två eller fyra skikt. Mellan de olika skikten är syre, kisel och aluminiumatomer mycket hårt bundna. När vittring av ler-kolloiden sker är det möjligt för joner med liknande storlek att passa in på de platser mellan de olika skikten som mineralen är uppbyggd av. T.ex. kan zinkjonen som inte skiljer sig mycket i storlek jämfört med aluminium jonen byta plats med aluminiumjonen. Sådana platsbyten kallas för isomorf substitution. Isomorf substitution är mycket viktig då den påverka hela kolloidens laddning beroende på vilka joner som byter plats och binds mellan silikatskikten. Om t ex en magnesiumjon byter plats med en aluminiumjon kommer det att bli en negativ nettoladdning eftersom magnesiumjonen har en lägre laddning jämfört med aluminiumjonen (Brady & Weil, 2002).

### Bindningsstyrka

Joner som är bundna mellan de olika skikten i silikatmineralen är mycket hårt bundna. Även de joner som binds till partiklars yta genom specifik bindning hålls hårt fast till partikelytan. Det är svårt för andra joner att byta ut den specifikt bundna jonen medan den elektrostatiskt bundna jonen mycket lättare byts ut. Förutom typen av bindning påverkar jonens laddning

styrkan på bindningen. Hur olika metaller binds olika effektivt i mark illustreras generellt för några tungmetaller i figur 1:



*Figur 1. Bindningsserie för några vanliga joner, där de metaller som binds mest effektivt i mark återfinns till vänster. Källa Naturvårdsverket, 1983.*

Då flera joner konkurrerar om samma negativa yta har jonens laddning betydelse vilken jon som binds, vid isomorf substitution är det dock jonens storlek som avgör om den kan platsa in mellan silikatskikten och bindas inne i mineralen. Men det finns möjlighet för joner med låg laddning att bindas om de finns i hög koncentration. Vid lågt pH finns det t ex höga koncentrationer av  $\text{H}^+$  som kan konkurrera ut metalljoner även om de har högre laddning (Brady & Weil, 2002).

### **Kemiska faktorer som påverkar fastläggningen**

Kemiska faktorer som påverkar fastläggningen av tungmetaller är redoxpotential, pH, organiskt material samt tungmetallers egenskaper som rörlighet ( $K_d$ -värde).

#### ***Redoxpotential***

Redoxpotential (EH) är ett mått på ett ämnes oxidationsförmåga. Med oxidation menas elektronavgivning vilket betyder att ett ämnes oxidationstal ökar då elektronavgivning sker medan reduktion innebär elektronupptag. En reduktion och oxidation följs alltid åt. Den totala processen kallas redoxprocess och ger ett flöde av elektroner mellan oxiderande och reducerande former. Den fria energi som behövs för att överföra 1 mol elektroner från ett reducerat ämne till ett oxiderat ämne uttrycks i volt och kallas redoxpotential (Jansson & Broberg, 1994).

Det är möjligt att direkt mäta redoxpotentialen genom att mäta ett ämnes spänningspotential (mV). Oxiderande ämnen ger höga redoxpotentialer och reducerande låga. Eftersom redoxpotentialen är starkt syraberoende innebär en sänkning av pH en förhöjning av redoxpotentialen. Den största betydelsen för redoxpotentialen är innehållet av syrgas och organiska kolföreningar vars redoxprocesser inverkar starkt. Om koncentrationen av humösa organiska kolföreningar i vatten är hög brukar redoxpotentialen ofta vara låg. Under omsättningen av det organiska materialet reduceras ofta syrgashalten. Vid en reducerande syrgashalt sjunker också redoxpotentialen (Jansson & Broberg, 1994).

#### ***pH***

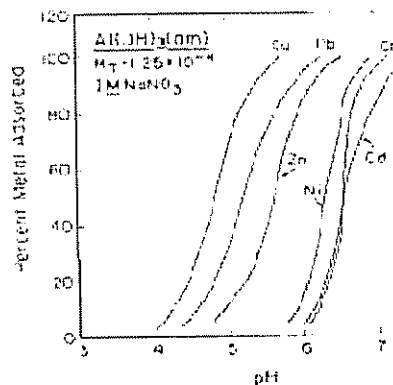
Surhetsgraden har stor betydelse för markens egenskaper. Surhetsgraden beror av markens fria vätejoner och mäts genom pH bestämning då  $\text{pH} = -\log\{\text{H}^+\}$ . Värdet på pH varierar med årstiden bland annat p.g.a. att växternas näringsupptag frigör vätejoner då växtrötter byter till sig näringsämnen och ger ifrån sig vätejoner (Brady & Weil, 2002).

Lösligheten hos de flesta tungmetaller ökar med sjunkande pH. Tungmetaller som tidigare varit bundna till t ex karbonater eller hydroxider kan gå i lösning vilket medför att låga

metallhalter kan höjas och nå över gränsen för vad som är giftigt för växterna (Håkansson & Jansson, 1983).

Metaller förekommer som fria joner vid låga pH-värden men en höjning av pH innebär en ökad adsorption för många metaller inom ett smalt pH-interval se figur 2 (Sposito, 1984). Anledningen är att vid låga pH värden attraheras väte-joner till sorbentens yta som blir positivt laddad vilket repellerar de positiva metalljonerna istället för attraherar.

Aluminiumjonen spelar en viktig roll för en jords surhetsgrad. Fria  $Al^{3+}$  har en tendens att splittra vattenmolekylen och lämna  $H^+$  kvar att sänka pH. Processen då vattenmolekyler splittras kallas hydrolysis (Brady & Weil, 2002).



Figur 2. Effekten av hur ökande  $OH^-$  påverkar adsorptionen av metaller. Källa Sposito, 1984

### Organiskt material

Det organiska innehållet i jorden är av stor betydelse för bindning av metalljoner till organiska ligander (partikel till vilken tungmetaller binds). Den organiska delen består vanligen av humusmaterial (Nordbäck m.fl., 2004). Humuspartiklar är mycket små vilket betyder att de har stor yta per massa till vilken metalljoner kan bindas. Humuskolloiden består av kedjor och ringar av huvudsakligen kol och väte till vilka olika funktionella grupper som t.ex. karboxyl- eller fenolgrupper bildas. De huvudsakliga funktionella grupperna innehåller  $OH^-$ -jonen där vätejonen kan lösgöras och negativ laddning uppstår (Bady & Weil, 2002).

Mängden humusmaterial påverkar pH i sediment. Sediment som innehåller mycket humus har visat sig ha en ökad buffertkapacitet mot pH-förändringar (Håkansson & Jansson, 1983).

### $K_D$ -värde

Distributionskoefficienten ( $K_D$ ) används för att bedöma den potentiella rörligheten hos tungmetaller (Brady & Weil, 2002). Med  $K_D$ -värde menas här förhållandet mellan massa metall sorberad till fast fas per volymenhet och massa metall i den lösta fasen per volymenhet.

### Markfysikaliska parametrar

Transporten av lösta ämnen i vatten kan delas upp i tre huvudsakliga mekanismer.

- Advektion som kan ses som ett ämnes rörelse med vatten där vattenflödet är betraktat som ett massflöde.

- Diffusion är molekylers transport i ett medium som styrs av koncentrationsskillnader. Fastläggning av tungmetaller till sedimenten påverkas av hur höga koncentrationer av tungmetaller som finns löst i vattnet och i sedimenten (Nordbäck m fl, 2004). Förhållandet strävar alltid efter en slags jämvikt vilket aldrig inträffar i naturen. Diffusion är oberoende av vattenflödets riktning.
- Dispersion är utbredningsprocess av vatten som uppkommer genom olika vattenhastigheter pga. friktion mot botten- och sidytor på vattenströmmen eller t ex växter i vattnet.

(Selim & Amacher, 1997).

Utbytet av vatten och lösta ämnen mellan en vattenström och underliggande sediment beror bland annat av ojämnheter av bottenytan. Dessa ojämnheter medför att ett högtrycksområde uppstår uppströms ojämnheten och tack vare att det turbulenta vattenflödet spärras av uppstår ett lågtrycksområde nedströms ojämnheten. Från dessa tryckvariationer på botten trycks eller ”pumpas” ett flöde av vatten och lösta ämnen ned i sedimenten, fenomenet kallas ”pumping” (Wörman m fl, 2002)

### **Tungmetaller i vattendrag och sediment**

Metaller med en densitet som överstiger  $5 \text{ g/cm}^3$  kallas tungmetaller. Nedan följer en kort sammanställning för några av de tungmetaller som förekommer i vattendrag och dess sediment.

#### ***Kadmium (Cd)***

I vatten är kadmium huvudsakligen bundet till partiklar, humusämnen och kolloidkomplex av järn eller manganföreningar. Förekomsten av Cd-joner i vatten har starkt samband med pH. Låga pH-värden medför ofta ökande Cd-halt. Kadmium binds mycket svagt tack vare att Cd till stor del binds som utbytbar form men också p g a det höga pH beroendet. Rörligheten av Cd styrs till stor del av pH och redoxpotential. Förekomsten av Cd är huvudsakligen som II-värd positiv jon  $\text{Cd}^{2+}$  vid  $\text{pH} < 8$  och som  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  eller  $\text{Cd}(\text{OH})_3$  vid  $\text{pH} > 8$  (Åslund, 1994).

Miljö- och hälsoeffekter som Cd bidrar till är hämning av fortplantningsförmågan hos växter och djur. I kroppen anrikas Cd och de effekter som kunnat påvisas hos människa är njurskador och benskörhet (Stock, 1996).

Det diffusa läckaget av Cd sker främst från batterier och förzinkade ytor där zinken är förorenad av kadmium. I färger ingår Cd tillsammans med zink (Stock, 1996).

#### ***Krom (Cr)***

I marken har Cr låg rörlighet men är mer lätttröglig i oxiderande miljö (Åslund, 1994). Krom reduceras från Cr(VI) till Cr(III) under normala pH och redoxförhållanden. (Stock, 1996).

Sexvärd Cr orsakar allergier och anses också vara cancerframkallande. Trevärd krom är livsnödvändig för omsättningen av blodsocker hos människan (Stock, 1996).

Krom används i järn och ställegeringar som rostfritt stål, andra användningsområden är i pigment i färger samt impregnering av virke (Åslund, 1994).

### ***Bly (Pb)***

I vatten är Pb huvudsakligen bundet till partiklar, humusämnen och kolloidkomplex av järn eller manganföreningar. På grund av stor andel komplexbindning binds Pb starkt i marken vilket leder till att Pb har låg rörlighet i mark. Bly har litet samband med pH i vatten men sjunkande pH ökar halten av Pb. De vanligaste förekomstformerna är  $Pb^{2+}$  och  $Pb^{4+}$  (Åslund, 1994).

Skador till följd av förhöjda Pb-halter på människan kan vara njurskador och anemi. Även på växter och djur har skador konstaterats p.g.a. hög exponering av Pb (Stock, 1996).

Organiska föreningar av Pb har använts i bensen som oktanhöjande medel. Batterier och blyhagel är andra källor till läckage av Pb i mark (Stock, 1996).

### ***Zink (Zn)***

Halten av Zn är i naturliga vatten i de flesta fall låg och beror av tillgängligheten av Zn snarare än lösligheten. Lösligheten ökar dock vid sjunkande pH och de högsta Zn-halterna påträffas vid pH under 5 (Åslund, 1994).

Zink är essentiellt för djur och växter. Höga halter av Zn kan vara giftigt för djur men framförallt för vattenlevande växter (Stock, 1996).

Användning av Zn som korrosionsskydd är en stor spridningskälla. Andra användningsområden är färgpigment (Naturvårdsverket, 1976) och batterier.

### ***Koppar (Cu)***

I mark anses Cu vara bland de minst rörliga metallerna. I naturliga sötvatten förekommer endast 1 % som 2-värd positiv jon och resterande del förekommer huvudsakligen som komplex (Åslund, 1994).

Koppar är essentiellt för växter och djur men eftersom behovet är litet kan skador uppkomma i växter vid endast en liten överskridning av behovet. Då Cu gärna bildar komplex varierar toxiciteten beroende på vilken form Cu befinner sig i (Åslund, 1994).

Korrosion av kopparkoppar anses vara en stor kopparkälla och tillförseln till vattendrag anses därmed vara hög från dagvatten. Andra användningsområden är elektronik och vattenledningar (Stock, 1996).

### ***Nickel (Ni)***

Nickel adsorberas mestadels till järn,-mangan- och aluminiumoxider och sorptionen är en viktig mekanism som kontrollerar halten i vatten (Åslund, 1994).

Nickel är inte essentiellt för växter och för djur är det osäkert om Ni är livsnödvändigt. Nickel kan orsaka skador på växter som yttrar sig i minskad tillväxt. Hos människan kan Ni orsaka allergiska hudreaktioner (Stock, 1996).

Spridningsvägar för Ni är bla. korrosion av förnicklade produkter och de största användningsområdena för Ni är i rostfritt stål, legeringar och kemiska produkter (Stock, 1996).

### ***Kvicksilver (Hg)***

Kvicksilver förekommer vanligen i låga halter i vatten. I mark binds Hg hårt till organiskt material. I vatten kan Hg avdunsta till atmosfären p g a den höga flyktigheten (Åslund, 1994).

Kvicksilver är giftigt och allergiframkallande. Halveringstiden är lång för Hg och den kan ackumuleras i näringskedjan (Åslund, 1994).

Kvicksilvertermometrar var förr vanliga men ett förbud på tillverkning försäljning av dessa produkter minskar användningen av dessa. Kvicksilverånga kan transporteras många mil i atmosfären innan det sker en atmosfärisk deposition av metallen (Stock, 1996).

### **Våtmark för behandling av dagvatten**

Våtmarker kan användas i syfte att avskilja tungmetaller i t.ex. dagvatten. Vattenrening sker genom sedimentering av partikelbundna tungmetaller men även fastläggning av tungmetaller direkt till sedimenten samt kemisk utfällning är processer som påverkar metallretentionen.

Dambotten består lämpligen av lera för att hålla kvar vattenytan och förhindra att infiltrationen av vatten blir för hög. En damm som anläggs för att rena inkommande dagvattnen bör enligt (Larm, 1994) utformas långsmal och ha ett djup på 1-2 meter. Om djupet varierar och vegetation planteras vid de grunda partierna skapas varierad växlighet som ökar dammens reningseffektivitet. Vid djupare dammar än 3 meter kan skiktning inträffa. Då bottenvattnet inte blandas med syrerikt vatten kan under sådana förhållanden syrebrist inträffa vilket bidrar till att tidigare stabila föroreningar kan frigöras (Larm, 1994).

### **Dagvattnets sammansättning**

Föroreningsinnehållet i dagvatten varierar beroende på nederbörd, årstid och vilka ytor som dagvattnet kommer ifrån. Sammansättningen av dagvattnet kan delas in i avrinnings-ytor från villaområden, trafikytor, och industriområden. Föroreningsinnehållet från industriområden innehåller generellt sett högre halter av näringsämnen (kväve och fosfor), Zn och SS (suspenderat material) jämfört med bostadsområden och trafikytor, medan halterna av bly, koppar och COD (kemisk syreförbrukning) är ungefär lika höga som för bostadsområden. Dagvatten från trafikytor anses vara mycket förorenat. Särskilt höga är halterna av Pb, kolväten och kväveoxider som kommer från avgaser. Dagvatten från trafikleder kan även innehålla koksalt från vägsaltning och olja från oljeläckage (Larm, 1994). Andra ämnen som kan återfinnas i dagvatten är olika typer av organiska föreningar som bekämpningsmedel och bakterier t.ex. kolibakterier.

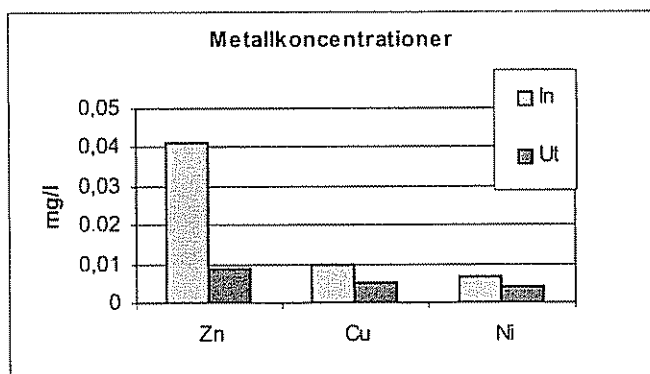
Föroreningshalten i smältvatten är ofta högre än övrigt dagvatten. Häftiga sommar- och höstregn bidrar till höga halter av föroreningar i dagvattnen. Variationen av dagvatten gör att undersökningar av dagvatteninnehållet bör utföras under långa perioder och kanske med flödesstyrda provtagningar (Larm, 1994). Sedimentens innehåll av tungmetaller ger en bra bild över det tillförande dagvatteninnehållet då sedimentprover inte är beroende av tids eller nederbördsvariationer (Naturvårdsverket, 1999).

## MATERIAL OCH METODER

### Vattenparken i Enköping

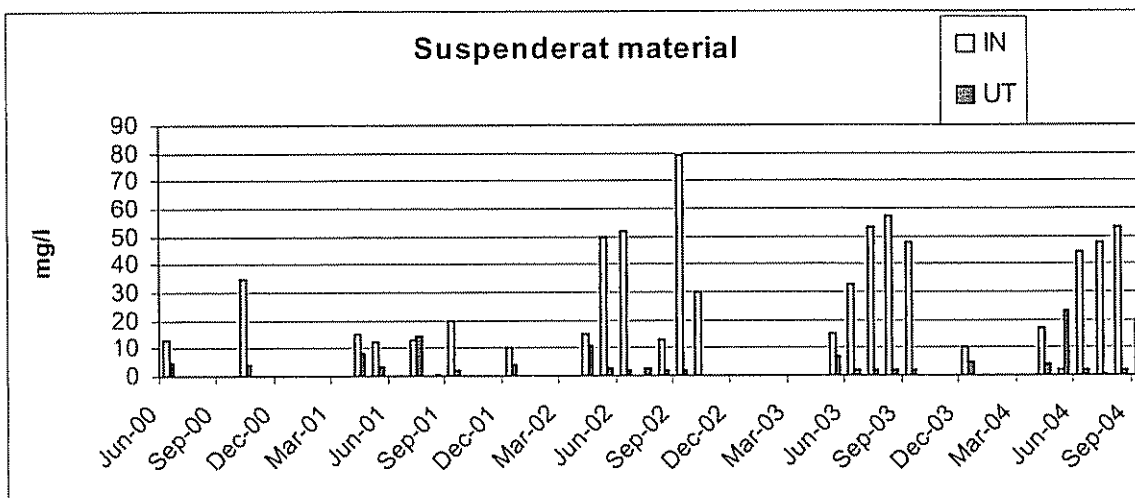
För att minska belastningen av såväl näringsämnen som tungmetaller till Mälaren anlades med driftstart år 2000 en våtmark i Enköpingskommun kallad Vattenparken. Våtmarken tar emot vatten från ett dike som heter Korsängsdiket. Korsängsdiket avvattnar ett ca 1700 ha stort område. Dagvatten från gator och åkrar skulle annars orenat rinna ut i Mälaren. Vattenparken är byggd på åkermark med olika vattendjup. De grunda partierna är ca 0,2-0,3 m och de djupaste är upp till 2 m. Den totala vattenytan är ca 90 000 m<sup>2</sup>.

Det har sedan starten år 2000 tagits vattenprover av Enköpingskommuns VA-labb på det in- och utgående vattnet i vattenparken för analys av bla. tungmetaller. Provtagning har skett månadsvis från april till september under en 4 års period. Resultaten visar att retention av tungmetaller skett i vattenparken. Metallkoncentrationer på det in- och utgående vattnet redovisas i figur 3.



Figur 3. Medelhalter för tungmetallerna Zn, Cu och Ni under åren 2000-2004

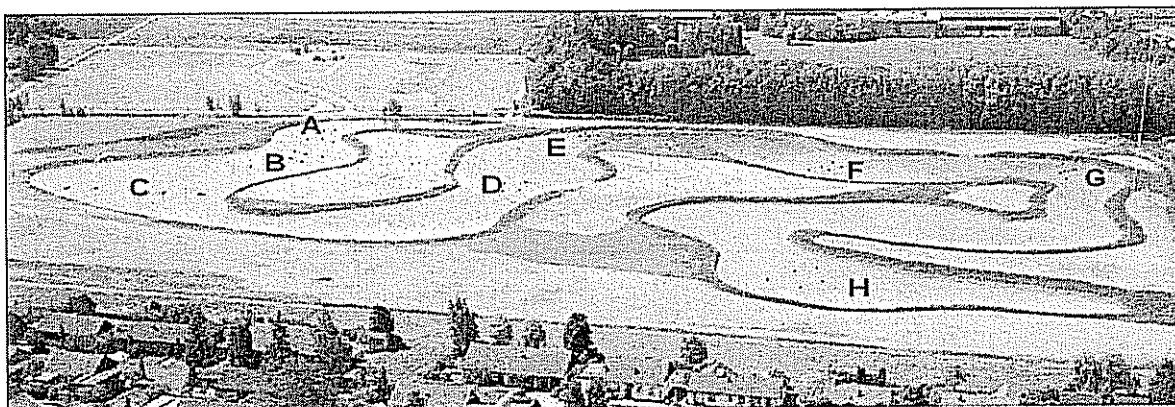
Kommunens VA-labb har också utfört mätningar av suspenderat material på det inkommande och utgående vattnet i Vattenparken från juni 2000 till september 2004, se figur 5. Mätningarna visar att halten av suspenderat material vid nästan alla mätningar är betydligt högre i det inkommande vattnet jämfört med det utgående vattnet. Resultaten visar att det sannolikt sker en kraftig sedimentation i vattenparken.



Figur 4. Halten av suspenderat material på ingående och utgående vatten

## Provtagning av sedimenten

Som komplement till de mätningar som Enköpings kommun gör utfördes i februari 2005 provtagning av Vattenparkens sediment. Provtagning av sediment skedde på is där hål i isen borrades med isborr. Sedimentproven togs med rörhämtare, se figur 8. Inom 8 provområden togs sedimentproppar där 5 proppar i varje område hämtades upp, se figur 6. Varje propp delades i 3 skikt. De olika skiktstorlekarna var för det övre skiktet ca 1,5 cm, mittenskiaktet ca 1,5–4 cm och undre skiktet ca 4–7 cm. För varje skikt slogs de 5 proven samman till ett samlingsprov. Vid provtagningsområde C togs emellertid separata prover som analyserades var för sig för att undersöka metallhalter i vertikalled men också för att bedöma statistisk variation från de sammanpolade proverna. Totalt blev det 31 stycken prover.



*Figur 6. Provtagningsområden av sedimentproppar A-H*

Sedimentproven lades i tätslutande plastburkar och transporterades till Agrilabb i Uppsala där analys av Cd, Zn, Cr, Cu, Pb, och Ni skedde enligt svensk standard SS 02 83 11. Kvicksilver analyserades dock på labbet Analytika där prover från områdena A-H analyserades för det övre skiktet < 1.5 cm medan prover från det undre skiktet 4–7 cm analyserades prover endast från områdena C, E H. I område C gjordes analys av Hg på ett av de individuella proven. Metallhalternas totalhalter bestämdes med ICP-(Induktivt kopplat plasma) efter uppslutning med 7 M salpetersyra enligt svensk standard SS 028311 vilken är den gemensamma vanliga metoden för bestämning av spårmetaller i Norden (Ahlström, 2001).

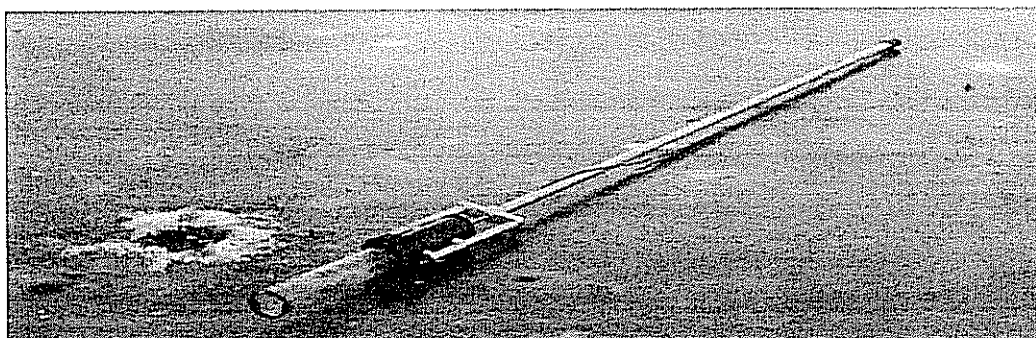


## Övriga mätningar

Hydraulisk konduktivitet uppmättes på några olika områden i våtmarken, se figur 7. Genom vattennivåskillnader vid olika tidpunkter kunde hydraulisk konduktivitet beräknas i sedimenten. Värde på pH uppmättes i sedimenten för de 8 olika provtagningsområdena. För bestämning av pH gjordes en utspädning (1:4) av sedimentproven med avjonat vatten varpå mätningen gjordes. Organiskt material analyserades för sammanslagna prover på 5 olika platser i våtmarken.



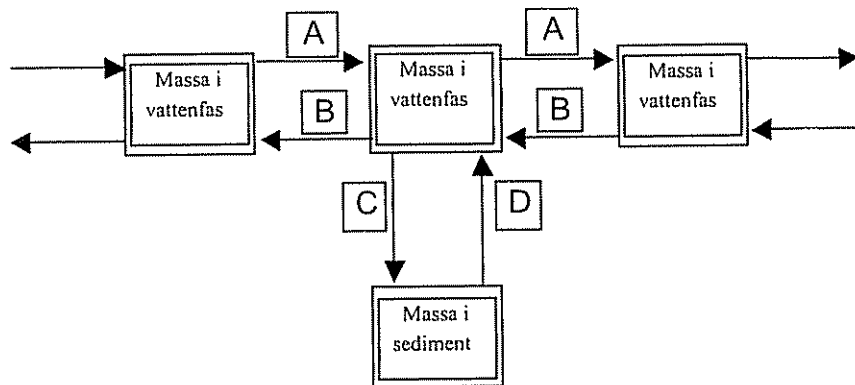
*Figur 7. Mätning av hydraulisk konduktivitet*



*Figur 8. Rörhämtare för sedimentprover*

## Simuleringsmodellen

Modellarbetet utfördes i datorprogrammet Matlab. Strukturen på modellen kan liknas vid att våtmarken och dess sediment är uppdelade i ett antal boxar. Varje box motsvaras av en vatten- eller sedimentvolym som innehåller en mängd tungmetaller. Våtmarken är uppdelad i 36 stycken boxar. Den lösta massan i de olika boxarna samverkar vilket betyder att det som kommer från en box går in i de närmast sammanhängande boxarna, se figur 9 (Selim & Amacher, 1997). Pilarna representerar utbyte av lösta massan.



Figur 9. Modellen är uppbyggd med ett antal boxar som hänger samman

Modellen är av endimensionell karaktär och består av 2 huvudsakliga matriser, en systemmatris och en inläsningsmatris. Systemmatrisen beräknar massförändring av tungmetaller för varje tidssteg. Inläsningsmatrisen beskriver utbytet av tungmetaller med hjälp av s k "överföringskoefficienter".

Överföringsintensiteter A och B beskriver utbytet mellan vattenboxarna medan utbytet mellan vattnet och sedimenten beskrivs med överföringsintensiteterna C och D. Massflödet ( $M_{tot}$ ) av tungmetaller för en box beskrivs som följer:

- A:  $M_{tot} \cdot (u/d + E/d^2)$  [kg/s] (4)  
där  $u$  är vattenflödet (m/s),  $d$  avståndet mellan boxar (m),  $E$  dispersionskoefficient ( $m^2/s$ ).

- B:  $M_{tot} \cdot (E/d^2)$  [kg/s] (5)

- C:  $M_{tot} \cdot (W/h(1+K_D) + V/h(1+K_D) + D/(db^2(1+K_D)))$  [kg/s] (6)

där  $W$  är advektionshastighet ned i sedimenten (m/s),  $K_D$  fördelningskoefficienten mellan tungmetaller adsorberade till fast material och lösa i vattnet ( $m^3/kg$ ),  $h$  är vattendjup,  $V$  är fallhastighet för partiklar i vattnet och  $db$  är djupet på hyporeiska zonen.

- D:  $M_{tot} \cdot (1/((T \cdot (1+K_B)) + D/db^2(1+K_D)))$  [kg/s] (7)

där  $T$  är residensid i sedimenten (s) och  $K_D$  är fördelningskoefficienten för tungmetaller i sedimenten som är adsorberade till fast material och lösta i porvattnet ( $m^3/kg$ ).

$$\text{Residenstiden } T = 21 \cdot db / (2 \cdot \pi \cdot W) \quad [\text{s}] \quad (8)$$

där db är djup på hyporheisk zon d.v.s. strömmbedsdjup [m].

Advektionshastigheten (W) ned i sedimenten beskrivs med hjälp av en geotermisk konstant C, våghöjd och våglängd på bottenform samt Frouds tal (Fr) enligt

$$W = C \cdot \pi \cdot k \cdot (h/\lambda) \cdot Fr^2 \quad [\text{m/s}] \quad (9)$$

där k är hydraulisk konduktivitet (m/s), h är hydrauliskt djup (m),  $\lambda$  är våglängd av tryckvariationer längs botten.

$$\text{Geometrisk konstant skrivs } C = 0.28 \cdot (H/h) / 0.34^r \quad [-] \quad (10)$$

där H är höjden på bottenformen och r är en koefficient som beror på förhållandet H/h enligt H/h < 0.34 ger r värdet 3/8 och H/h > 0.34 ger r värdet 3/2.

Många av de parametrar som krävs för att göra en endimensionell modell är litteratur- eller uppskattade värden. Förhållandet mellan bundna och lösta metaller till partiklar är litteraturvärden för en förhållandevis lättroilig tungmetall (36 % partikulärt bunden) och refereras till litteraturvärde (Pettersson, 1999) liksom koefficienter för dispersion och molekylärdiffusion, partiklars fallhastighet mm.

### Simuleringsutförande

För att undersöka vilka parametrar som har störst betydelse för fastläggning av tungmetaller har simuleringar med hjälp av en endimensionell modell utförts. Från en referenssimulering över 4 år ändrades en parameter i taget för att se vilken effekt den har på den totala fastläggningen av tungmetaller genom att jämföra resultaten med referenssimuleringen. Metallflödet in i våtmarken är konstant och parametrar som ändrades var hydraulisk konduktivitet, våghöjd-våglängd på bottenform, distributionskoefficienterna  $K_D$  och  $K_B$ , fallhastigheten för partiklar, dispersionskoefficient, molekylärdiffusionskoefficient samt våtmarksdjup. Ändringen bestod i att en parameter i taget ökades med 50 %. Simulering med 100 gånger lägre distributionskoefficient  $K_B$  utfördes också, se tabell 1.

Tabell 1. Ändring av parametrar för simuleringarna A-G: Värdena anger förändringsfaktorn i förhållande till referensvärdet

Parametrar	Ref	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Hydrauliskkonduktivitet, k(m/s)	0,00001	1	1	1	1	1	1	1	1	1,5	1
Våghöjd på bottenform, H (m)	0,05	1	1	1	1	1	1	1	1,5	1	1
Våglängd på bottenform, vl (m)	0,1	1	1	1	1	1	1	1,5	1	1	1
Distributionskoefficient, $K_D$	0,56	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1
Distributionskoefficient, $K_B$	21781	1	1	1	1	1,5	1	1	1	1	1
Fallhastighet för partiklar, V (m/s)	$5 \cdot 10^{-5}$	1	1	1	1,5	1	1	1	1	1	1
Dispersionskoefficient, E (m <sup>2</sup> /s)	5	1	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1
Diffusionskoefficient, D (m <sup>2</sup> /s)	$1 \cdot 10^{-9}$	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1
Våtmarksdjup, (m)	Variabel	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Distributionskoefficient $K_B$	23438	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,01

## RESULTAT

### Metallkoncentrationer i sedimenten

Totalkoncentrationer av metallerna Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg och Pb i de olika sedimentskikten för provpunkterna A till H redovisas i tabellerna 2, 3 och 4. Kvicksilver analyserades endast för skiktet 0-1.5 cm samt vid områdena C, E och H för skiktet 4-7 cm.

Tabell 2. Metallkoncentrationer (mg/kg ts) för det övre skiktet 0-1.5 cm

Provmärkning	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
A 1	40	35	48	259	1,23	142	0,039
B 1	43	26	30	118	0,65	167	0,029
C 1*	40	30	28	101	0,62	155	0,049
D 1	37	27	32	99	0,66	130	0,029
E 1	42	32	31	120	0,72	162	0,02
F 1	43	34	27	108	0,67	153	0,022
G 1	43	36	31	113	0,68	156	0,048
H 1	43	30	29	110	0,58	163	0,027
Medelvärde	41	31	32	128	0,73	154	0,033
Medianvärde	42	31	30	112	0,67	155	0,029

1) För provområdet C sammanslogs inte sedimentproven. Värdet i tabellen är ett medelvärde för de 5 proverna som separat togs för det övre av de två skikten som togs vid område C.

Tabell 3. Metallkoncentrationer (mg/kg ts) i mellanskiktet 1.5-4 cm

Provmärkning	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
A 2	46	40	52	250	1,28	163
B 2	44	28	32	131	0,73	168
C 1*	40	30	28	101	0,62	154
D 2	41	29	33	106	0,69	149
E 2	46	32	28	116	0,58	171
F 2	44	33	27	108	0,58	151
G 2	45	34	29	110	0,61	151
H 2	44	28	26	105	0,55	168
Medelvärde	44	32	32	128	0,70	159
Medianvärde	44	31	28	109	0,61	159

1) För provområdet C sammanslogs inte sedimentproven. Värdet i tabellen är medelvärde för de 5 proverna som separat togs för det övre av de två skikten som togs vid område C.

Sedimenttjockleken varierar mellan de olika områdena A - H. För det sista provtagningsområdet i vattenparken, provtagningsområde H, är sedimenttjockleken mycket liten. Här ligger den runt ca 2 cm vilket betyder att skiktet längst ned (4-7) bestod av den ursprungliga leran som utgör våtmarkens botten. Även undre skikten för område C är rena lerskikt pga. att proven för område C delades i endast 2 skikt. De undre skikten i område E är rent lerskikt pga den ringa sedimenttjockleken. Områdena D, F och G har högre sedimenttjocklek vilket kan bero på att växtligheten är kraftig i dessa områden. Vid dessa områden ligger sedimenttjockleken kring 8 - 10 cm. För övriga provområden A, B, är de undre skikten en blandning mellan den underliggande leran och sedimenten.

Tabell 4. Metallkoncentrationer (mg/kg ts) i sedimentskiktet 4-7 cm

Provmärkning	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
A 3	44	36	37	168	0,88	162	
B 3	45	26	28	110	0,57	168	
C2*	39	32	27	96	0,57	146	0,048
D 3	44	30	30	108	0,66	164	
E 4	46	29	27	108	0,56	167	<0,02
F 3	44	32	28	108	0,56	156	
G 3	43	32	29	108	0,61	153	
H 3	45	27	25	96	0,51	161	<0,02
<b>Medelvärde</b>	44	31	29	113	0,61	160	0,029
<b>Medianvärde</b>	44	31	28	108	0,57	162	0,020

l) För provområdet C sammanslogs inte sedimentproven. Värdet i tabellen är ett medelvärde för de 5 proverna som togs för det undre av de två skikt som togs vid område C.

Sedimentproven för provtagningsområde C delades i två skikt istället för tre. Sedimentproven i område C analyserades separat för att undersöka metallhaltsvariationen mellan proven. Det övre av de två skikten för område C har tjockleken ca 0 – 5 cm medan det undre skiktet är den underliggande leran. Anledningen till detta var att det erhöles för liten sedimentvolym för metallanalysen om sedimentprovet i område C delades över tre skikt. Metallkoncentrationer och standardavvikelse i sedimenten för område C redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Metallkoncentrationer (mg/kg ts) i sedimentskiktet 1.5-4 cm från provområde C

Provmärkning	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
C 12	40	31	28	99	0,62	149
C 22	41	31	29	98	0,59	151
C 32	40	38	28	105	0,58	149
C 42	41	34	29	101	0,58	154
C 52	34	26	22	79	0,50	130
<b>Medelvärde</b>	39	32	27	96	0,57	146
<b>Medianvärde</b>	40	31	28	99	0,58	149
<b>Standardavvikelse</b>	3	5	3	10	0,04	10
<b>Standardavvikelse i % av medelvärdet</b>	8%	14%	11%	11%	8%	7%

### Hydraulisk konduktivitet, pH-värde och organiskt kol i sedimenten

Uppmätta pH-värden i sediment redovisas i tabell 6. Värdet på pH varierar mellan 6,5 och 7,2. De lägsta värdena är från de två första provområdena A och B samt det sista området H. Halten organiskt kol i sedimenten för provområden A, C, D, G och H redovisas i tabell 7. Medelvärde för hydraulisk konduktivitet var  $6 \cdot 10^{-5}$  m/s.

Tabell 6. Värde på pH

Område	pH-värde
A	6,9
B	6,8
C	7,2
D	7,0
E	7,1
F	7,1
G	7,1
H	6,5

Tabell 7. Halten av organiskt kol

Provområde	C
A	2,6
C	2,2
D	1,7
G	2,2
H	1,2

### Simuleringsresultat

Simuleringarna A-J (tabell 8) visar hur höjning av var och en av de olika parametrarna (för  $K_B$  även parametersänkning) minskar utläckaget av tungmetaller ur våtmarken redovisas. Ändringen bestod i att en parameter i taget ökades. För simulering A ändrades våtmarkdjup och för simulering B ändrades diffusionkoefficienten osv. Bidrar parameterhöjningen till att resultatet av minskningen i procent blir negativ har utläckaget av tungmetaller ökat.

Tabell 8. Påverkansgrad av hur en 50 % höjning för var och en av de olika modellparametrarna påverkar fastläggningen av metaller

Parametrar	Ref	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Hydrauliskkonduktivitet, k(m/s)	0,00006	1	1	1	1	1	1	1	1	1,5	1
Våghöjd på bottenform, H (m)	0,05	1	1	1	1	1	1	1	1,5	1	1
Våglängd på bottenform, vl (m)	0,1	1	1	1	1	1	1	1,5	1	1	1
Distributionskoefficient, KD	0,56	1	1	1	1	1	1,5	1	1	1	1
Distributionskoefficient, KB	21781	1	1	1	1	1,5	1	1	1	1	1
Fallhastighet för partiklar, V (m/s)	$5 \cdot 10^{-5}$	1	1	1	1,5	1	1	1	1	1	1
Dispersionskoefficient, E (m <sup>2</sup> /s)	5	1	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1
Diffusionskoefficient, D (m <sup>2</sup> /s)	$1 \cdot 10^{-9}$	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1
Våtmarksdjup, (m)	Variabel	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Distributionskoefficient KB*	23438	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,01
Minskning i % metaller ut ur våtmark	0	-13,50%	-13,50%	-12,30%	16,90%	0%	0,03%	0%	0%	0,03%	-0,20%

1) För distributionskoefficienten  $K_B$  gjordes simuleringar både vid höjning och sänkning av parametervärdet.

Resultatet visar att parametervärdessänkning av distributionskoefficienten  $K_B$  bidrar till att utläckaget av tungmetaller ut ur våtmarken ökar. Det gäller även vid en parameterhöjning av våtmarksdjup och diffusions-dispersionskoefficienter medan höjning av parametrarna fallhastighet för partiklar och hydrauliskkonduktivitet minskar utläckaget av tungmetaller.

## DISKUSSION

### Extraktionsmetoder och fraktionering av metaller

Den uppslutningsmetod som har använts i det här arbetet är en enstegsextraktion med 7 M HNO<sub>3</sub>. Extraktionen är en standardiserad metod för spårmetaller i sediment och kan betraktas som en totaluppslutning. Salpetersyran löser dock upp lerpartiklar något effektivare än grovkornigapartiklar men för områden i Uppland kan uppslutning med HNO<sub>3</sub> betraktas som en totaluppslutning eftersom jordarten har mycket hög lerhalt (Eriksson & Klang, 1996).

För att bättre få information om förekomsten av metaller i olika fraktioner och därmed dess biotillgänglighet kan olika typer av flerstegsextraktioner användas. Vid en flerstegsextraktion fraktioneras de partikulärt bundna metallerna i olika fraktioner beroende på bindningstyrka. De olika bindningsfraktionerna av metaller samt lämpliga extraktionsmedel har Nordbäck m.fl. (2004) tagit fram i en generell flerstegsextraktion, se tabell 9.

I de första stegen används saltlösningar för att lösa de svagt bundna jonbytsfraktionerna och karbonatbundna metallerna. I steg 3 sker en kemisk reduktion efter tillsatt reduceringsmedel. Vid extraktion där redoxpotentialen sänks p.g.a. reducerande lösningsmedel upplöses hydroxider, järn- och manganoxider och metaller frigörs från fraktionen. Genom tillsatt oxidationsmedel i steg 4 sker en kemisk nedbrytning av organiskt material. Det sker även en oxidation av sulfider som i reducerat tillstånd binder metaller hårt. Resterande fraktion t.ex. metaller hårt bundna i mineralen löses upp i sista steget med en stark syra.

Tabell 9. Flerstegsextraktion för metaller enligt Nordbäck mfl (2004)

Fraktion	Extraktion
Jonbytesfraktion	Saltlösning tex MgCl <sub>2</sub> eller CaCl <sub>2</sub>
Karbonatbunden fraktion	Svag syra tex ättiksyra (CH <sub>3</sub> COOH)
Järn-och manganoxid bunden fraktion	Reducerande lösning tex hydroxidamin (NH <sub>2</sub> OH)
Organsikt bunden fraktion	Oxiderande lösning tex väteperoxid (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )
Restfraktion	Syraupplösning tex saltsyra (HCl)

Metaller förekommer i olika storleksordning till de olika fraktionerna. Vissa metaller har en betydande förekomst i svårlösliga mineral, tex. Cr medan andra metaller som Zn är nära försumbar i denna fraktion (Analytica, [www.analytica.se](http://www.analytica.se)). Resultaten av metallhalter i jord- och sedimentundersökningar beror av vilken fraktion man upplöser. Extraktion med ett svagt extraktionsmedel löser de metaller som till största del förekommer i lätt utbytbar form medan de som binds i starkare fraktioner inte upplöses. Vid ett starkt extraktionsmedel löses metaller inne i mineralen upp och det finns risk för att jordarten får en dominerande roll i metallhaltsanalysen då det inte bara är de lätt utbytbara metallerna som erhålls. Det är därför viktigt att vara medveten om vad man analyserar.

Ur ett biologiskt perspektiv är det intressant att utreda metallers biotillgänglighet för växter. Växten tar upp näringsämnen och metaller genom rotceller men det är endast de fraktioner av

löst bundna metaller som är tillgängliga för växten. Uppslutning med utspädd saltlösning som tex.  $\text{CaCl}_2$  ger därför en ungefärlig bild över de metallfraktioner som är tillgängliga för växten (Nordäck m.fl, 2004).

Sedimentundersökningar över vilka fraktioner metallerna Zn, Ni, Cu, Pb och Cr förekommer i har genomförts i Vistula River som flyter genom Polen. Resultatet från undersökningen visar att förekomsten av de olika metallerna till stor del beror av hur belastade sedimenten är. I de mest belastade områdena förekommer metallerna generellt i mer lättörliga fraktioner som jonbytesfraktion och till viss del järn- och manganoxider. De minst belastade områdena liknar bäst Svenska förhållanden. Dessa provområden har en stor variation av vilka metaller som binds till de olika fraktionerna men Zn och Cd återfinns generellt i de löst bundna fraktionerna medan Pb, Cr och Ni förekommer i högre grad i de svårörliga fraktionerna (Helios Rybicka, 1992).

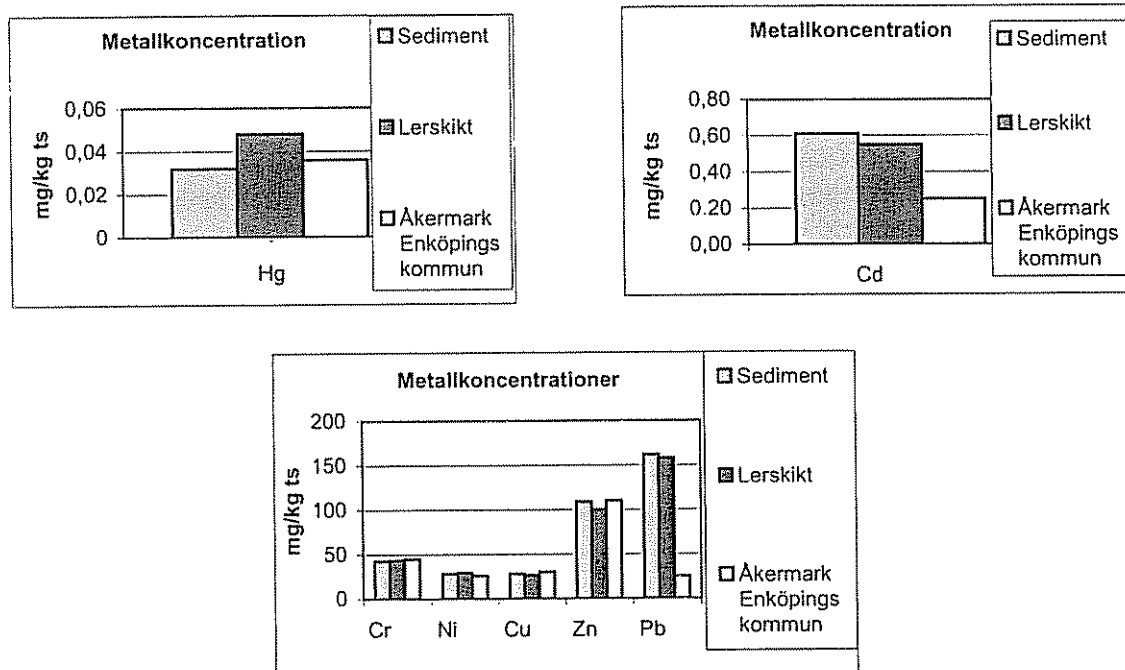
## **Metallkoncentrationer i sediment**

### *Metallvariation i djupled*

Medelvärden av metallhalter för de områden där undre skiktet var ett rent lerskikt dvs. område C, E3 och H3 samt metallhalter från åkermark i Enköpings kommun, källa (Eriksson, Klang, 1996), visas i figur 10. Åkermarksproven från Enköpingskommun är uppslutna med 7 M  $\text{HNO}_3$ . Metallhalten av Pb och Cd i Vattenparkens sediment ligger över metallhalter för åkermark i Enköpings kommun. Dessa tungmetaller är förhöjda i sedimenten jämfört med kringliggande åkermark. Annars visar jämförelsen att vattenparkens sediment inte har anmärkningsvärt höga halter av metaller. Vattenparkens låga Hg-värden är inte någon tillfällighet då åkermarksundersökningar i Enköpings kommun också tyder på låga Hg-halter.

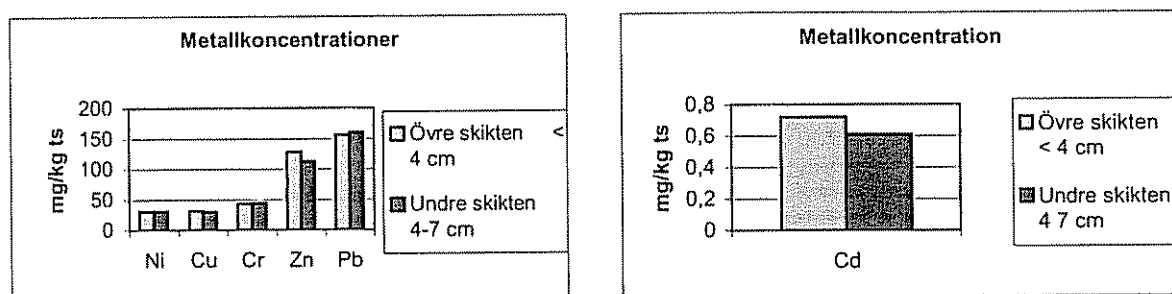
Skillnaden av tungmetallhalter mellan de undre skikten som var rena lerskikt och sedimentskikten är mycket liten. Djupare provtagning av den underliggande leran hade kanske kunnat ge en bättre bild över tungmetallkoncentrationerna i den underliggande leran. Då hade skillnaden mellan den underliggande leran och de med dagvatten påverkade sedimenten gett en tydligare bild över hur förhöjda metallhalterna är i sedimenten jämfört med underliggande leran.





Figur 10. Medelkoncentration från områdena C, E och H för Vattenparkens lerskikt och sedimentskikt samt värden från åkermark i Enköpings kommun.

Medelvärden på metallhalter i djupled för samtliga provtagningspunkter A-H visar att det inte finns några tydliga skillnader i metallhalter i djupled, se figur 11. Det undre skiktet har då våtmarken var ny varit belastat med dagvatten tills nya lager med sediment uppstått och då sedimenten endast varit belastade i några år har kanske ännu inte någon tydlig anrikningstrend uppstått.



Figur 11. Medelhalter av metaller i de två övre skikten jämförda med det undre skiktet

### Tidigare gjorda sjösedimentsundersökningar

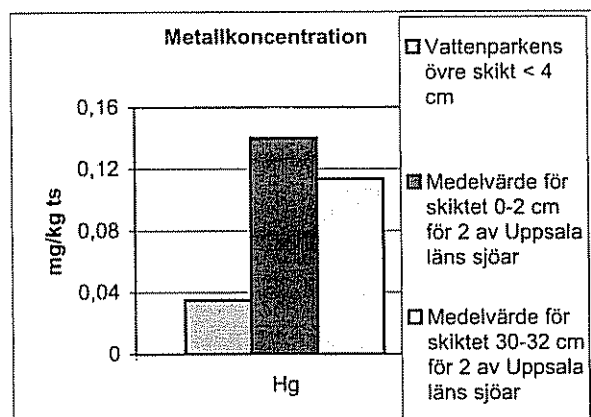
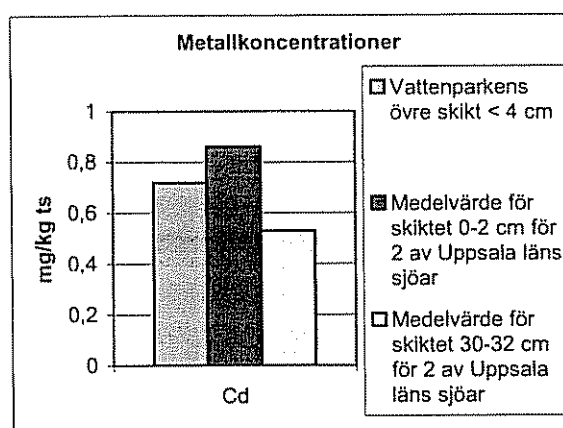
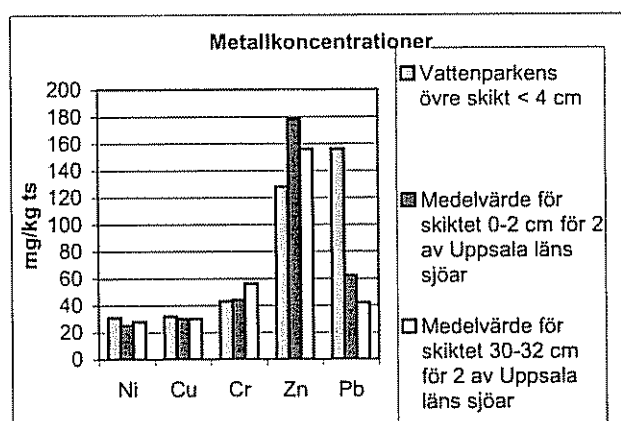
Under åren 1998-2001 samlades sedimentprover från de Svenska sjöar som ingår i den nationella miljöövervakningens referenssjöar. Bland de referenssjöar som ingår i programmet återfinns 2 stycken sjöar i Uppsala län, sjöarna Siggeforasjön samt Edasjön. Då Enköping ligger i Uppsala län är det intressant att undersöka metallhalterna i dessa sjösediment. Sedimentproverna skiktades i 2 övre skikt med sedimendjupen 0-2 cm och 2-4 cm och ett undre skikt på 30-32 cm djup. Sedimentproverna uppslötts med salpetersyra och analyserades med ICP-MS (Johansson mfl, 2001). Halterna av tungmetallerna Cd, Pb, Cu, Cr och Ni från

sedimentskikten 0-2 cm och 30-32 cm redovisas i tabell 10. Det undre sjösedimentskiktet 30-32 cm är av intresse då det ger en möjlighet att beskriva belastningar bakåt i tiden och kan ge metallhalter från relativt opåverkat sediment (Naturvårdsverket, 1999). Tillväxten av sedimenten på djupbotten anses endast tillväxa med någon mm per år och metallhalter från skiktet 30-32 cm kan betraktas som referensvärden (Johansson m fl, 2001).

Tabell 10. Metallhalter mg/kg ts på sediment från Siggeforasjön och Edasjön, Uppsala län.  
Källa: Institutionen för miljöanalys (www.ma.shu.se)

Sedimentdjup	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	Sedimentdjup	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg
0-2	31	16	16	191	86	1,07	0,162	0-2	58	34	44	165	38	0,65	0,140
30-32	31	13	15	143	54	0,52	0,112	30-32	81	42	45	168	31	0,53	0,115

Metallkoncentrationer från Vattenparkens sediment jämförda med metallhalter i sediment från Siggeforasjön och Edasjön visas i figur 12. Jämförelse mellan skiktet 30-32 cm från Uppsala läns sjöar och vattenparkens sediment visar att halten av Pb och Cd är kraftigt förhöjda i vattenparkens sediment jämfört med referenssedimenten. Speciellt Pb-halten är mycket högre i Vattenparkens sediment.



Figur 12. Metallhalter från Uppsala läns sjösediment jämförda med Vattenparkssediment

För tungmetallerna Cr och Zn finns ingen ökad påverkan på Vattenparkens sediment jämfört med Uppsala läns referenssediment. Under 1900-talets andra hälft har det atmosfäriska

nedfallet av Zn och Cu ökat men under de senare årtiondena har nedfallet minskat till förindustriella nivåer (Johansson mfl, 2001). Detta kan vara en orsak till att halten av Zn är högre i de sedimentprover som togs från Uppsala läns sjöar jämfört med vattenparkens sediment som är unga. Halten av Hg i Vattenparkens sediment är mycket lägre jämfört med de olika sjöarna i Uppsala län.

### Jämförelse av metallhalter med naturvårdsverkets bedömningsgrunder

För att möjliggöra bedömning av miljökvalitet har Naturvårdsverket arbetat fram en rapport som innehåller bedömningsmallar för utvalda parametrar. Metallhalter i sediment är en av de parametrar som ingår i naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Klassificeringen grundar sig på provtagningsanalyser enligt Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning. Nuvarande "normala" metallhalter i sjösedimentens övre skikt 0-2 cm, s k regionala bakgrundshalter, har naturvårdsverket satt upp för södra Sverige som här avses områden söder om Dalälven. Medelkoncentration av tungmetaller i Vattenparkens övre skikt < 1.5 relativt de bakgrundshalter som Naturvårdsverket har satt upp för södra Sverige redovisas i, se tabell 11.

Tabell 11. Procentuell ökning relativt Naturvårdsverket bakgrundshalter. Källa Naturvårdsverket 1999.

Vattenparken <1.5 cm djup	Ni %	Cr %	Pb %	Cu %	Zn %	Cd %	Hg %
Naturvårdsverkets bakgrundshalter	210	173	93	60	-86	-92	-357

Vattenparkens värden på Ni och Cr är runt 2 gånger högre jämfört med de halter som naturvårdsverkets anser vara "normala" för södra Sverige. Det är mycket låga halter av Hg i Vattenparkens sediment jämfört med naturvårdsverkets bakgrundshalter. Liksom vid jämförelsen med de 2 sjöarna i Uppsala län, se figur 12, är även Zn -halten förhållandevis låg. Halten av Cd är även den lägre i Vattenparkens sediment jämfört med naturvårdsverkets bakgrundshalter. Förmodligen är en anledning till detta att naturvårdsverkets siffror är från hela södra Sverige. Då sydligaste delarna av Sverige har mycket höga Cd-halter drar dessa värden upp metallhalten på Cd för hela södra Sverige. I de allra sydligaste delarna av Sverige är Cd-halten betydligt högre jämfört med norra delen av södra Sverige, se bilaga 1. Vid jämförelse av metallhalter i sediment bör man således i möjligast mån jämföra med områden som ligger när den undersökta platsen.

Naturvårdsverket har satt upp värden på metallhalter i sediment som motsvarar ett ursprungligt opåverkat sediment. De opåverkade metallhalterna är uppmätta från sjösediment i norra Sverige med pH > 6. Värden på naturvårdsverkets metallhalter för opåverkade sediment relativt vattenparkens övre skikt < 1.5 redovisas i tabell 12.

Tabell 12. Procentuell ökning relativt naturvårdsverkets ursprungshalter. Källa Naturvårdsverket 1999.

Vattenparken <1.5 cm djup	Ni %	Cr %	Pb %	Cu %	Zn %	Cd %	Hg %
Naturvårdsverkets ursprungshalter	210	173	2920	113	29	143	-129

De uppmätta värdena från vattenparken ligger långt över de halter som enligt naturvårdsverket motsvarar opåverkade sediment. Kvicksilver har dock lägre halter i

Vattenparkens sediment. Jämförelse mellan de opåverkade sedimenten och metallhalterna i vattenparkens sediment visar på halter långt över de opåverkade sedimenten. Särskilt är halten av Pb kraftigt förhöjd med halter som ligger nästan 30 gånger över de opåverkade sedimenten. Den här jämförelsen visar att Vattenparkens metallhalter ligger långt över ett helt opåverkad sediment. Det är mycket anmärkningsvärt att Hg-halten är lägre i Vattenparkens sediment jämfört med naturvårdsverkets ursprungshalter.

## Jämförelse med tidigare gjorda metallundersökningar av dagvattensediment

### *Källbrodikedet*

Tidigare gjorda undersökningar av tungmetaller i sediment har utförts på ett belastat dike som ligger i Källbro, Uppsala. Det undersökta diket, som i fortsättningen refereras till Källbrodiket, är ca 1 km långt och tar hand om dagvatten från ett ca 25 000 m<sup>2</sup> stort område. Det undersökta diket som flyter genom styv lera rinner parallellt med väg 255 och på området ligger flera storköp med tillhörande parkeringsplatser.

Under handledning av Arne Gustafsson undersökte studenter inom kursen Markvetenskap Mv2 vid SLU har år 2001 tungmetallerna Pb, Cu och Zn för de övre 4 cm i sedimenten. Sedimentproven uppslöts med salpetersyra och medelvärde för 8 stycken provpunkter visas i tabell 13. Även år 2003 undersöktes dessa tungmetaller i Källbrodiket under handledning av Arne Gustafsson och Barbro Ulén, där Cu, Zn och Pb analyserades från 10 provtagningspunkter. Medelvärden för tungmetallerna i sedimentskiktet ca 0-5 cm redovisas i tabell 12. Sedimentanalyser på Cd har också utförts någon gång mellan åren 2000-2004 där medelvärde för Cd i det övre skiktet 0-4 cm för fyra provpunkter var 0.67 mg/kg ts.

Tabell 13. Metallhalter (mg/kg ts) från Källbrodiket

Källbrodike	Pb	Cu	Zn	Cd
År 2001, skikt 0-4 cm	39,5	64,2	247,5	
År 2000-2004, skikt 0-4 cm				0,67
År 2003, skikt 0-5 cm	42	113	507	

Jämförelse av metallhalterna från Källbrodiket med Vattenparkens värden visar att vattenparken har mycket högre Pb-halter och något högre Cd koncentration än Källbrodiket medan halterna av Cu och Zn halten är högre för Källbrodiket.

### *Bärby-Sälingediket*

År 2000 togs sedimentprover från ett dike som rinner vid Bärby och Sällinge utanför Uppsala se bilaga 2. Under handledning av Arne Gustavsson och Barbro Ulén har totalt 6 sedimentprover tagits på 3 olika platser efter diket. Proven delades in i ytskikt 0-4 cm och ett djupskikt 4-20 cm. Medelvärden för ytskiktet och det djupare skiktet redovisas i tabell 14.

Tabell 14. Metallhalter (mg/kg ts) från Bärby-Sälingediket

Bärby-Sälingedike	Pb	Cu	Zn
År 2000, skikt 0-4 cm	33	46	156
År 2000, skikt 4-20 cm	28	32	94

Vattenparkens medelvärden på Zn och Cu för skikten < 4 cm ligger under medelvärdena från Bärby-Sällinge dikets värden medan Pb halten är betydligt högre för Vattenparken.

### Tillståndsbedömning efter Naturvårdsverkets klassificering

Naturvårdsverket har utarbetat ett klassificeringssystem som ger en bedömning av hur höga halter ett påverkat ett system har, se tabell 15. Värdena visar att ingen av metallhalterna i Vattenparkens sediment, se tabell 2 benämns som är höga, och utgör därmed ingen stor belastning på omgivande miljö. Vattenparkens Pb-halt i sedimenten är högre både vid jämförelser med tidigare gjorda undersökningar på dagvattensediment och vid jämförelser av sjösediment från sjöar i Uppsala län. Även vid jämförelser med naturvårdsverkets s.k. normala bakgrundhalter för sjösediment är Pb-halterna i Vattenparkens sediment höga. Naturvårdsverket klassificerar dock inte Pb-halten som hög ur ett påverkat systems perspektiv utan den ligger på gränsen till "måttligt höga halter". Men även för de sediment som ligger inom denna grad av påverkan finns en liten risk för biologiska effekter. För metallhalter som ligger inom den klassificeringen, klass 3, kan påverkan på arter förekomma som minskning av individantal och därigenom kan återverkningar ske på vattnets organismsamhällen (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 15. Naturvårdsverkets benämning för tillstånd av tungmetaller i sediment

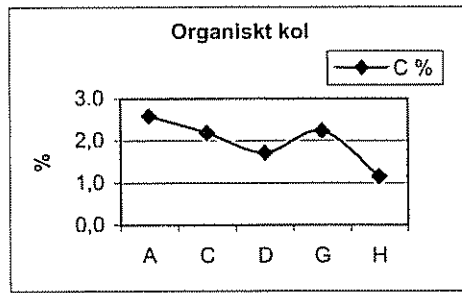
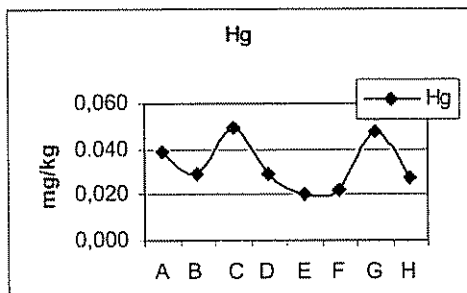
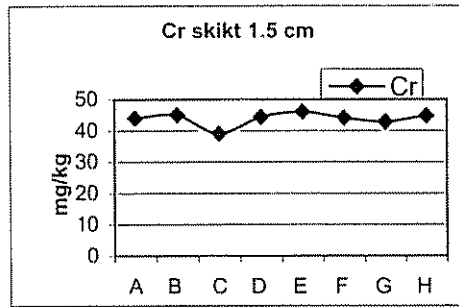
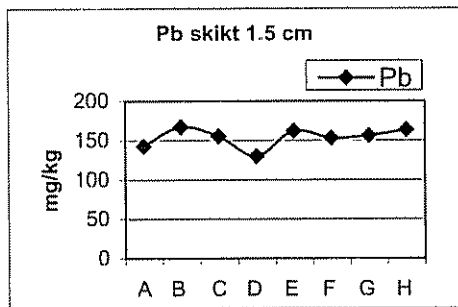
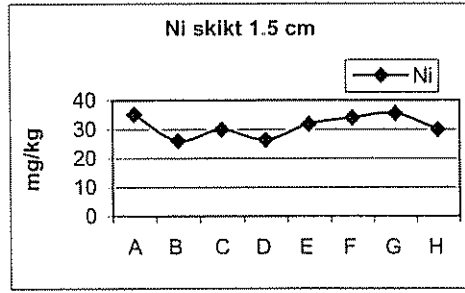
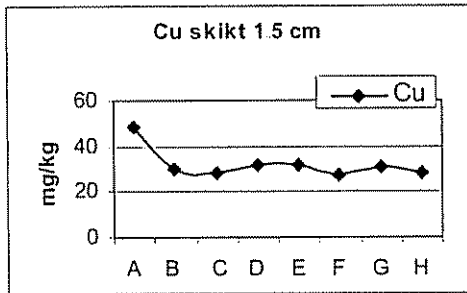
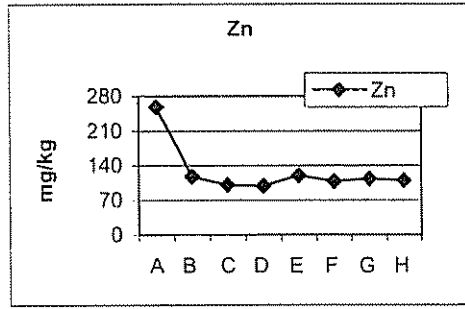
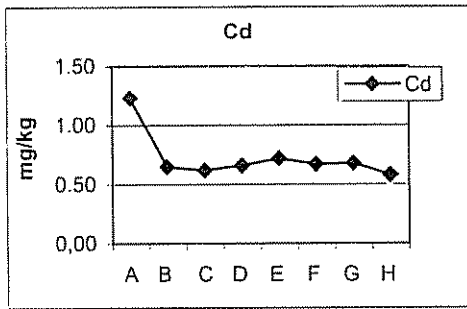
Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr	Hg
1	Mycket låga halter	< 15	<150	< 0,8	<5	<50	<10	<0,15
2	Låga halter	15-25	150-300	0,8-2	5-15	50-150	10-20	0,15-0,3
3	Måttligt låga halter	25-100	300-1000	2-7	15-50	150-400	20-100	0,3-1
4	Höga halter	100-500	1000-5000	7-35	50-250	400-2000	100-500	1,5
5	Mycket höga halter	>500	>5000	>35	>150	>2000	>500	>5

### Fastläggningsmönster från in- till utlopp

Metallkoncentrationerna i sedimenten varierar från våtmarkens inlopp till utlopp, se figur 13. Tungmetallerna Zn, Cu och Cd har ett fastläggningsmönster från inloppet till utloppet som liknar varandras. För dessa tungmetaller är halterna kraftigt förhöjda vid inloppet vilket borde tyda på att det skett en omfattande fastläggning genom sedimentation. Hur fastläggningsmönstret ser ut beror till stor del av metallens egenskaper som rörlighet och bindningsförmåga till olika partiklar. För en teoretisk vattenkanal med konstant djup, utformning och växlighet förväntas metallkoncentrationen i sedimenten vara högst i början för att sedan avta då mängden tungmetaller som kan fastläggas minskar successivt pga. sedimentationsprocesser och fastläggning i sedimenten. I Vattenparken varierar halterna av de olika tungmetallerna mellan in- och utlopp. Vid inloppet är det betydligt högre halter av tungmetallerna Zn, Cu och Cd jämfört med övriga områden. Mängden organiskt material i sediment är högst i det första provtagningsområdet där också dessa tungmetaller har sitt högsta värde. Halten av organiskt kol är lägst vid sista provtagningsområdet där

tungmetallerna Zn, Cu och Cd förekommer i låga halter. Det borde finnas ett samband mellan fastläggningen för många tungmetaller och halten organiskt kol eftersom humusämnen har stor yta till vilken tungmetaller kan bindas via olika funktionella grupper (Brady, Weil, 2002)

Den extraktionsmetod som används i det här arbetet (7 M HNO<sub>3</sub>) är att betrakta som totalupplösning. Detta får till följd att det inte bara är de utbytbara metallerna som upplöses utan även de mer svårslösliga fraktionerna inne i mineralen. Det finns därför risk för missvisande tolkning av resultaten om modermaterialet får en alltför dominerande roll. Undersökningar av hur olika metaller förekommer i olika fraktioner visar att Pb, Cr och Ni generellt förekommer i mer svårslösliga fraktioner medan Zn, Cd och Cu binds i mer lösliga fraktioner (Rybicka, 1992). Någon förhöjning av Pb, Cr och Ni kanske därmed inte syns vid inloppet eftersom den svårslösliga mineralfraktionen har en så hög inverkan på den totala metallhalten i sedimenten.

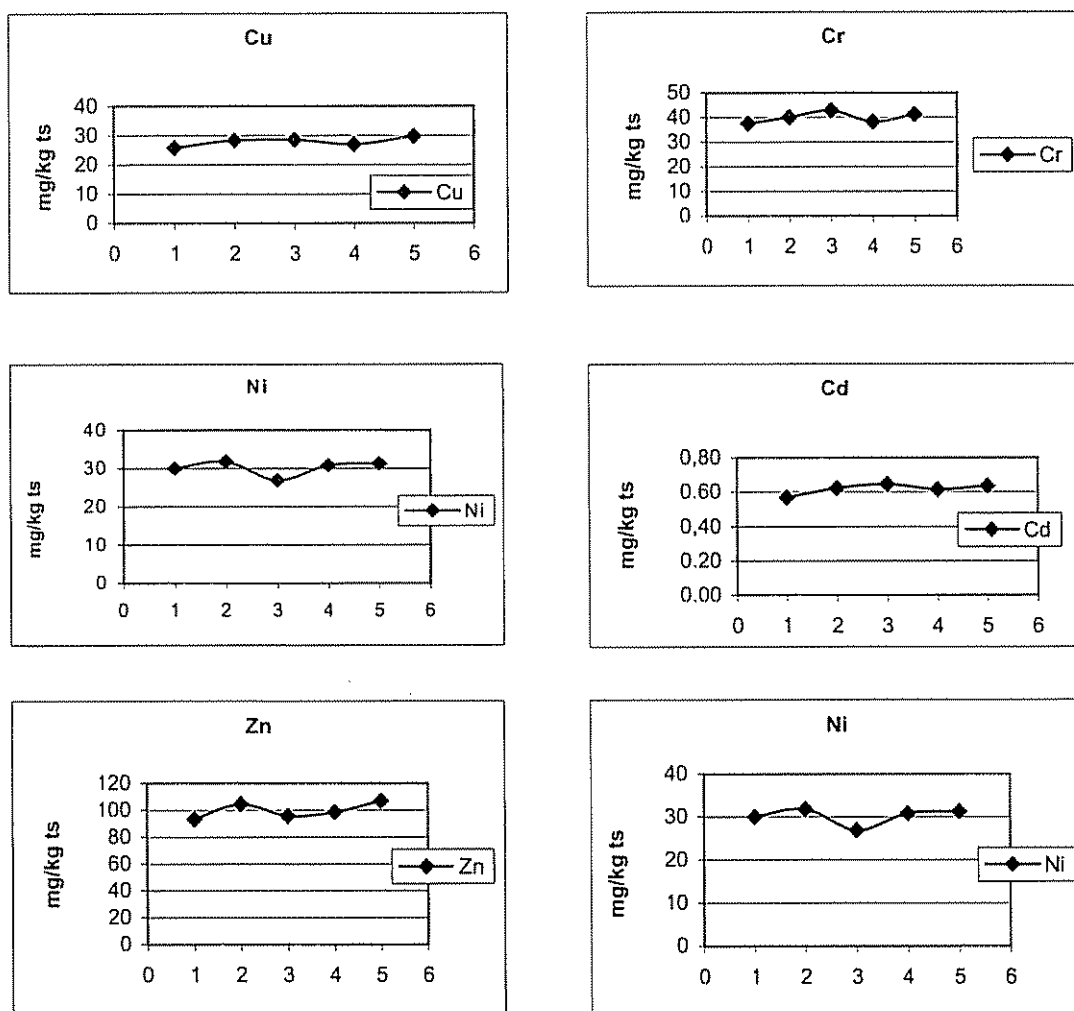


Figur 13. Halter av metallerna Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Hg och organiskt kol i provtagningsområdena A-H

## Metallvariation i sidled

För provtagningsområde C sammanslogs inte proverna utan de analyserades var för sig vilket medför att man kan få en uppfattning om metallkoncentrationen i sidled. De högsta halterna av tungmetallerna Cr, Pb och Cd i sedimenten återfinns i provpunkt C31 som togs ungefär i mitten av dammkanalen, se figur 14. Även Cu har hög halt i prov C13 medan däremot tungmetallerna Ni och Zn har förhållandevis låga halter i det provet.

Det finns alltså ingen entydig bild över metallhaltsvariation i sidled. Sedimenttjockleken var minst i provtagningspunkterna C1 och C2. Teorin att mindre tungmetaller skulle återfinnas i kanterna på vattenkanalen där sedimenttjockleken är mindre som leder till att mindre tungmetaller borde fastläggas genom sedimentation stämde inte fullt ut med den här provtagningen. Dock hade Cr, Pb, Cd och Cu höga halter i mitten av kanalen. Tungmetallerna har olika egenskaper sinsemellan som verkar göra att de binds olika mycket vid samma provtagningspunkt. Kanske är vattenparken inte tillräckligt gammal för att man ska kunna se någon trend av metallhalter i sidled.



Figur 14. Metallkoncentrationer i sidled för område C, övre sedimentskikt (0-5 cm)



## **Sedimentation**

Tidigare gjorda mätningar på suspenderat material visar på en tydlig sedimentation i Vattenparken, se figur 15. Vattenparken verkar fungera bra som sedimentationsdamm. Detta stämmer även överens med de observationer som gjorts på sedimenttjockleken som visar att provtagningsområdet som är närmast utloppet, provtagningsområde H, har ytterst liten sedimenttjocklek då vattnet där förmodligen innehåller mindre mängd partiklar som kan sedimentera. Sedimentationen har till största delen skett innan vattnet kommit till det området. Prover som togs från områdena F och G vilka också ligger på den delen av vattendammen som är nära utloppet och därför borde ha liten sedimenttjocklek har förhållandevis hög sedimenttjocklek men det beror på att vegetationen var mycket kraftig i de områdena.

## **pH-värden**

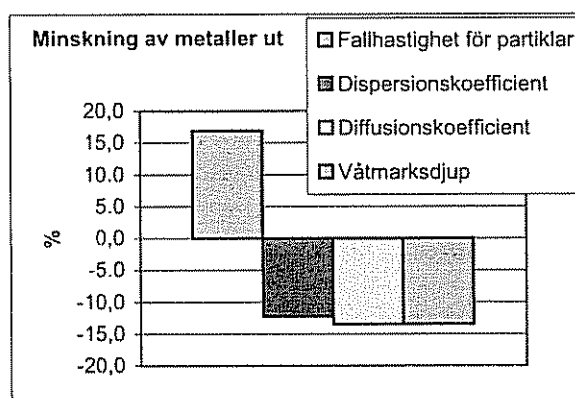
Bedömning av sedimentens pH-värden visar att pH-värdena är nära neutrala förutom provtagningsområde närmast utloppet, område H. Provtagningsområde H har lägst pH –värde och ligger enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder under svagt surt (Naturvårdsverket, 1999).

Låga pH-värden kan bidra till att tungmetaller löses från sedimenten men pH-värdena i Vattenparkens sediment var vid provtagningstidpunkten neutrala (Håkansson & Jansson 1983).

## Modellsimulering

Naturen är alltid mer komplicerad än vad som är möjligt att beskriva med en datormodell. Modellen måste därför avgränsas och beskriver därmed en begränsad del av verkligheten. För att göra en modell tillförlitlig är det viktigt att vara medveten om de mest känsliga parametrarna. Den simulerade fastläggningen från referenssimuleringen jämfört med de simuleringar där parametrar ökades med 50 % visar på att fallhastigheten av partiklar och därmed sedimentation samt molekylärdiffusion och dispersion har stor påverkan på modellen men i olika riktningar. Våtmarksdjupet har också stor betydelse då ett lägre vattendjup bidrar till en ökad infiltration av vatten ned i sedimenten. Värdeökning av parametrarna våghöjd och våglängd på bottenformen har liten påverkan på modellsimuleringen då den totala fastläggningen endast ändrar sig någon tiondels procentenhet jämfört med referenssimuleringen. Därmed kanske inte de tryckvariationer som uppstår på botten pga. bottenformens våghöjd och våglängd och som bidrar till ett ökat advektivt flöde ned i sedimenten har någon större påverkan på den totala fastläggningen. Även hydraulisk konduktivitet visade sig ha liten påverkan på totala fastläggningen.

För att göra simuleringar över fastläggningen med en modell krävs det mycket mätvärden från den studerade våtmarken. Simuleringarna visar att vissa parametrar är viktigare att studera än andra. Särkilt viktig är partiklars fallhastighet i vatten då den visar sig ha störst betydelse för fastläggning av tungmetaller i våtmark. Denna parameter är dock mycket svår att uppskatta eller mäta i naturliga vatten eftersom sedimenteringen kan störas av olika faktorer. Tex. kan några grodyngel röra om vattnet som leder till att sedimentationen av lerpartiklar störs och om det t.ex. blåser kommer partiklar att virvla runt och kanske virvla upp mer än de sedimenterar. Det är alltså en mycket komplex parameter att uppskatta men mycket viktig att ha kunskap om.



Figur 16. Procentuell ökning av fastläggningen jämfört med referenssimulering

## SLUTSATSER

Metallhalterna i Vattenparkens sediment visade sig inte vara högre, med undantag för Pb, än i andra jämförda dagvattensediment eller sjösediment från Uppland. För ett flertal tungmetaller var dock halten högre än det som naturvårdsverket anser vara nuvarande "normala" halter i sediment för södra Sverige. Några kraftigt förhöjda halter i sedimenten kan inte konstateras vid jämförelse med klassificeringsgränser från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Den metall som förekommer i högst halter i förhållande till andra undersökningar är Pb men även av Cd förekommer med genomgående höga halter i Vattenparkens sediment. Bly-halten ligger dock under de högre klasserna för hur påverkat ett system är av tungmetaller i sediment. Halten av Hg är mycket låg i vattenparkens sediment vilket också överensstämmer med åkermarksundersökningar som visar att Hg-halten generellt är låg i Enköpings kommun.

Fastläggning av tungmetaller i sediment är mycket komplex och beror på en rad faktorer som redoxpotential, pH, organiskt material och metallkoncentrationer i vatten och sediment. Tungmetaller har olika egenskaper som påverkar hur fastläggningen sker och hur hårt de binds i olika fraktioner. Tungmetallers fastläggning kan därför se olika ut för olika tungmetaller. För att fullständigt beskriva flödet av tungmetaller i en våtmark krävs det att man har tillgång till mycket mätdata. Simulering av tungmetallers fastläggning i en våtmark visar att fallhastigheten för partiklarna har stor betydelse för fastläggningen. Vid anpassning av en simuleringsmodell till våtmarkdata bör man därför koncentrera sig på att få så korrekta mätvärden som möjligt av partiklars fallhastighet i våtmarken. Diffusion och dispersionskoefficienter samt våtmarksdjup visade sig också vara av stor betydelse medan våghöjd och våglängd på bottenform och därmed de tryckvariationer som uppstår på botten och bidrar till ett advektivt flöde ned i sedimenten har liten betydelse för fastläggningen.

Det sker enligt mätningar en kraftig sedimentation i Vattenparken och flera tungmetaller har mycket höga värden i sedimenten straxt efter inloppet till dammen. Uppslutning av metallerna i sedimenten gjordes med avseende på totalhalter. Metaller som återfinns i svårlösliga fraktioner kan därför vara svåra att analysera med avseende på metallackumulation i våtmarken eftersom metaller inne i mineralen kan få en alltför dominerande roll jämfört med de lättare utbytbara fraktionerna.

Sedimenten är ännu mycket unga i Vattenparken och det finns ingen trend av metallhalter i djupled. Metallretention i våtmark är en process som kan pågå under lång tid. Sedimenten byggs successivt upp och metallerna i dessa kan successivt öka. I Vattenparkens sediment är halterna av metaller inte särskilt höga och en eventuell ökning av metallkoncentrationen i sedimenten sker troligen mycket långsamt. Det kan vara intressant att följa utvecklingen i sedimenten genom en återkommande studie inom t.ex. 5-10 år.

## REFERENSER

- Alström E. 2001. *Markundersökning. Standardsamling 6:2001*. SIS Förlag. Stockholm. ISBN 91-7162-535-6
- Andersson K. 2004. *Grundvattenrening med hjälp av anrikningssand*. Rapport nr 80. Jönköping. ISSN 1102-3791.
- Eriksson J, Klang E. 1996. *Tungmetaller i åkermark i Uppsala län 1996*. Kommuntryckeriet Uppsala kommun. Uppsala. ISSN 0284-6594
- Håkansson L, Jansson M. 1983. *Lake Sedimentology*. Springer-Verlag. Berlin. ISBN:3-540-12645-7
- Johansson K, Kylin H, Wilander A, Söderström M. 2001. *Historiskt arkiv öppnas*. Katarinetryck AB. ISBN: 91-620-51 49-0
- Larm, T. 1994. *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Svenska vatten och avloppsverksföreningen. Stockholm. ISBN 91-88392-80-5.
- Lindberg Y, Pilström H, Wahlström E. 1996. *Kemi för gymnasieskolan*. Natur och kultur. Falköping. ISBN 91-27-61031-4
- Magdi Selim H, Amacher M. 1997. *Reactivity and transport of heavy metals in soils*. Florida Lewis Publishers. ISBN: 0-87371-473-3
- Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet*. Rapport nr 4916. Uppsala. ISBN 91-620-4916-X
- Naturvårdsverket. 1976. *Om metaller*. Liber förlag. Stockholm. ISBN 91-38-02987
- Nordbäck J, Wahlström M, Laerke Jensen D. 2004. *Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord*. Varia 545. Lindköping. ISSN 1100-6692.
- Sparks D. 1999. *Soil physical chemistry*. Lewis Publishers. Florida. ISBN: 0-87371-883-6
- Stock, J. 1996. *Förekomst, källor och spridningsvägar i Uppsala kommun*. Miljökontoret. Uppsala kommun.
- Sposito G. 3,1984. *The surface chemistry of soils*. Clarendon Press. Oxford. ISBN 0-19-503421-X
- Åslund, P. 1994. *Metaller i vatten*. Hofors tryckeri. Hofors. ISBN 91-630-2736-4.

## Atriklar

- Helos Rybicka E. 1992. Phase-specific bonding of heavy metals in sediments of the Vistula River, Poland. *Applied Geochemistry*. Suppl. Issue No 2: 45-48
- Yujun Yin, Impellitteri C A, Sun-Jae You, Allen H E. *The importance of organic matter distribution and extract soil:solution ratio on the desorption of heavy metals from soils*. *The Science of the Total Environment* 287 (2002) 107-119. USA. 2001

## Internetadresser

- Analytica. 2004-11-22. *Miljö-Jord, slam och sediment*.  
[http://www.sgab.com/hem2001/sv/analyse/miljo/jord\\_start.asp](http://www.sgab.com/hem2001/sv/analyse/miljo/jord_start.asp). 2005-01-20.

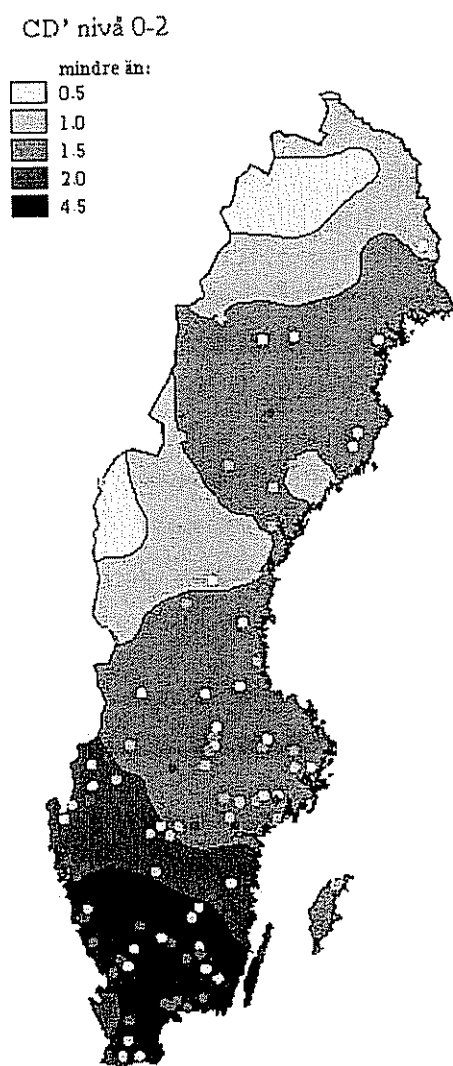
SLU 2001-03-16. Dataunderlag *mg/ kg ts*.

[http://inf01.ma.slu.se/ma/www\\_ma.acgi\\$ProjectSD?ID=StationsList&P=TIDS\\_S](http://inf01.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$ProjectSD?ID=StationsList&P=TIDS_S).  
Institutionen för miljöanalys. 2005-04-07.

SLU 2001-03-16. *Kadium mg/ kg ts*. <http://www.ma.slu.se/sediment/Cd.ssi>. Institutionen för miljöanalys. 2005-04-07.

## BILAGA 1

Metallhalter av Cd. Källa Institutionen för Miljöanalys <http://www.ma.slu.se/>



## TIDIGARE PUBLIKATIONER

2003-07-01 skedde en sammanslagning av Institutionen för biometri och informatik och Institutionen för lantbruksteknik.

### **Biometri och teknik**

#### *Examensarbeten*

- 2005:01 Hårsmar, David. Bättre enskilda avlopp i Sigtuna kommun – möjligheter för bebyggelse i Odensala socken.
- 2005:02 Svensson, M. Desalination and the environment: Options and considerations for brine disposal in inland and coastal locations.
- 2004:01 Ericsson, N. Uthållig sanitet i Peru – En förstudie i staden Picota.
- 2004:02 Ekvall, C. LCA av dricksvattendesinfektion – en jämförelse av klor och UV-ljus.
- 2004:03 Wertsberg, K. Behandling av lakvatten med kemiska oxidationsmedel för att delvis bryta ned oönskade organiska föreningar – En studie utförd vid Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala.
- 2004:04 Degaart, S. Humanurin till åkermark och grönytor: avsättning och organisation i Göteborgsområdet.
- 2004:05 Westlin, H. Utvärdering av ett silotorks-system för spannmål utrustat med omrörare.

#### *Rapport – miljö, teknik och lantbruk*

- 2005:01 Jönsson, H., Vinnerås, B. & Ericsson, N. Källsorterande toaletter. Brukarnas erfarenheter, problem och lösningar.
- 2005:02 Gebresenbet, G. Effect of transporttime on cattle welfare and meat quality.
- 2005:03 de Toro, A. & Rosenqvist, H. Maskinsamverkan – tre fallstudier.
- 2005:04 Vinnerås, B. Hygienisering av klosett-vatten för säker växt-näringsåterförsel till livsmedelsproduktionen.
- 2005:05 Tidåker, P. Wastewater management integrated with farming. An environmental systems analysis of the model city Surahammar.
- 2004:01 Bernesson, S. Life cycle assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels – A comparison between large- and smallscale production.
- 2004:02 Elmquist, H. Decision-Making and Environmental Impacts.

#### *Rapport – biometri*

- 2004:01 Gustafsson, L. Tools for Statistical Handling of Poisson Simulation: Documentation of StocRes and ParmEst

#### *Licentiatavhandling*

- 02 Sundberg, C. 2004. Food waste composting – effects of heat, acids and size.

#### *Kompendium*

- 2005:01 Lövgren, M. Publicering 2000-2004.

## **Biometri och informatik**

### *Institutionsrapporter*

- 81 Olsson, U. & Sikk, J. Fourth Nordic-Baltic Agrometrics Conference, Uppsala, Sweden, June 15-17, 2003. Conference proceedings.
- 80 Edlund, T. Pluripolar Completeness of Graphs and Pseudocontinuation. Licentiatavhandling.
- 79 Nilsson, K. Macrolide antibiotics – mode of action and resistance mechanisms. Licentiatavhandling.
- 78 Sahlin, U. Analysis of forest field data with a spatial approach. Examensarbete.
- 77 Seeger, P. Nested t by 2 Row-Column-Designs suitable for bridge competitions.
- 76 Wörman, A. Low-Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab-Environment.
- 75 Huber, K.T., Moulton, V. & Steel, M. Four characters suffice to convexly define a phylogenetic tree.
- 74 Ekbohm, G. Induktion, biometri, vetenskap.
- 73 Huber, K.T., Moulton, V. & Semple, C. Replacing cliques by stars in quasi-median graphs.
- 72 Huber, K.T. Recovering trees from well-separated multi-state characters.
- 71 Holland, B.R., Huber, K.T., Dress, A. & Moulton, V.  $\delta$ -plots: A tool for analyzing phylogenetic distance data.
- 70 Huber, K.T., Koolen, J.H. & Moulton, V. The Tight Span of an Antipodal Metric Space: Part II – Geometrical Properties.

## **Lantbruksteknik**

### *Institutionsrapporter*

- 255 2003 Nilsson, D. Harvesting and handling of flax for the production of short fibres under Swedish conditions. A literature review.
- 254 2003 Sundberg, C. Food waste composting – effects of heat, acids and size.
- 253 2003 Wikner, I. Environmental conditions in typical cattle transport vehicles in Scandinavia.

### *Institutionsmeddelanden*

- 03:01 Sjöberg, C. Lokalt omhändertagande av restprodukter från enskilda avlopp i Oxundaåns avrinningsområde.
- 03:02 Nilsson, D. Production and use of flax and hemp fibres. A report from study tours to some European countries.



- 03:03 Rogstrand, G. Beneficial Management for Composting of Poultry Litter and Yard-Trimblings- Environmental Impacts, Compost Product Quality and Food Safety.
- 03:04 Lundborg, M. Inverkan av hastighet och vägförhållande på bränsleförbrukning vid körning med traktor.
- 03:05 Ahlgren, S. Environmental impact of chemical and mechanical weed control in agriculture. A comparing study.
- 03:06 Kihlström, M. Possibilities for intermodal grain transports in the Mälardalen region – environmental and economical aspects.



**2005:03 Daniel Jakobsson, Retention av tungmetaller i en anlagd våtmark**

