VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik

EXAMENSARBETE / Ledningsteknik

# Avskiljning av dagvattenföroreningar

## - Driftuppföljning av Bäckaslövs avsättningdamm och våtmark

MALIN JOHANSSON

Examensarbete 1997:9

VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord **dagvatten**
**dammar**
**våtmarker**
**sediment**
**utvärdering**
**modellering**

EXAMENSARBETE / Ledningsteknik

# Avskiljning av dagvattenföroreningar

## - Driftuppföjning av Bäckaslövs avsättningsdamm och våtmark

MALIN JOHANSSON

Examensarbete 1997:9

# Förord

Detta examensarbete har gjorts på uppdrag av Växjö Kommun och ingår i mina studier vid Väg- och Vattenbyggnadslinjen på Chalmers Tekniska Högskola. Min inriktning på Chalmers är Mark och Vatten och då jag är intresserad av miljö- och VA-frågor valde jag detta examensarbete om dagvattenhantering.

Ett stort tack till ALLA på projekteringsenheten som ställt upp och hjälpt mig med allt från tillverkning av strömkors till krånglande datorer. Ett extra tack till min handledare på kommunen, projekteringschef Kjell Gustafsson.

Gilbert Svensson och Thomas Pettersson som varit mina handledare från Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik vill jag tacka för alla goda råd och givande diskussioner under hela examensarbetet.

Jag vill också tacka Jonas German och Henrik Kant som hjälpt mig med FIDAP.

Jag kan inte nämna alla som varit delaktiga i detta examensarbetet men jag är tacksam för all hjälp jag fått. TACK !

Malin Johansson

## Sammanfattning

Syftet med detta examensarbete var att undersöka öppna utjämningsmagasins förmåga att avskilja dagvattenföroreningar. Detta har utförts genom att studera Bäckaslövs våtmark i Växjö med avseende på kapaciteten att avskilja föroreningar, sedimentinnehåll samt strömning i damm och våtmark. Bäckaslövs våtmark består av en damm som övergår i en våtmarksäng och byggdes för att minska föroreningsbelastningen på recipienten Södra Bergundasjön. Våtmarken minskar inte bara mängden föroreningar till recipienten utan har också en utjämnande effekt på vattenflödet. Denna studie av Bäckaslövs våtmark kan tillsammans med andra liknande undersökningar ge en uppfattning om utformningens och storlekens betydelse på utjämningsmagasin för att optimera reduktionen av dagvattenföroreningar.

Genom att ta prover på inkommande och utgående dagvatten från våtmarken har kapaciteten att avskilja föroreningar kunnat bestämmas. Provtagningen för detta examensarbetet har skett under perioden 970614 - 970710. Under denna period har samtliga regn analyserats med avseende på näringsämnen, tungmetaller, suspenderat material och syreförbrukande ämnen. Mellan regnen har prover tagits vid stationen mellan dammen och våtmarken (P2) och efter våtmarken (P3) för att få med allt vatten som passerar de tre olika stationerna.

I tabell 6.5 och figur 6.16 redovisas den totala reduktionen av föroreningarna. Bästa avskiljningsresultaten erhålls för de föroreningar som är bundna till partiklar. Kväve som avskiljs till största delen genom denitrifikation och COD som reduceras genom kemiska och mikrobiella omvandlingsprocesser reduceras i mindre omfattning än de partikelbundna föroreningarna. Genom att studera de tre utvalda regnen kan man se att intensitet och torrperiod före regnen har stor betydelse vad gäller dagvattnets innehåll av föroreningar. En längre torrperiod eller en hög regnintensitet ger högre halter av föroreningar (se avsnitt 6.3).

Strömningsmätningar utfördes med strömkors som placerades ut i dammen och följdes med en totalstation. Resultatet jämfördes med en modell som upprättades i FIDAP. Trots att modellen "bara" var 2-dimensionell stämde modellen ganska bra med de verkliga mätningarna med strömkorsen.

Sedimenten som samlades upp i sedimentsamlarna analyserades till mängd och innehåll. Föroreningarna var jämt spridda över dammen men mängden sediment varierade beroende på avstånd till inloppet. Närmast inloppet var mängden sediment störst. Undersökningen av sedimenten skall fortsätta efter detta examensarbete för att studera hur vinterförhållanden inverkar på sedimenten.

## Summary

The aim of this study was to investigate the ability of an open detention pond to remove pollutants in stormwater. For doing this, Bäckaslövs wetland in Växjö has been studied during the summer of 1997. The study involved investigation of the ability to reduce pollutants, amounts and contents of sediment in different places and the water flow through the pond. Bäckaslövs wetland contents of an open detention pond and a following wetland and it was built to reduce the amount of stormwater pollutants reaching the lake, Södra Bergundasjön. This study with other similar studies can hopefully be used in an investigation about the influence of the size and geometry of an open detention pond to get the best reduction of stormwater pollutants.

The ability of the pond to reduce stormwater pollutant loads was studied by taking flow weighted samples at three stations. One station were at the inlet (P1), one between the detention pond and the wetland (P2) and the third at the outlet (P3). Water samples were taken for this study during 970614 - 970710. During this period samples from every rain events were taken at all three stations and between the rain events samples were taken at P2 and P3. The samples were analysed referenced to heavy metals (zinc, copper, lead and cadmium), suspended solids and nutrients (nitrogen and phosphorus).

Table 6.5 and figure 6.16 shows the total reduction of stormwater pollutants. The pollutants that are particulate associated have a higher pollutant removal than the other pollutants. Nitrogen for instance reduces by nitrification and not by sedimentation. The three chosen rain events shows that the dry spell preceding a rain event and the intensity of the rain influence the amount of pollutants in the stormwater. A long dry spell or a high intensity leads to higher concentrations of pollutants in the stormwater (chapter 6.3).

The water flow through the pond has been studied with streaming crosses. The cross was left at the inlet and its way through the pond was registered by an instrument. The result was compared to a model made in a computer program, FIDAP. The results from the model were quite similar to the result with the cross despite that the model was 2-dimensional. To get a better result you need a 3-dimensional model.

Particles that had sunk to the bottom of the pond were collected in four different places. The amount and contents of the sediment were analysed. The content of pollution were quite similar all over the pond but the amount of particles were much more close to the inlet than close to the wetland. The study of the sediment will continue during the winter.

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING


FÖRORD I

SAMMANFATTNING III

SUMMARY V

INNEHÅLLSFÖRTECKNING VII

1. INLEDNING 1

1.1 Bakgrund 1

1.2 Syfte 1

1.3 Metod 1

1.4 Begränsningar 2

2. DAGVATTEN 3

2.1 Dagvatten och dess historia 3

2.2 Dagvattnets föroreningar 3

2.3 Dagvattnets innehåll 4

2.4 Föroreningskällor 5

2.5 Förändringar i tiden 5

2.6 Beskrivning av föroreningar 5
2.6.1 Allmän beskrivning av de olika ämnena 5
2.6.2 Sammanfattning av föroreningar och dess källor 7

2.7 Dagvattnets sammansättning från olika områden 7
2.7.1 Allmänt 7
2.7.2 Dagvatten från takytor 8
2.7.3 Dagvatten från asfaltytor 8
2.7.4 Dagvatten från industriytor 9
2.7.5 Föroreningshalter beroende på områdestyp 9

2.8 Minskning av föroreningar i dagvatten 10

3. DAGVATTNETS RECIPIENTPÅVERKAN 11

3.1 Introduktion 11

3.2 Ämnen som påverkar recipienten 11

3.2.1 Metaller 11
3.2.2 Näringsämnen 12
3.2.3 Organiskt material 12

**3.3 Södra Bergundasjön - recipient till Bäckaslövs våtmark 13**

**4. BESKRIVNING OCH BAKGRUND TILL BÄCKASLÖVS VÅTMARK 15**

**4.1 Introduktion 15**

**4.2 Våtmark - vad är det? 15**

**4.3 Dagvattenanläggningens funktion 16**

**4.4 Föroreningsbelastning 17**

**4.5 Utformning 18**

**4.6 Vegetation och mikrofauna 18**

**4.7 Befintliga mätstationer 18**
4.7.1 Beskrivning av mätstationer 18
4.7.2 Provtagning 20

**4.8 Tidigare utförda kontroller av Bäckaslövs våtmark 20**

**5. MÄTPROGRAM OCH UTRUSTNING 23**

**5.1 Provtagning 23**

**5.2 Mätstationer 23**
5.2.1 Mätstation 1 23
5.2.2 Mätstation 2 24
5.2.3 Mätstation 3 24

**5.3 Sediment 24**

**5.4 Strömning 25**

**6. RESULTAT FRÅN PROVTAGNING 27**

**6.1 Beskrivning av provtagning 27**

**6.2 Dagvattenanläggningens funktion som utjämningsmagasin 28**

**6.3 Medelvärdesjämförelser mellan tre olika regn 29**

**6.4 Medelvärdesjämförelse för hela perioden, 970614 - 970710 32**

**6.5 Föroreningarnas variation i station 1 och station 2 33**

**6.6 Ackumulerad reduktion 35**

**6.7 Slutsats och jämförelse med tidigare provtagning 37**

**7. RESULTAT FRÅN SEDIMENTPROV 39**

7.1 Introduktion 39

7.2 Utförande 39

7.3 Jämförelse med tidigare utfört sedimentprov 39

7.4 Slutsats 40

7.5 Fortsatta studier 40

8. RESULTAT FRÅN STRÖMNINGSMÄTNINGAR 41

8.1 Introduktion 41

8.2 Beskrivning av utförandet 41

8.3 Resultat 41

9. FIDAP 43

9.1 Introduktion 43

9.2 Modellering 43

9.3 Resultat 43

9.4 Fortsatta studier 43

10. DISKUSSION 45

LITTERATURFÖRTECKNING 47

BILAGA 1: BÄCKASLÖVS VÅTMARK , ÖVERSIKTSKARTOR 49

BILAGA 2: RESULTAT FRÅN SEDIMENTPROVTAGNING SEPTEMBER 1996 51

BILAGA 3: BESKRIVNING AV ANALYSMETODER OCH GRÄNSVÄRDEN 53

BILAGA 4: MOTIVERING FÖR ATT ANVÄNDA MOUSE 55

BILAGA 5: ANALYSRESULTAT 61

BILAGA 6: REDUKTION AV FÖRORENINGAR UNDER PERIODEN 970614-970710 67

BILAGA 7: PLACERING AV SEDIMENTLÅDOR 71

BILAGA 8: RESULTAT FRÅN FIDAP 73

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

Dagvatten från vägar, tak och andra hårdgjorda ytor kan innehålla stora mängder föroreningar som tex tungmetaller, näringsämnen och syreförbrukande ämnen. Dagvattnet leds oftast direkt till en recipient eller till ett avloppsreningsverk. Att leda dagvattnet till ett avloppsreningsverk är inte ett bra alternativ då tillfälligt höga flöden försämrar reningen på avloppsreningsverket. På ett avloppsreningsverk vill man ha ett så konstant flöde som möjligt för att få den bästa reningen. Ett avloppsreningsverk är oftast inte heller dimensionerat för att avlägsna metaller eller andra ämnen som är specifika för dagvatten. Dessutom förorenas slammet från avloppsreningsverket som kan återanvändas som gödning.

Recipienterna till dagvatten får ofta ta emot en större belastning av föroreningar än de klarar av. Hur känslig recipienten är beror bla på recipientens storlek och omsättningstid. För att minska belastningen på recipienten kan man tex anlägga en våtmark som jämnar ut flödet och avskiljer en del av föroreningarna innan de når recipienten.

## 1.2 Syfte

Syftet med detta examensarbete är att undersöka hur stor förmåga öppna utjämningsmagasin har att avskilja föroreningar som kommer med dagvatten. Det är också av intresse att studera om korttidsvariationer som tex regnintensitet och långtidsvariationer som tex årstiden spelar någon roll för avskiljningsförmågan. Detta examensarbete ska förhoppningsvis tillsammans med andra liknande undersökningar ge en bild av hur öppna utjämningsmagasin fungerar och hur de bäst utformas för en optimal reduktion av dagvattenföroreningar.

## 1.3 Metod

För att undersöka ett öppet utjämningsmagasins förmåga att avskilja föroreningar tas vattenprover på inkommande och utgående dagvatten. Vattenprover tas efter varje regntillfälle på det inkommande vattnet men också mellan regntillfällena på utgående vatten för att få med allt vatten som passerar in och ut i magasinet. Flödet in och ut ur magasinet mäts för att kunna kontrollera magasinets utjämningsförmåga samt för att se att vattenvolymen in i magasinet är lika stor som utgående volym.

Vattnets väg genom magasinet kan studeras med hjälp av strömkors. En datormodell över utjämningsmagasinet kan också användas för att se hur vattnet rör sig i magasinet. Modellen kan även användas till att simulera olika händelser eller olika utföranden på magasinet för att få den bästa föroreningsavskiljningen. Hur mycket sediment som bildas på olika ställen i magasinet kan undersökas med hjälp av sedimentsamlare som placeras på botten av magasinet. Sedimenten analyseras med avseende på föroreningar.

## 1.4 Begränsningar

I detta examensarbete studeras Bäckaslövs våtmark i Växjö. Bäckaslövs våtmark består av en damm som mynnar ut i en våtmarksäng. Då detta examensarbete är tidsbegränsat har inte årstidernas inverkan på avskiljningen kunnat göras utan jag har koncentrerat mig på korttidsvariationernas inverkan. Under den period som mätningarna pågick valdes några regn för att analyseras mer noggrant vad gäller föroreningarnas variation under regnhändelsen och resterande regn analyserades med samlingsprov. Sedimentundersökningen påbörjades med en provtagning av sedimenten i mitten på augusti och kommer att fortsätta även efter detta examensarbete.

Strömningarna i dammen undersöktes med strömkors under ett regntillfälle. En datormodell i FIDAP användes för att verifiera mätningarna med strömkorsen samt att simulera olika händelser. På grund av tidsbrist gjordes endast en 2-dimensionell modell.

# 2. Dagvatten

## 2.1 *Dagvatten och dess historia*

Dagvatten är en benämning för det vatten som rinner av gator och andra hårdgjorda ytor, vid nederbörd i form av regn samt snösmältning. Det vatten som inte har någon möjlighet att infiltrera ner i marken måste föras bort med hjälp av tex ledningar och diken. I samband med tätorternas stora expansion på 50-70-talen blev dagvattnet ett problem då den ökade mängden hårdgjorda ytor medförde en allt större mängd vatten som behövdes tas omhand. Omhändertagandet av vattenvolymerna var ett problem, men även oönskade förändringar i grundvattennivån gav problem. När vattnet transporteras bort istället för att infiltreras ner i marken kan det leda till grundvattensänkningar med sättningar och skador på byggnader och anläggningar som följd.

Vatten som passerar atmosfären i form av regn eller snö tar upp föroreningar ur luften och transporterar ner dessa till marken. När vattnet når marken i form av regn har det en eroderande funktion vilket medför att det "tvättar rent" den yta det faller på. Vatten är samtidigt en god transportör av lösta ämnen. Dessa faktorer gör att vi får ett dagvatten som kan vara ganska förorenat beroende på omständigheterna. Idag vet vi att dagvatten inte bara är ett mängdproblem utan också ett föroreningsproblem.

Fram till ungefär 1955 anlade man kombinerade ledningssystem, vilka innebär att dagvattnet avleds tillsammans med spillvattnet. Detta innebar en del problem då stora dagvattenflöden medförde bräddning och översvämningar ute på ledningsnätet. Reningseffektiviteten på reningsverken minskar också då flödet är stort och utspätt. Dessutom har reningsverken ingen större reningseffekt på dagvatten då de inte är dimensionerade för att rena metaller. Kombinerade system finns kvar än i dag och då främst i äldre centrumbebyggelse. [ 11 ]

Under 1950-talet började man använda sig av utjämningsmagasin för att få bukt med översvämningar och ungefär samtidigt började man också med duplikata system som innebär att dagvattnet avleds i separata ledningar och ofta direkt till recipienten utan att renas. [ 11 ] Det var inte förrän i slutet på 60-talet som vi i Sverige började inse att dagvattenkvaliteten var ett problem och studier av dagvattnets kvalitet påbörjades i de nordiska länderna under 70-talet. [ 15 ]

Nu när avloppsvattenreningen blir allt effektivare och bräddningsvolymer kontrolleras kommer dagvattenutsläppen alltmer i fokus.

## 2.2 *Dagvattnets föroreningar*

De föroreningar som diskuteras i samband med dagvatten är i stora drag suspenderat material, syreförbrukande ämnen, näringsämnen och tungmetaller. Föroreningar ansamlas bland annat pga stoftnedfall på exponerade markytor som sköljs av vid ett regn. Regnet kan också orsaka korrosion av metallytor. Regnets korrosionsbenägenhet beror bla på hur frätande eller surt regnet är.

Hur förorenat dagvattnet är beror på hur lång tid som gått mellan regnen men också på vilken typ av yta som avrinningen sker ifrån. Regnets intensitet har en stor betydelse då det inverkar på hur mycket partiklar och föroreningar regnet eroderar bort. Det föroreningsinnehåll nederbörden har innan den når ytan inverkar också på dagvattnets föroreningshalt. Kvaliteten på dagvattnet varierar därför stort beroende på var och när kontroller utförs.

**Långtidsvariationer**
Föroreningsmängderna per månad är störst under hösten och vintern, men de högsta halterna uppmäts under häftiga sommarregn. De största dagvattenflödena uppkommer under snösmältning och under ihållande regn under hösten och vintern. Föroreningshalten i smältvatten kan vara flera gånger högre än normalvärdet i dagvatten då föroreningarna ackumuleras i snön. [ 11 ]

**Korttidsvariationer**
Föroreningshalterna är störst i början av avrinningen då ytorna sköljs av och minskar sedan förutsatt att intensiteten hålls konstant. Ett regn med hög intensitet har ofta ett större innehåll av föroreningar än ett regn med låg intensitet. En längre torrvädersperiod medför också högre halter då det sker en ackumulering av föroreningsmängderna på marken, i gatubrunnar och i ledningar. [ 11 ]

## *2.3 Dagvattnets innehåll*

Dagvatten har generellt högre halter metaller och suspenderade ämnen (SS) än spillvatten och bräddvatten men halterna av syreförbrukande ämnen (BOD, COD), kväve och fosfor är lägre. Om man jämför dagvattnet med behandlat avloppsvatten så innehåller dagvattnet generellt sett mycket högre halter av tungmetaller och suspenderat material och något högre halter av syreförbrukande ämnen samt ungefär en lika halt av fosfor men mindre kväve. Blyinnehållet i dagvatten är betydligt större än i avloppsvatten. [ 11 ]

**Tabell 2.1:** Generellt innehåll av dagvatten.

| Ämne | Medel (mg/l) | Min-Max (mg/l) |
|---|---|---|
| COD | 65 | 5-100 |
| Tot-N | 2 | 1,3-3,6 |
| Tot-P | 0,3 | 0,1-0,76 |
| Bly | 0,2 | 0,005-0,84 |
| Koppar | 0,1 | 0,0015-1,33 |
| Zink | 0,3 | 0,005-0,95 |
| SS | 200 | 30-1750 |
| Kadmium | 0,001 | 0,0005-0,003 |
| BOD | 14 | 8-30 |
| Olja | 0,4 | 0,4-3,3 |
| | (st/ml) | (st/ml) |
| Fekal coliform | 4000 | 2100-6400 |

## 2.4 *Föroreningskällor*

De största föroreningskällorna är:
- atmosfäriskt nedfall
- trafik
- korrosion
- spillning från fåglar och husdjur

Det atmosfäriska nedfallet är den största källan vad det gäller dagvattnets innehåll av kväve och en av de två största källorna till fosfor. Den andra fosforkällan är djurspillning. Det atmosfäriska nedfallet är också en källa till zink tillsammans med korrosion av byggnadsmaterial och fordonstrafik. Vilken zinkkälla som är störst beror bland annat på hur mycket förzinkade byggnadsmaterial som finns i området. När det gäller bly är det fordonstrafiken som bidrar med de största halterna förutsatt att området är relativt tättrafikerat, annars kan det atmosfäriska nedfallet räknas som en lika stor källa. Kopparhalten i dagvatten varierar beroende på hur vanligt koppar är som byggnadsmaterial. Vid en ringa mängd är det atmosfäriska nedfallet den bidragande källan men annars domineras den av korrosion av byggnadsmaterial. [ 13 ]

## 2.5 *Förändringar i tiden*

Föroreningskällorna förändras med tiden och även storleken på föroreningarna. Svaveldioxidutsläppen som påverkar försurningen och därmed korrosionen av byggnadsmaterial har tex minskat sedan i början på 1970-talet och är nu nere på en nivå som är lägre än 1950-talets. Minskningen är ca 60% sedan 1980-talet och det totala svaveldioxidutsläpp beräknas minska ytterligare till början på 2000-talet. [ 13 ] Kväveutsläppen har däremot nästan tredubblats sedan 1950-talet beroende på bilismens expansion. Utsläppen ökar inte längre men vi har svårt att uppnå önskad minskning. Tungmetallutsläppen har minskat de senaste 10-20 åren och då framförallt bly som ett resultat av införandet av blyfri bensin. De kända direkta punktutsläppen av kadmium till luft och vatten har sedan början på 1970-talet minskat från ca 50 ton/år till för närvarande ca 9 ton/år. [ 3 ]

## 2.6 *Beskrivning av föroreningar*

### 2.6.1 Allmän beskrivning av de olika ämnena

**Suspenderat material, SS**
(eng Suspended Solids)
Suspenderat material är enligt [ 4 ] de partiklar som kvarhålls på ett filter med porvidden 1 µm. Dessa partiklar sedimenterar relativt snabbt i stillastående vatten men kan förekomma i varierande mängd i rinnande vatten. Halten av suspenderat material i dagvatten varierar på regnets intensitet och avrinningsytornas utformning och typ. [ 13 ] Anläggningsarbeten i området kan ge extra höga halter. Många metaller och kolväten tenderar att bindas av sediment. SS kan avskiljas genom sedimentation, filtrering och adsorption i porösa material.

**Tungmetaller**
Som tungmetaller räknas de metaller som har en högre densitet än 5 g/cm$^3$. [ 4 ]
Tungmetaller är främst bundna till partiklar vilket gör att de kan avskiljas med sedimentation och adsorption till jord. Tungmetaller kan även finnas lösta i vatten som fria joner och är då skadliga för växter och djur. Som tungmetaller räknas bly, koppar, zink, kadmium, kvicksilver, krom, nickel, kobolt och järn. Aluminium räknas inte som en tungmetall pga den låga densiteten (se definitionen av tungmetaller ovan). I detta arbete kommer jag att koncentrera mig på bly, koppar, zink och kadmium. Av dessa metaller är bly och kadmium partikelbundna medan koppar och zink oftast förekommer i löst form. Nedan följer en kort beskrivning av vilka källorna är till samtliga ovanstående tungmetaller. [ 11 ]

| | |
|---|---|
| Bly (Pb) | Trafikytor ( bensin), atmosfäriskt nedfall. |
| Koppar (Cu) | Takytor, korrosion av byggnadsmaterial, atmosfäriskt nedfall och trafikytor. |
| Zink (Zn) | Atmosfäriskt nedfall, trafikytor, korrosion av byggnadsmaterial, stuprör, lyktstolpar, vägsalt, galvaniserade ytor som bilkarosser, takplåt, hängrännor. |
| Kadmium (Cd) | Nickel-kadmiumbatterier, plaster, färgämne, ytbehandling, atmosfäriskt nedfall, korrosion. |
| Kvicksilver (Hg) | Kasserade termometrar, batterier, industriutsläpp. |
| Krom (Cr) | Däckslitage-dubbar, korrosion av bildelar, ytbehandlande industrier. |
| Nickel (Ni) | Ytbehandlande industrier, förbränning av fossila bränslen. |
| Kobolt (Co) | Industrirelaterad |
| Järn (Fe) | - |

**Näringsämnen**
Till näringsämnen räknas bla fosfor, kväve och kol. Näringsämnen är nödvändiga för växter och djurs ämnesomsättning men i överskott orsakar de övergödning. Sedan sekelskiftet har den årliga tillförseln av kväve och fosfor till havet ökat fyra respektive åtta gånger. Denna ökning beror på mänskliga verksamheter där jordbruket står för en stor andel tillsammans med luftföroreningar som sköljs ur atmosfären med regn och snö. De partikelbundna näringsämnena kan avskiljas genom sedimentation. Andra sätt att avlägsna näringsämnen är genom biosorption (växtupptag) och denitrifikation när det gäller kväve.

**Kväve**
Kväve förekommer naturligt i vatten i många olika former, löst kvävgas ($N_2$), nitrat ($NO_3$), nitrit($NO_2$), ammonium ($NH_4$) och organiskt bundet. När organiskt material bryts ned frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium. Vid nitrifikation oxideras ammonium stegvis till nitrat. Detta kräver tillgång på syre och om syrgastillgången är dålig bildas istället nitrit som är giftigt för flertalet organismer. Vid anaeroba (fritt från syre) förhållanden kan bakterier genom denitrifikation omvandla nitrit och nitrat till kvävgas som avgår till luften. [ 4 ] Dagvattnets innehåll av kväve kommer framförallt från atmosfäriskt nedfall där trafiken är en stor källa och djurspillning/urin. [ 11 ]

**Fosfor**
Fosfor förekommer i naturvatten som löst oorganiskt fosfor, löst organiskt bundet fosfor samt partikulärt bundet, oorganiskt eller organiskt, fosfor. Summan av dessa olika fosforföreningar

kallas totalfosfor. Totalfosforn kan anses utgöra en potentiell näringskälla, eftersom den fosfor som inte direkt kan tas upp av växtligheten kan omvandlas till sådan fosfor som kan tas upp. Fosfatfosforhalten $PO_4$-P anger vikten eller antalet mol per liter av den i fosfat ingående fosforn. Fosfathalten utgör ett mått på den för växterna omedelbart tillgängliga fosforn i vattnet. [ 4 ] Fosforkällor är tex atmosfäriskt nedfall, djurspillning och gödningsmedel. [ 11 ]

**Syreförbrukande ämnen, COD, BOD**
COD- Kemisk syreförbrukning är ett mått på dagvattnets innehåll av ej nedbruten organisk substans och ett mått på organiska och oorganiska ämnens syreförbrukning vid fullständig oxidation.
BOD-Biokemisk syreförbrukning är ett mått på organiska ämnens syreförbrukning vid nedbrytning av mikroorganismer.
Syreförbrukande ämnen reduceras via kemiska och mikrobiella omvandlingsprocesser. [ 11 ]
Den största källan till syreförbrukande ämnen är trafiken.

**Olja**
Olja kommer till största delen från fordonsutsläpp, bensinstationer och verkstäder.

**Bakterier**
Dagvatten innehåller coliforma bakterier och halterna kan variera mellan $10^2$-$10^5$ st/100ml för coliforma bakterier (35°C) och mellan $10^2$-$10^4$ st/100ml för termostabila coliforma bakterier. Höga halter kan tyda på inblandning av spillvatten.

### 2.6.2 Sammanfattning av föroreningar och dess källor

**Tabell 2.2:** Föroreningskällornas betydelse för föroreningshalterna i dagvatten (enligt skalan dominant - stor - någon - liten ). [ 13 ]

| Källa | COD | Kväve | Fosfor | Bly | Zink | Koppar |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Trafik | dominant | någon | liten | dominant | någon | någon |
| Korrosion, erosion | någon | liten | någon | liten | stor | dominant |
| Regn, stoftnedfall | någon | stor | någon | någon | stor | någon |
| Lokala aktiviteter | liten | någon | stor | liten | liten | liten |

## *2.7 Dagvattnets sammansättning från olika områden*

### 2.7.1 Allmänt

Dagvattnets innehåll av föroreningar varierar beroende på hur avrinningsområdet ser ut med avseende på trafik, boendetäthet och industrier men också på materialval i vägar och byggnader etc. Här följer en beskrivning av det dagvatten som kommer från takytor, asfaltytor samt industriytor. [ 13 ]

### 2.7.2 Dagvatten från takytor

Takytor ger ofta ett klart dagvatten utan färg och med ett lågt partikelinnehåll. Byggnadsmaterialet och regnets korrosiva egenskaper avgör innehållet av tungmetaller och då framförallt koppar och zink. Dagvattnets pH ligger på den sura sidan. Halten av syreförbrukande ämnen samt bly beror av takets höjd över markytan samt trafikintensiteten. Ett högt tak medför en lägre halt av syreförbrukande ämnen och bly då trafikens föroreningsspridning inte når så högt medan ett lägre tak då ger högre halter. Bakterieinnehållet kan vara högt pga fågelspillning. I **Tabell 2.3** visas variationsområden för några ämnen. [ 13 ]

**Tabell 2.3:** Variationsområden för dagvatten från takytor

| Ämne | Takytor |
|---|---|
| Suspenderat material | 5-50 mg/l |
| COD | 10-20 mg/l |
| Bly | 5-50 µg/l |
| Zink | 50-1000 µg/l |
| Koppar | 10-1000 µg/l |

### 2.7.3 Dagvatten från asfaltytor

Dagvatten från asfalterade ytor är ofta grumligt med en grå-svart färg. Partikelinnehållet är högt och pH-värdet ligger nära neutralpunkten. Trafikintensiteten har en stor betydelse för föroreningshalten men även parkeringsytor och gångvägar ger sitt bidrag och då gäller det framförallt nedbrytning av asfalt, stoftnedfall och förorenat regn. Trafiken är den största föroreningskällan för de flesta ämnen till dagvattnet då den bidrar med avgaser, oljeläckage, korrosion, erosion av vägbana och däck till dagvattnet. Från asfalt och däck kommer kolväten och en del tungmetaller, från dubbarna i däck kommer tungmetaller, från äldre bromsband kommer asbest, från bromsledningar kommer koppar och från avgaserna kommer bly, kväveoxider och en mängd kolväten. I **Tabell 2.4** visas variationsområden för vissa ämnen för dels trafikerad gata men också för parkeringsyta. [ 13 ]

**Tabell 2.4:** Variationsområden för dagvatten från trafikerad gata och parkeringsyta

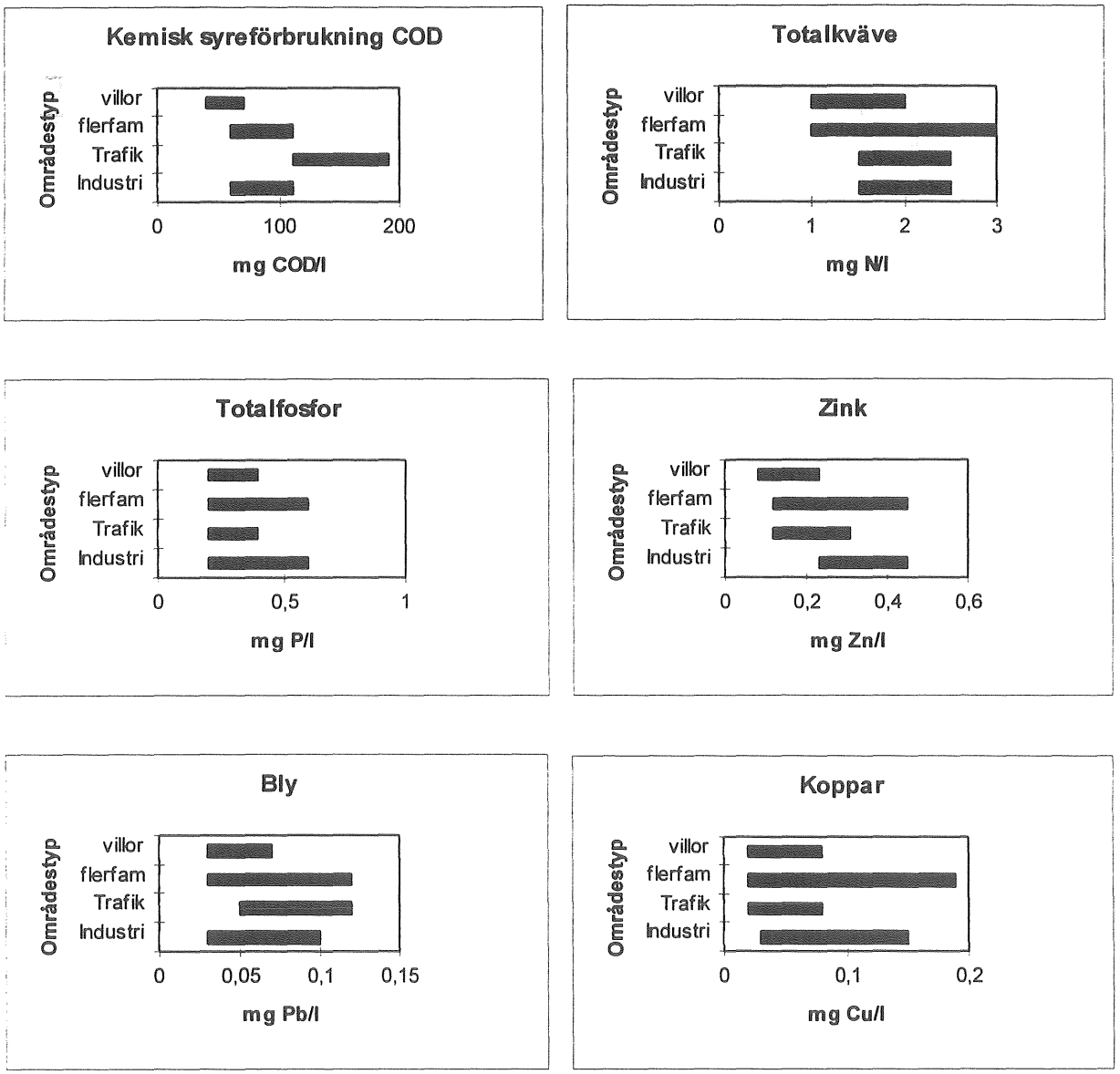
| Ämne | Trafikerad gata | Parkeringsyta |
|---|---|---|
| Suspenderat material | 100-600 mg/l | 20-100 mg/l |
| COD | 150-250 mg/l | 100-200 mg/l |
| Bly | 100-200 µg/l | 30-150 µg/l |
| Koppar | 50-100 µg/l | 50-100 µg/l |
| Kadmium | 2-4 µg/l | 2-4 µg/l |

### 2.7.4 Dagvatten från industriytor

Dagvatten från industriytor betraktas ofta som mycket förorenat och innehåller högre halter näringsämnen, zink och SS än dagvatten från bostadsområden, trafikytor och centrumområden. Föroreningsgraden varierar självfallet beroende på typ av industri.

### 2.7.5 Föroreningshalter beroende på områdestyp

Dagvattnets olika sammansättning kan också delas in i lite större områdestyper som tex industri, trafik, flerfamiljshus (bostäder ≥ 50 p/ha) och villor (bostäder ≤ 50 p/ha). [ 14 ], [ 13 ]




**Figur 2.1:** Dagvattnets föroreningsinnehåll beroende på områdestyp

## 2.8 *Minskning av föroreningar i dagvatten*

För att kunna minska föroreningarna i dagvattnet är det i första hand källorna till föroreningarna som måste ses över och åtgärdas om det är möjligt. När det gäller korrosion av byggnadsmaterial och lyktstolpar etc, som ger dagvattnet en hög halt av koppar och zink kan halterna minskas genom att skyddsmåla ytorna. [ 15 ] Trafiken är en stor källa till många föroreningar men alternativa bränslen och bränslesnåla fordon är på framfart. Man kan se att en del åtgärder gett resultat i form av att tex blyhalterna i dagvattnet har sänkts sedan införandet av blyfri bensin.

Att sopa eller tvätta vägarna är ett sätt att minska de föroreningar som annars skulle sköljas med i dagvattnet. Många föroreningar som tex tungmetaller är bundna till de partiklar som ansamlas på gatorna. Det finns dock vissa brister i metoden då det oftast bara är de grövre partiklarna och sand som avlägsnas. Tungmetallerna sitter oftast på de mindre partiklarna. [ 17 ] Ett annat problem är att rengörningen bör ske ofta , helst varje dag, för att få önskad effekt samt att det är en sådan liten del av föroreningarna som tas bort då stora mängder hamnar vid parkerade bilar och på trottoarer etc. [ 15 ]

Genom att minska dagvattenvolymerna minskar man också föroreningsmängderna. En minskning av dagvattenvolymerna kan göras med tex lokalt omhändertagande av dagvatten ( LOD ). LOD har även andra fördelar då grundvattenbalansen inte ändras som den hade gjort vid anläggandet av hårdgjorda ytor och dagvattenledningarna kan minskas i dimension. En nackdel med LOD är att grundvattnet kan bli förstört och marken får ta emot stora mängder föroreningar.

# 3. Dagvattnets recipientpåverkan

## *3.1 Introduktion*

Dagvattnets påverkan på dess recipient varierar på grund av olika förutsättningar för recipienten att ta emot förorenat vatten. Dagvattnets sammansättning har naturligtvis också en stor betydelse. För ett vattendrag med en liten omsättning på vattnet eller med stora årstidsvariationer i vattenstånd eller vattenföring kan dagvattenutsläpp ha stor betydelse och även varje enskild avrinning. I större vattendrag spelar årets utsläppsmängd större roll än de enskilda. [ 13 ] Nedan följer några parametrar som påverkar recipienten. [ 11 ]

- Nederbördens karakteristik (föroreningsinnehåll, pH).
- Avrinningsområdets markanvändning.
- Storlek, varaktighet och frekvens av belastningen.
- Storlek och typ av recipient.
- Ekologiska förändringar.

De problem som uppstår i recipienterna kommer oftast efter en ganska lång tidsperiod vilket gör det svårt att upptäcka problemen och dess orsaker i tid. Problem som visat sig i recipienter är bla förstörelse av habitat (levnadsplatser för växter och djur) på grund av höga flöden, ackumulering i sediment och kemiska förändringar av sedimenten.

Förändringar som vattenflöden, geometrier etc påverkar recipienten och kan orsaka erosion, reducerad mångfald i habitatet. Vattendrag kan vara känsliga för akut toxisk påverkan eller för mer långsiktig påverkan av typ eutrofiering (igenväxning). Är det den akuta påverkan man söker ska man betrakta ämnen som COD, bakterier och tungmetaller men om det är risken för eutrofiering som undersöks är det kväve och fosfor som är mest intressanta.

## *3.2 Ämnen som påverkar recipienten*

### 3.2.1 Metaller

Dagvatten kan innehålla betydligt högre halter av metaller än recipienten och dessa genomgår fysikaliska, kemiska och biologiska transformationer när de kommer ut till ekosystemen. En del adsorberas på lerpartiklar, en del upptas av växter och djur eller bevaras i löst form. Partikelbundna metaller kan ackumuleras i bottensedimenten och kan återföras i lösning om förhållanden med avseende på syrehalt, pH och temperatur förändras. Ett lågt pH-värde eller låg syrehaltskoncentration leder till ökad löslighet. Då fisk livnär sig på detritusätande organismer (organismer som lever av slam och organiskt sediment) som får i sig tungmetaller från sedimenten ackumuleras dessa i fisken eftersom miljögifterna inte bryts ner. Följande påverkan kan tungmetaller ge på en sjö. [ 11 ]

- Dödliga effekter på akvatiska ekosystem. Eliminering av känsliga arter.
- Reducerad mångfald.
- Ändrat jämviktsläge för ekosystemet (ändrad ekologisk struktur).
- Bioackumulering i vissa arter (fiskar, vattenfåglar mfl).
- Säkerhetsaspekter för mänsklig konsumtion.

### 3.2.2 Näringsämnen

I insjöar med sötvatten är ofta fosfor ett bristämne för växtligheten. Tillförsel av dagvatten med ett högt näringsämnesinnehåll och då främst fosfor leder till eutrofiering med ökad växtlighet som följd. En ökad växtlighet leder till en ökad produktion av djur men med färre arter. Dessa ändrade konkurrensförhållanden medför ett helt nytt ekosystem med syrebrist, fiskdöd och igenväxning som följd. Följande effekter kan erhållas som följd av eutrofiering. [ 11 ]

- Syrereduktion, särskilt i djupa bottnar
- Luktproblem
- Estetiska aspekter
- Siktdjupet försämras
- Algblomning (massutveckling av blågröna alger)
- Svavelvätebildning
- Bottenfauna- och fiskdöd
- Frigörelse av fosfor och kväve från bottensedimenten
- Artsammansättningen ändras (minskad mångfald) och ekosystemens balans rubbas
- Igenväxning

Eutrofiering är egentligen en naturlig process som pågår i våra sjöar och vattendrag. Sjöarna blir grundare på grund av sedimentation av bla döda växter och djur vilket medför att undervattensvegetation och strandvegetation breder ut sig och vattenspegeln minskar. Hastigheten på igenväxningsprocessen varierar beroende på bla berggrund, jordmån och klimat. [ 16 ] Det vi människor kan göra eller rättare sagt gör, är att påskynda förloppet.

En accelererad eutrofiering orsakas av ett för stort tillskott av närsalter och organiskt material. Många djur- och växtarter kan inte anpassa sig till de snabba förändringarna och ett antal anpassningsbara arter tar överhanden. Ofta uppkommer massutveckling av alger (algblomning) och inledningsvis kan detta öka mångfalden då djurlivet gynnas av god tillgång på föda och syre som produceras genom fotosyntesen. Allteftersom eutrofieringen fortsätter kommer vissa arter att dominera på bekostnad av andra. När vattnet blir fullt av alger skuggas ljuset för alla växter och djur under vattenytan och då algerna förmultnar avgår syre från vattnet med syrebrist som följd. Slutfasen är fiskdöd och igenväxning. [ 11 ], [ 16 ]

Vid goda syreförhållanden i sjön fungerar sedimenten som fällor för de tillförda näringsämnena. Vid syrefria förhållanden i bottensedimenten börjar sedimenten avge sina förråd av fosfor och kväve till sjövattnet. Så länge nedbrytningen av det organiska materialet sker med tillgång på syre kan den vid nedbrytningen frigjorda fosforn tas om hand genom att den förenar sig med järn och faller till botten i form av en stabil $Fe^{3+}$-fosfatfällning.

### 3.2.3 Organiskt material

Tillförsel av organiskt material medför att syre förbrukas då mikroorganismer bryter ned materialet. Då syrebrist ger anaeroba förhållanden kan den anaeroba nedbrytningen leda till luktproblem. Dagvattnets organiska innehåll är till stor del knutet till partiklar vilket ger en ökad syreförbrukning vid bottensedimenten. En minskning av syrehalten kan bidra till att metaller och näringsämnen återförs i lösning ( beskrivet ovan under metaller och näringsämnen).

## 3.3 *Södra Bergundasjön - recipient till Bäckaslövs våtmark*

Sjön är totalt 4,36 $km^2$ stor, största vattendjupet är ca 6,0 m, medelvattendjupet är ca 2,6 m och volymen är ca 11,4 miljoner $m^3$. Med ett medelflöde på ca 0,4 $m^3/s$ ger detta en omsättningstid på ca 11 månader.

Södra Bergundasjön är tillsammans med de andra Växjösjöarna, Trummen, Växjösjön och Norra Bergundasjön typexempel på sjöar som inte varit lämpliga som recipienter då de snabbt eutrofierats vid belastning av avlopps- och dagvattenutsläpp. Avloppsutsläpp är inte ensam bov till sjöarnas eutrofa tillstånd utan en viss del kan förklaras av de vattenståndsänkningar som genomfördes under början och mitten av 1800-talet. Vattenståndet i Södra Bergundasjön sänktes med ca 1 m 1812. Sänkningen utfördes för att slippa besvär med sank mark och översvämningar som innebar att stora markområden var oanvändbara. Sänkningen skulle också innebära att sjömalmen lättare skulle kunna upphämtas.

Växjösjöarna ingår i Mörrumsåns vattensystem där vattnet rinner via Trummen och Växjösjön innan det kommer fram till Södra Bergundasjön och Norra Bergundasjön.

Växjösjön som under mitten av 1800-talet ansågs som en sanitär olägenhet försåg Södra Bergundasjön med stora mängder näringsämnen samtidigt som sjön var en recipient för dagvatten. Allt avloppsvatten från Växjö tätort leddes orenat ut i Växjösjön fram till 1927 då ett avloppsreningsverk anlades på Biskopsudden vid Södra Bergundasjöns norra strand. Under slutet av 1800-talet insåg man att den långsamma vattenomsättningen i sjöarna var ogynnsam för sjöarnas förmåga att ta emot tillförda näringsämnen och man lämnade ett restaureringsförslag för Växjösjön som bla innebar en kanal från Helgasjön till Växjösjön.

Södra Bergundasjön användes som recipient till avloppsreningsverket fram till 1974 då Norra Bergundasjön fick ta över. Under 1800-talet och under recipientperioden förvandlades Södra Bergundasjön från att ha varit en näringsfattig sjö med förekomst av sjömalm, till en mycket näringsrik sjö med massutveckling av blågrönalger. Resultatet blev fiskdöd, syrefria bottnar och illaluktande svavelväteförekomst. Trots avlastningen 1974 uteblev den väntade återhämtningen. Den minskade kvävebelastningen medförde att $N_2$-fixerande blågrönalger utvecklades sommartid och sedimentens funktion ändrades från att vara en fosforfälla till att vara en fosforkälla. Sedimenten som avsatts under recipientperioden innehöll 10 gånger mer fosfor än de sediment som avsattes innan 1927. [ 5 ]

Både Växjösjön och Trummen har restaurerats för att dels överleva som sjöar men också för att minska belastningen på efterföljande sjöar i sjösystemet. Södra Bergundasjön håller för närvarande på att restaureras och beräknas vara färdigt under 1997. Innan restaureringen påbörjades visade det sig att av ett tillflöde av fosfor på 3,6 ton/år kom 2,9 ton/år internt från sedimenten och när det gäller kväve kom 24 ton/år från sedimentet av totalt 47 ton/år. För att minska dessa halter och framför allt minska belastningen på den redan ansträngda Norra Bergundasjön beslöt man att restaurera även Södra Bergundasjön. I utredningen inför restaureringen beräknades att mellan 185-500 ton fosfor och 750-2100 ton kväve skulle tas bort ur sedimenten.

Åtgärderna beräknar minska uttransporten av fosfor och kväve från 2,5 ton P/år respektive 40 ton N/år till 0,6 ton P/år respektive 20-30 ton N/år. [ 1 ] Den interna kvävebelastningen kan

efter restaureringen antas upphöra förutsatt att fosforhalterna blir så låga att blågrönalger inte dominerar algbiomassan och fixerar kväve. Fosforhalterna beräknas sjunka från ca 100 µg/l till ca 50-60 µg/l till följd av restaureringen. Den minskade fosforbelastningen medför även en minskad syretäring i sjön då 1g fosfor ⇒ 100g algbiomassa ⇒ 150g syrebrist då algerna bryts ned. Kan perioderna med syrebrist i sjön elimineras med hjälp av fosforreduktion kan sjön återgå till att bli en fosforfälla istället för fosforkälla. Fosfor urlakas som tidigare nämnts ur sedimenten vid låga syrehalter. [ 1 ]

Förhållandena i Norra Bergundasjön förbättrats ytterligare av det nya reningsverket som använder sjön som recipient. Det nya verket släpper ut mindre fosfor och BOD än föregående reningsverk och orsakar en mindre syretäring i sjön då det renade spillvattnet nitrifieras innan det släpps ut i sjön. Nitrifikationen medför att sjön tillförs syre.

Restaurering är en tillfällig lösning där sjöarna "rensas", men källorna till problemen återstår. Det nya avloppsreningsverket och åtgärder som tex Bäckaslövs våtmark minskar belastningen på sjöarna vilket förhoppningsvis på lite sikt leder till friskare sjöar.

# 4. Beskrivning och bakgrund till Bäckaslövs våtmark

## 4.1 *Introduktion*

I Växjö stad finns det tre sjöar som får ta emot dagvatten från i stort sett hela Växjö centralort. Dessa sjöar är Växjösjön, Trummen och Södra Bergundasjön. Avrinningsområdet för dessa tre sjöar är ca 1600 ha bebyggelseområde, vilket motsvarar ca 80% av hela centralortens exploaterade yta.

I början på 1970-talet började kommunen i Växjö att restaurera Trummen genom muddring och 1989-91 restaurerades Växjösjön. Restaureringen av Södra Bergundasjön beräknas vara färdig 1997. Syftet med Bäckaslövs våtmark är att få ett renare och bättre dagvatten till den nyrestaurerade Södra Bergundasjön. Det finns ytterligare anläggningar som ska minska föroreningsbelastningarna på de andra sjöarna som tex Strandbjörkslagunen vid Växjösjön och Kvarnbäcken vid Trummen. I Linnéparken planeras det att anlägga öppna dammar för att ta hand om dagvatten från centrala Växjö. Målsättningen är att minska föroreningsbelastningen på recipienterna men också att förbättra vattensystemens hydrauliska funktion. Det har varit en del problem med källaröversvämningar som man nu hoppas få bukt med genom satsningar på fördröjningsmagasin etc. Jag kommer dock i det följande att koncentrera mig på Bäckaslövs våtmark.

Bäckaslövs våtmark blev färdig 1994 och ligger där Kronobergs regemente hade sin skjutbana innan regementet lades ner 1992. Området tillhör Bokhultets naturreservat, som är ett kommunalt naturreservat med en unik och vacker bokskog. Det är tänkt att våtmarken förutom sin uppgift att rena dagvatten även skall fungera som ett vackert promenadområde. Stora schaktarbeten har gjorts i området då man har varit begränsad av Södra Bergundasjöns vattennivå och inga större uppdämningar i dagvattennätet har tillåtits. Överskottsmassorna har använts till utsiktsplatser inom området.

Till våtmarken kommer dagvatten från stadens västra delar och avrinningsområdet består av ca 320 ha exploaterad mark. Av dessa är ca 190 ha industri, kontor och handel och ca 130 ha bostäder. Genomfarter, infarts- och huvudgator med förhållandevis intensiv trafik genomkorsar avrinningsområdet. Inom avrinningsområdet har man även byggt ut fördröjningsmagasin för att utjämna stora momentana flöden och minska risken för översvämningar, som tidigare varit ett problem. Momentant kan flödena till anläggningen komma upp i ca 4 000 l/s vid värsta 2-års regn. Den totala årliga regnvattenvolymen som kommer till anläggningen är uppskattad till 0,8 miljoner $m^3$. Utöver detta kommer ett årligt basflöde av grundvatten på 1,5 miljoner $m^3$.

## 4.2 *Våtmark - vad är det?*

All mark som är blöt och fuktig kallas med ett gemensamt namn för våtmark och det finns en rad olika varianter. Det som avgör typen av våtmark är bla tillgången på vatten, mineraler och näring, samt vilka växter och djur som trivs där. Mer än hälften av vegetationen skall vara vattenälskande för att det skall vara en våtmark. Sverige består till 20% av våtmarker. Många är små och en stor del finns i norra Sverige. I Skåne där jordbruket är som intensivast finns det

däremot ont om våtmarker. Endast 10% av den ursprungliga våtmarksarealen finns kvar i Skåne pga mänsklig påverkan genom tex utdikning. [ 12 ] Våtmarkerna har många funktioner ute i naturen och har i alla tider utnyttjats till att ge foder åt kreatur och myrarnas torv har använts till bränsle. Vid regn har våtmarken en uppbromsande effekt vilket ger ett jämnare flöde och god vattenförsörjning även under torrperioder. I och med att vattnet bromsas upp och rinner långsamt genom våtmarken hinner partiklar sjunka till botten och lagras in i bottensedimenten. Där fastläggs en del av de näringsämnen som förs med vattnet, våtmarksväxterna tar upp en del och mikroorganismernas biologiska aktivitet sörjer för att kvävet i vattnet omvandlas till luftkväve. Vattnet i våtmarken lagrar dessutom värme vilket ger ett jämnare klimat runt våtmarken.

Idag återskapar vi våtmarker även i tätortsmiljö för att utnyttja våtmarkens positiva egenskaper vad gäller uppbromsning och rening av dagvatten. Våtmarken fungerar som ett reningsfilter och kan minska utsläppen av både näringsämnen och tungmetaller till recipienten.

## *4.3 Dagvattenanläggningens funktion*

Bäckaslövs våtmark består av en konstgjord sjö eller damm samt en efterföljande våtmark. Att använda en våtmark i förbindelse med en dagvattendamm ger bättre resultat än om de användes var och en för sig. [ 11 ] Vattnets uppehållstid är en viktig parameter när det gäller föroreningsavskiljning och att ha en damm i anslutning till våtmarken förlänger uppehållstiden. [ 2 ] Det är framför allt denitrifikationen av kväve som ökar vid en ökad uppehållstid men även sedimentationen och växtupptagningen gynnas positivt. Nedan följer en kort beskrivning av dammens och våtmarkens funktioner och föroreningsavskiljningskapacitet.

**Dammen**
I detta fall har den konstgjorda dammen i huvudsak två funktioner. Den ena är utjämning av flödet och den andra är sedimentation. Dammen är en så kallad våt damm vilket medför en permanent vattenyta. Även vid torrväder rinner ett basflöde (grundvatten) in till dammen. Föroreningar avskiljs genom sedimentering, växtupptag och bakteriell nedbrytning. Avskiljningsgraden avtar med tiden genom ökad ackumulering av sediment. Sommartid är dammen en effektiv föroreningsavskiljare men på vintern då dammen kan vara istäkt kan föroreningshalterna i vattnet som passerar dammen öka då tex fosfor frigörs från sedimenten vid anaeroba förhållanden. För att bibehålla en god avskiljning och undvika vinterns problem så långt det går bör man muddra botten på sediment.

**Våtmarken**
Våtmarken är liksom dammen ett fördröjningsmagasin men den främsta uppgiften är att reducera föroreningsinnehållet för i detta fallet dagvatten. Föroreningar avskiljs genom sedimentering, biosorption (växtupptag), adsorption, kemisk utfällning, fysikalisk filtrering, mikrobiell nedbrytning och avdunstning. Den mikrobiella aktiviteten är den viktigaste reningsprocessen när det gäller dagvattenrening i våtmarker. Partikulära föroreningar upptas av våtmarkens växttäcke och sedimenterar så småningom till bottensedimenten. BOD, patogener (sjukdomsalstrande) och vissa kolväten reduceras via kemiska och mikrobiella omvandlingsprocesser. [ 12 ]

Kvävet minskas genom växternas upptag, genom fastläggning i bottensedimenten och genom denitrifikation. Under sommarhalvåret tar växterna upp kväve och binder det till sin växtbiomassa. Då de vissnar och sjunker till botten bildar en del av växtmassan bottensediment där kvävet lagras in, men större delen av de döda växtdelarna bryts ned. Bakterier frigör genom nedbrytningsprocessen kvävet i ammoniumform och vidare till nitrat om tillgången på syre är god. Nitratet tas antingen på nytt upp av växterna, eller omvandlas av denitrifikationsbakterier till fri kvävgas. Denitrifikationen gör att kvävet försvinner ur vattnet, medan det kvävet som finns i växter och bottensediment frigörs då det organiska materialet bryts ned. Fosfor är bundet till jordpartiklar som sjunker till botten och lagras in i bottensedimenten. Vid omrörning eller under vintern vid syrebrist kan fosfor läcka ut i vattnet. Fosfor tas även upp av växter. [ 12 ]

**Underhåll**
De flesta gifter i naturen löser sig dåligt i vatten men bra i fetter och fettliknande ämnen som till exempel oljor och bensin. Växter och djur består delvis av fetter och kan därför ta upp miljögifter. Dessutom binds fettlösliga ämnen och därmed många gifter i naturen till partiklar som härstammar från växter och djur, tex avföringsrester, döda djur- och växtdelar. Dessa partiklar finns både svävande i vattnet och i sedimenten på botten. De största mängderna fettlösliga miljögifter hittar man oftast i bottensedimenten. [ 10 ] För att förhindra metaller och andra miljögifter, som sedimenterat till botten, att spridas vidare bör man rensa botten vid behov. Borttagningen av sediment medför även en reduktion av det fosfor som är fastlagt i bottensedimenten.

Genom att skörda växterna i dammen och i våtmarken kan det kväve och fosfor som finns bundet i växterna reduceras. Denitrifikationen kräver dock döda växtdelar som ger kol och energi till bakterierna vilket förespråkar en måttlig skörd. Den största kvävereningen sker genom denitrifikation, medan endast ca 10% av kvävet binds i växterna. [ 12 ]

## *4.4 Föroreningsbelastning*

Genom översiktlig beräkning från långa provtagningsserier på dagvattnet har den årliga föroreningsbelastningen på anläggningen uppskattats till: [ 8 ]

**Tabell 4.1:** Uppskattad föroreningsbelastning

| Ämne | Mängd per år |
|---|---|
| COD | 60 ton |
| Kväve | 3,0 ton |
| Fosfor | 110 kg |
| Koppar | 8 kg |
| Zink | 150 kg |
| Bly | 7 kg |
| Olja | 1,8 ton |

## 4.5 Utformning

Inloppet till anläggningen består av två ∅ 1400 mm kulvertar och när vattnet passerat dessa samlas det upp i en konstgjord sjö med en vattenyta på ca 18 000 $m^2$ . Från den konstgjorda sjön begränsas flödet med hjälp av två cyklonbromsar som ger ett maxflöde på 2 x 200 l/s och avskiljning sker med en 20 m bred betongskärm utförd av betongelement. Den konstgjorda sjön har en regleringsvolym som räcker till att fördröja och utjämna ett 2-årsregn. Vid större regn sker bräddning via ett skibord av betong. Regleringsvolymen i dammen är ca 8900 $m^3$ räknat från den lägsta nivån som uppkommer i dammen till nivån på skibordet. Efter cyklonbromsarna rinner vattnet ut på våtmarksängen som är ett ca 7 ha stort markområde. Breda meandrar för vattnet över våtmarksväxter och vegetation. Inom våtmarken finns även en bred vattentrappa där vattnet syresätts genom luftning. Utloppet från våtmarksängen regleras med ett skibord och vattnet leds vidare till Södra Bergundasjön via en befintlig bäck.

## 4.6 Vegetation och mikrofauna

En mycket liten del av växtligheten i området är planterad då det mesta har kommit dit naturligt. Växterna har en stor uppgift i reningsprocessen då de både tar upp näringsämnen och binder tungmetaller. Växterna har även en uppbromsande effekt på vattnet vilket är positivt för sedimentationen. Mikrofaunan i våtmarken inventerades under sommaren 1996 av Anna Eriksson. [ 6 ] Hon kom i sitt arbete fram till att det inte var några stora skillnader i artdiversitet eller individantal i början och i slutet av våtmarkssystemet. För att kunna göra en bedömning angående skillnader i föroreningsgrad på dessa platser skulle fler organismer behöva bestämmas till artnivå. Dock förekommer fler arter av växtplankton i början på våtmarken än i slutet. Förekomst av eutrofiindikerande växtplankton visar att vattnet är näringsrikt. Jämfört med en "normal" sjö är artantalet i våtmarken lågt, men artdiversiteten visar ändå på att det inte är frågan om en starkt förorenad eller skadad miljö. [ 6 ]

## 4.7 Befintliga mätstationer

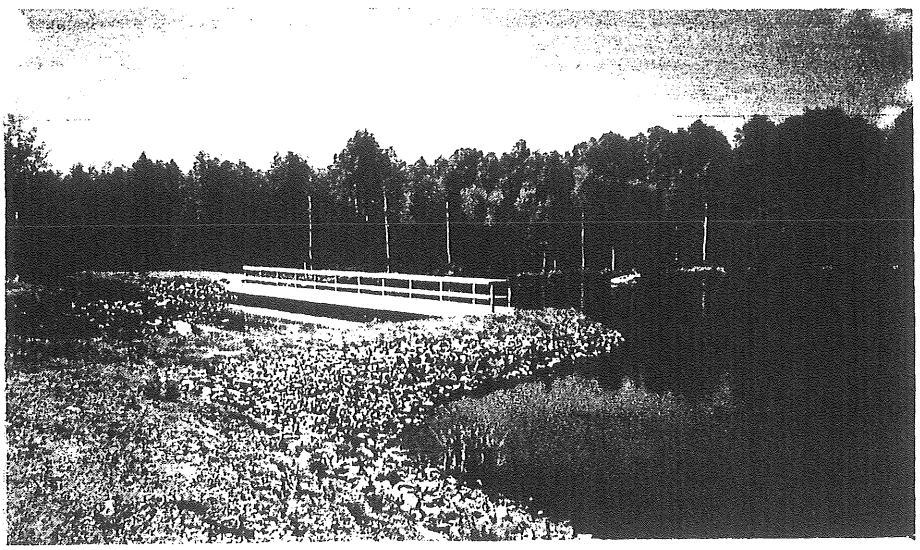
### 4.7.1 Beskrivning av mätstationer

Det finns tre fasta mätstationer vid våtmarken för registrering av flöden och provtagning. Registreringen av flöde och totalt passerad volym sker kontinuerligt. Provtagarna styrs via flödet och när ett bestämt gränsvärde överskrids startar provtagaren. Gränsvärdet är inställt så att basflödet ska kunna passera utan att provtagaren går igång men så fort ett regn påverkar flödet tas prover. En MOUSE-modell har använts för att få fram lämpliga gränsvärden och provtagningsvolymer.

**Mätstation 1**
Mätstation 1 är placerad efter utloppet från ledningsnätet. Flödesmätningen sker i en öppen stensatt kanal där hastighet och nivå registreras i två punkter varav ett medelvärde av dessa används för att beräkna det aktuella flödet. Här har man tagit prover då flödet kommit upp i 100 l/s. För varje 50 $m^3$ som passerat har det då tagits ett prov på 200 ml. Proven samlades upp i en stor behållare och man erhöll ett samlingsprov som sedan analyserades.

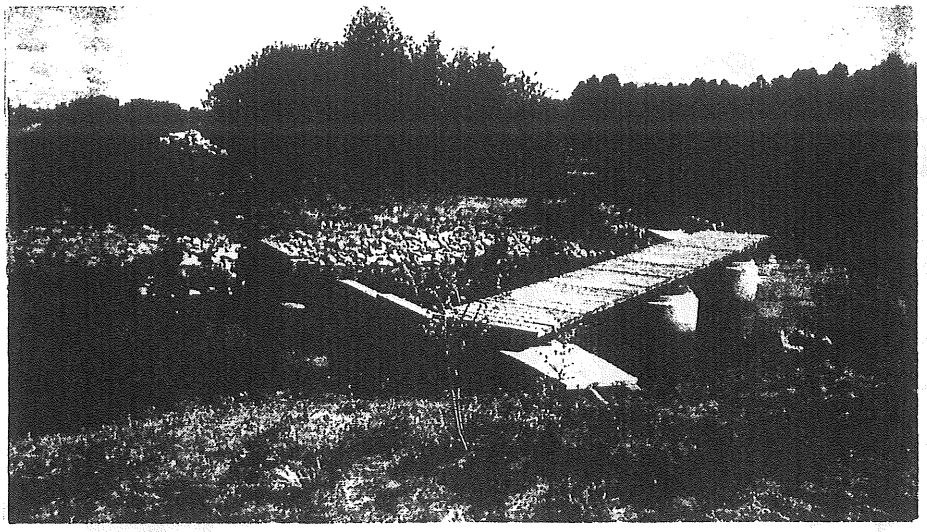
**Figur 4.1:** Mätstation 1

**Mätstation 2**
Den andra mätstationen är placerad vid utloppet till våtmarksängen. Det inkommande vattnet har fördröjts och utjämnats i dammen och på sin väg ut över våtmarken beräknas flödet med hjälp av en givare som registrerar vattenhastigheten. Utloppsledningen står alltid under vatten vilket gör att tvärsnittsarean är konstant. Provtagaren i mätstation 2 fungerar i stort på samma sätt som provtagaren i mätstation 1.



**Figur 4.2:** Mätstation 2

**Mätstation 3**
Vid utloppet till bäcken som leder vattnet till Södra Bergundasjön sitter den tredje mätstationen och där är det en ultraljudsgivare som registrerar vattennivån i våtmarken och flödet beräknas över skibordet. Även här finns en provtagare som aktiveras vid ett gränsvärde på 50 l/s och ett prov på 100 ml har tagits för varje 50 $m^3$ som passerat. Liksom i de andra mätstationerna är det samlingsprov som analyserats.



**Figur 4.3:** Mätstation 3

### 4.7.2 Provtagning

Prover tas från de tre mätstationerna efter varje månadsregn och samtidigt registreras regnintensiteten i minst en punkt inom avrinningsområdet. Målsättningen har varit att få analysresultat från minst ett ordentligt regn varje månad och då också årstidsvariationerna på reningseffekten beroende på växtligheten i våtmarken. Under vintermånaderna december till mars har man tagit stickprover i samband med snösmältning. Vattnet analyseras med avseende på temperatur, pH, klorid, konduktivitet, suspenderad substans, COD, totalfosfor, totalkväve, olja, kvicksilver, kadmium, bly, koppar, zink, krom, nickel, järn, mangan och aluminium.

Provtagning sker också på recipienten med avseende på temperatur, pH, klorid, konduktivitet, totalfosfor, totalkväve och syrehalt. Siktdjupet mäts på plats. Proverna tas i anslutning till bäckens utflöde vår och höst. Även grundvattnet kontrolleras för att se eventuell påverkan från anläggningen och det görs med hjälp av fem stycken provtagningsbrunnar. Marken består av en mycket tät morän och därför bedöms inte grundvattnet påverkas men prover tas 2 gånger per år för att få det bekräftat. Dessa prover analyseras med avseende på pH, klorid, konduktivitet, COD, totalkväve, totalfosfor, bly, koppar, zink, järn och mangan.

## *4.8 Tidigare utförda kontroller av Bäckaslövs våtmark*

Efter ungefär ett års drift gjordes en sammanställning på hur effektiv dagvattenreningen varit under perioden och följande resultat erhölls när det gällde närsalter och tungmetaller. [ 8 ]

**Reduktion närsalter**

| | Sommar | Vinter |
|---|---|---|
| Kväve, tot N | 40-50 % | ingen reduktion, kan öka |
| Fosfor | 80-90 % | 10-30 % |

**Reduktion tungmetaller vid häftiga regn**

| | |
|---|---|
| Bly | ca 90 % (sedimenteringsmagasin ca 80 %) * |
| Koppar | ca 70 % (sedimenteringsmagasin ca 65 %) |
| Zink | ca 75 % (sedimenteringsmagasin ca 75 %) |

* 80 % har reducerats i dammen till stor del genom sedimentation och resterande har reducerats i våtmarksängen.

**Reducering av föroreningar beroende på inkommande dagvatten**

**Tabell 4.2:** Provtagning 1995-09-24 vid ett häftigt regn efter ca en månads torrväder.

| | | **Station 1** Ledningsnät | **Station 2** Konstgjord sjö | **Station 3** Våtmarksäng |
|---|---|---|---|---|
| pH | | 7,5 | 7,1 | 7,1 |
| Konduktivitet | mS/m | 33,5 | 23,3 | 16,0 |
| Färg | | 1200 | 80 | 90 |
| Susp | mg/l | 450 | 14 | <5 |
| COD (Cr) | mg/l | 180 | <30 | <30 |
| Kväve tot | mg/l | 3,8 | 1,5 | 1,2 |
| Fosfor | mg/l | 0,84 | 0,043 | 0,036 |
| Bly | mg/l | 0,037 | 0,004 | 0,003 |
| Koppar | mg/l | 0,049 | 0,009 | 0,007 |
| Zink | mg/l | 0,44 | 0,07 | 0,07 |

**Tabell 4.3:** Provtagning 1995-10-01 efter flera dagars regn, totalt ca 25 mm.

| | | **Station 1** Ledningsnät | **Station 2** Konstgjord sjö | **Station 3** Våtmarksäng |
|---|---|---|---|---|
| pH | | 6,7 | 6,8 | 7,0 |
| Konduktivitet | mS/m | 3,0 | 10,5 | 12,6 |
| Färg | | 15 | 40 | 50 |
| Susp | mg/l | <5 | 6,5 | <5 |
| COD (Cr) | mg/l | <30 | <30 | <30 |
| Kväve tot | mg/l | 0,3 | 0,72 | 0,72 |
| Fosfor | mg/l | 0,035 | 0,048 | 0,031 |
| Bly | mg/l | 0,003 | 0,003 | 0,004 |
| Koppar | mg/l | 0,004 | 0,009 | 0,004 |
| Zink | mg/l | 0,06 | 0,06 | 0,06 |

**Provtagning av sediment**
I september 1996 analyserades sedimentet från provpunkt 1 (se bilaga 1). Där fanns ett sedimentlager på ca 5 cm. Analyser gjordes med avseende på bland annat torrsubstans, totalfosfor, totalkväve och tungmetaller. Vid en jämförelse med bakgrundsvärden och sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön kan man se att metallhalterna ( koppar, zink, krom och nickel ) är ganska höga medan kväve- och fosforhalterna är lägre än jämförande sjöar (se bilaga 2). I provpunkt 2 (se bilaga 1) fanns inget märkbart sediment som kunde analyseras.

**Slutsats**
Ur dessa analysresultat kan man utläsa att årstiden spelar en stor roll vad gäller reduceringen av föroreningar men också hur förorenat dagvattnet är när det kommer in till våtmarken. Man ser att värdena till och med är högre på utgående vatten än på inkommande när dagvattnet är relativt rent vid ankomsten till anläggningen. Om man jämför analysresultaten för station 3 för de båda regnen ser man att halterna inte varierar speciellt mycket. Trots variationer på inkommande vatten med avseende på föroreningsgrad har det utgående i stort sett en jämn halt. Slutsatsen man kan dra av detta är att våtmarken är effektivast då dagvattnet är som mest förorenat dvs i början på ett regn eller intensiva regn som föregås av en lång torrperiod.

# 5. Mätprogram och utrustning

## 5.1 *Provtagning*

Det dagvatten som kommit till Bäckaslövs våtmark har analyserats i tre mätpunkter med hjälp av samlingsprov. Dessa mätpunkter är beskrivna i kapitel 4, Beskrivning av Bäckaslövs våtmark. Under detta examensarbetet har det använts provtagare med 24 stycken flaskor vid mätstation 1 och 2. Orsaken till detta val av provtagare var att det gick att hålla isär proven och analyser har gjorts på dagvattnets föroreningsvariation under regnhändelsen. Proven har även här varit flödesstyrda.

Provtagningen har skett under perioden 970614 - 970710 och då har samtliga regn analyserats. Mellan regnen har samlingsprov från station 2 och station 3 analyserats för att få med allt vatten som rinner ut ur våtmarken. Tömning av provtagarna har skett så snart som möjligt efter regnhändelsen. Efter tömningarna har provtagningsflaskorna diskats i maskin eller syratvättats. Det regn som kom den 14:e juni vilket var under helgen medförde att proverna fick lov att frysas in då laboratoriet som analyserat vattenproverna inte har öppet under helgen. Samtliga prov frystes då in förutom prov till suspenderad halt som förstörs vid nedfrysning.

Vattnet har analyserats med avseende på:

- Totalt suspenderad substans, mg/l, SS-EN 872
- Den suspenderade substansens glödgningsrest, mg/l, *
- Totalfosfor, mg/l, SS 02 81 27
- Fosfatfosfor, mg/l, *
- Totalkväve, mg/l, ASN 145-02/90
- Totalt metallinnehåll
  - zink, mg/l, SS 02 81 52-2
  - koppar, mg/l, SS 02 81 84-1
  - bly, mg/l, SS 02 81 84-1
  - kadmium, mg/l, SS 02 81 84-1
- $COD_{Cr}$ , mg/l, HACH

*= ej ackrediterad analys

Alla analyser utom tungmetallanalyserna har gjorts på laboratoriet på avloppsreningsverket i Växjö. Tungmetallanalyserna har utförts av KM Lab. Både laboratoriet på reningsverket och KM Lab är ackrediterade laboratorium.

## 5.2 *Mätstationer*

### 5.2.1 Mätstation 1

I mätstationen som ligger vid inloppet till dammen har vi haft en provtagare ISCO 6700 inkopplad till den befintliga flödesmätaren. Meningen var att flödesmätaren inte skulle skicka pulser förrän flödet översteg 100 l/s men det visade sig inte fungera. Då basflödet in i dammen under sommaren är nära noll påverkade det inte provtagningen utan prov togs enbart vid ett

högre flöde. En puls motsvarar 50 $m^3$ och provtagaren var programmerad till att ta ett 250 ml prov efter 3 pulser vilket motsvarar efter varje 150 $m^3$ som passerat. Varje flaska rymde 4 provtagningar eller 1000 ml.

Flödesmätaren i station 1 har överlag visat ett för lågt flöde vid jämförelse med station 2 och 3. Det är en hastighet-area-mätare som räknar ut flödet. Tvärsnittsarean på den ingående kanalen är stor och sidorna består av stenblock vilket ger många felkällor. Flödet har i möjligaste mån korrigerats för att kunna jämföra analysresultaten av vattenproverna. Avsnittet om provtagningsresultat behandlar problemet lite mer utförligt.

### 5.2.2 Mätstation 2

Vid mätstation 2 som ligger i gränsen mellan dammen och våtmarksängen har vi haft en provtagare ISCO 2900 inkopplad till den befintliga flödesmätaren. Även här har flödesmätaren skickat pulser till provtagaren. Här fanns inget gränsvärde utan flödesmätaren skickade pulser kontinuerligt. En puls motsvarade 50 $m^3$ . Provtagaren var inprogrammerad på ett prov á 150 ml för varje 150 $m^3$ eller var tredje puls i början men detta höjdes till ett prov för varje 250 $m^3$ och senare till 500 $m^3$ . Flaskorna i denna provtagare rymde 500 ml vilket gav 3 prov per flaska. Provtagaren tog prover under regntillfällena men också mellan regnen. Mellan regnen slogs proverna ihop till ett samlingsprov som analyserades likt de andra. Eftersom dagvattnet fördröjs i dammen var det viktigt att följa upp regnen en tid därefter för att förvissa sig om föroreningarna stannade kvar i dammen eller inte.

### 5.2.3 Mätstation 3

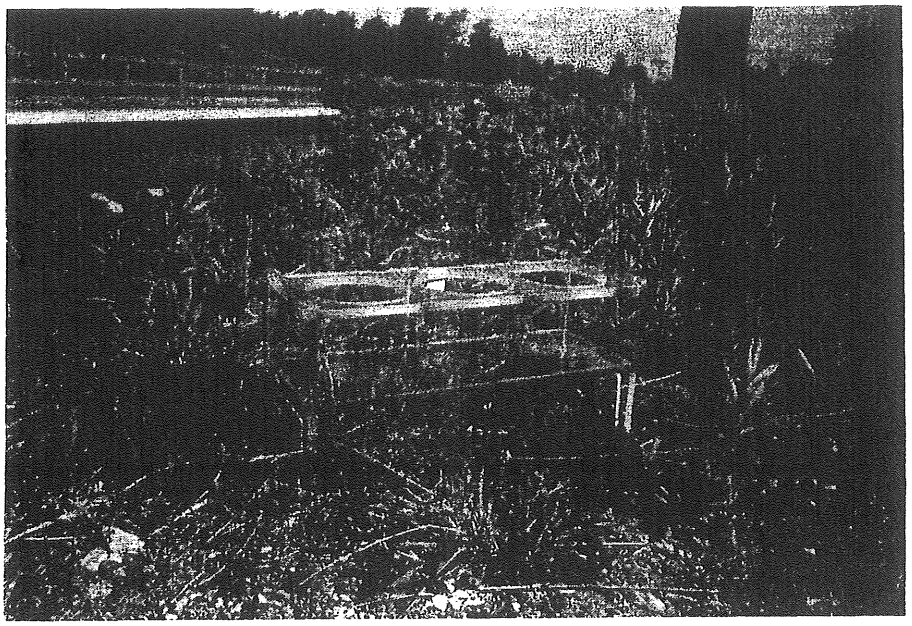
Vid våtmarksängens slut finns mätstation 3 och där bibehöll vi provtagningen som den var förutom att minimigränsen för att aktivera provtagaren sänktes från 50 till 30 l/s. Då föroreningsvariationerna inte är så stora vid denna provtagningspunkt valde vi att ha kvar provtagaren som gav samlingsprov. Analyser gjordes både under regntillfällena och mellan regnen för att få med så mycket av vattnet som möjligt. Motiven till detta är samma som för mätstation 2.

## *5.3 Sediment*

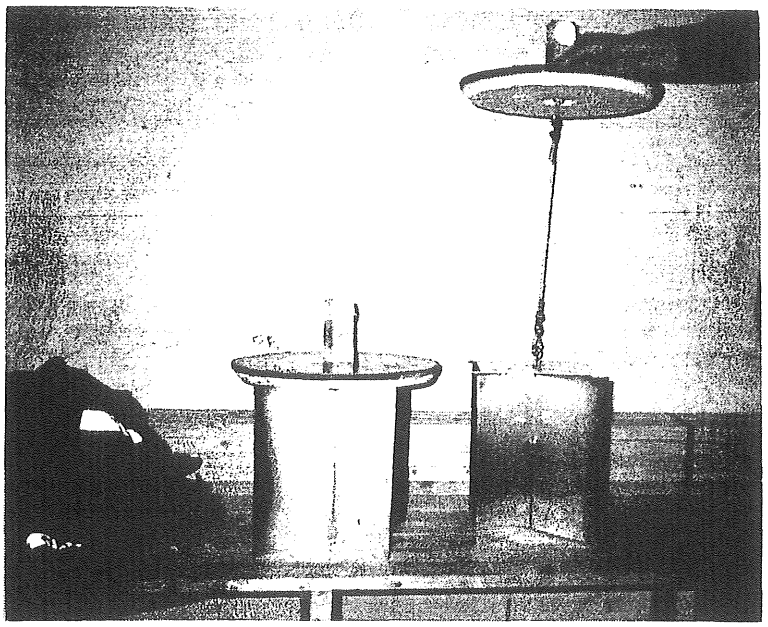
Det sediment som sjunker till botten under vattnets färd genom dammen har kontrollerats till mängd och innehåll med hjälp av sedimentfällor som placerats ut på 4 olika ställen (se Bilaga 7) Varje sedimentfälla innehåller tre glasbägare som ska samla upp sediment (se **Figur 5.1**) och vi har i detta examensarbetet tagit upp 1 bägare ur varje ställning för analys. Sedimenten har kontrollerats med avseende på bla organiskt material, näringsämnen och tungmetaller. De bägare som står kvar på botten av dammen ska användas för att studera vad som händer vintertid. En bägare ur varje ställning skall tas upp innan vintern och den sista bägaren i varje ställning skall tas upp så tidigt som möjligt på våren. Detta kan förhoppningsvis ge en bild av dammens funktion under vinterförhållanden. Resultat från sedimentprovtagning finns i **Kapitel 7**.

## 5.4 *Strömning*

För att undersöka vilka delar av dammen som är "aktiva" vid ett flöde genom dammen har vi undersökt hur vattnet strömmar igenom dammen vid ett regn. Detta har vi gjort med hjälp av strömkors som placerats ut i dammen på olika ställen. Strömkorsens rörelser har följts med en totalstation. Strömkorsen är tillverkade av lättmetall i själva korset och flyter med hjälp av en cellplast- och träskiva. På toppen är små prismor monterade runt en träbit för att underlätta inmätningen även när korset är i rörelse. Cellplast- och träskivorna har gjorts diskusformade för att minimera påverkan i vattenytan [ 8 ]. se **Figur 5.2**. Resultaten från försöken finns redovisade i **Kapitel 8**.



**Figur 5.1:** Sedimentsamlare



**Figur 5.2:** Strömkors

# 6. Resultat från provtagning

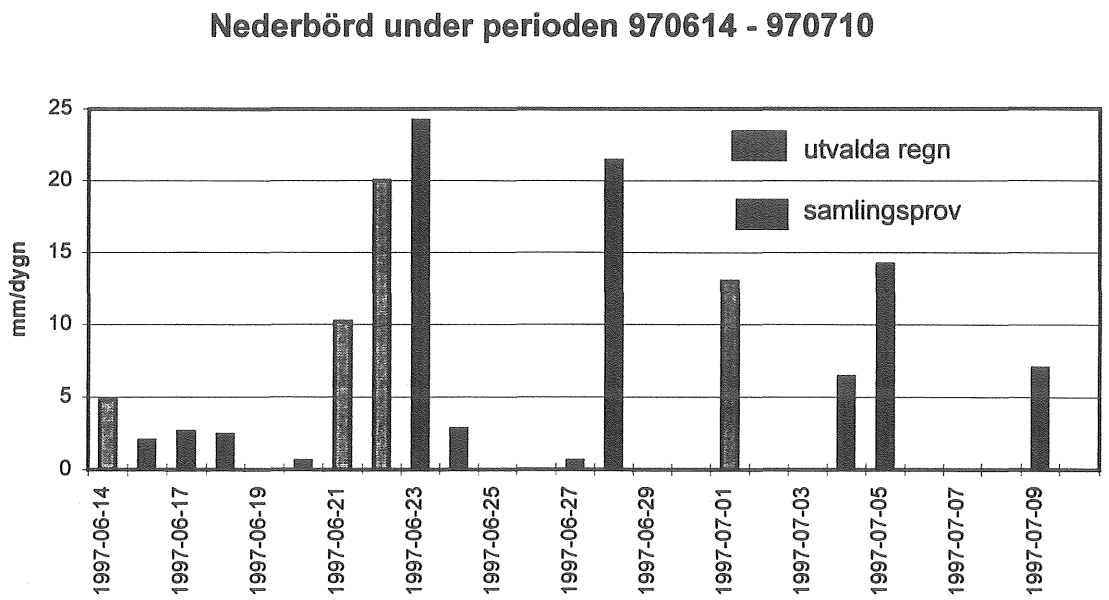
## 6.1 *Beskrivning av provtagning*

Provtagning av dagvattnet har för detta examensarbetet utförts under perioden 970614 - 970710. Samtliga regn har under denna perioden analyserats där tre av dessa regn analyserades mer noggrant med avseende på föroreningarnas variation under regnet, se **Figur 6.1**.

Första regnet var ett tidvis intensivt regn den 14:e juni där torrperioden innan regnet var 10 dygn. Det andra regnet 21-22 juni var ett längre regn med lägre intensitet och torrperioden innan regnet var endast ett dygn. Sista regnet 1:a juli var ett intensivt regn med en torrperiod på 3 dygn. Vid dessa tre regn kontrollerades föroreningarnas variation med tid och flöde vid station 1 och station 2. Mellan dessa tre regn togs samlingsprov på övriga regn. Vid station 2 och station 3 togs även prover mellan regnen för att kunna kontrollera det totala utflödet av föroreningar ur dammen och våtmarken.

Flödesmätaren vid station 1 har registrerat höga flöden nattetid vilket medfört att provtagaren aktiverats. Det har dock aldrig varit något flöde in i dammen förutom vid regn och därför har dessa prover markerats och tagits bort vid beräkningarna. Orsaken till störningarna har berott på pulser på elnätet som man i dagsläget inte hittat orsaken till. Dessutom har flödesmätaren vid station 1 under perioden registrerat ett totalt flöde som är mindre än i station 2 och 3. I station 2 och 3 är de totala flödena ganska lika, med ett större värde i station 3 vilket är troligt då vatten som bräddar över vid station 2 inte kommer med i flödesberäkningen. Då inte allt vatten som passerar station 2 registreras borde flödet i station 1 vara lika med station 3. Vid jämförelse var det totala flödet ca tre gånger så stort i station 3 än i station 1. Skillnaderna kan delvis förklaras med den stora och ojämna arean vid station 1 och att flödesmätaren inte är tillförlitlig vid låga flöden men den största orsaken är att tvärsnittsarean är fel definierad i flödesmätaren vilket ger ett felaktigt flöde. Vid station 3 rinner vattnet över ett skibord med en bestämd area vilket gör flödesbestämningen ganska exakt.

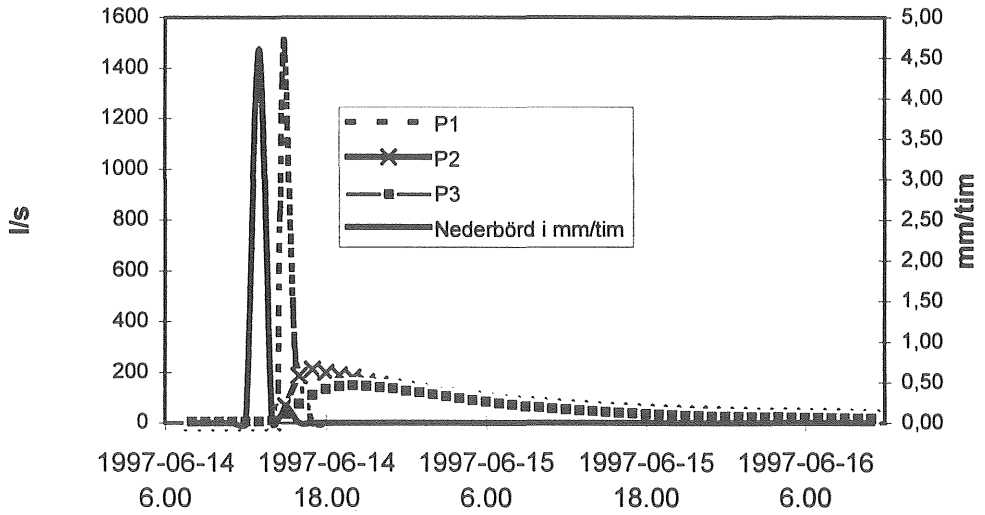
Provtagaren vid station 1 har tagit prover över hela regnperioderna men för att få vattenmängderna att stämma har jag tagit datorprogrammet Mouse till hjälp. I Mousemodellen som finns över området har de olika regnen under perioden 14/6 - 10/7 matats in och flöden och vattenvolymer har jämförts. Då tiderna för provtagningarna är kända har jag korrigerat flödena så att volymerna ska stämma bättre överens. Jag har även kontrollerat flödena i Station 2 och 3 med hjälp av Mouse och volymerna stämmer bra med de verkliga som är registrerade. Jämförelser med Mouse och flödesmätningarna etc finns i Bilaga 4. Samtliga analysresultat från provtagningarna finns redovisade i Bilaga 5.




**Figur 6.1:** Figuren visar vilka regn som analyserats mer noggrant och vilka som analyserats med samlingsprov

## 6.2 *Dagvattenanläggningens funktion som utjämningsmagasin*

Dagvattenanläggningen fungerar både som föroreningsavskiljare och som utjämningsmagasin. Detta är utförligare beskrivet i avsnittet om dagvattenanläggningens funktion. Nedan visas hur dagvattnet fördröjdes under regnet den 14 juni.




**Figur 6.2:** Våtmarkens funktion som utjämningsmagasin

## 6.3 *Medelvärdesjämförelser mellan tre olika regn*

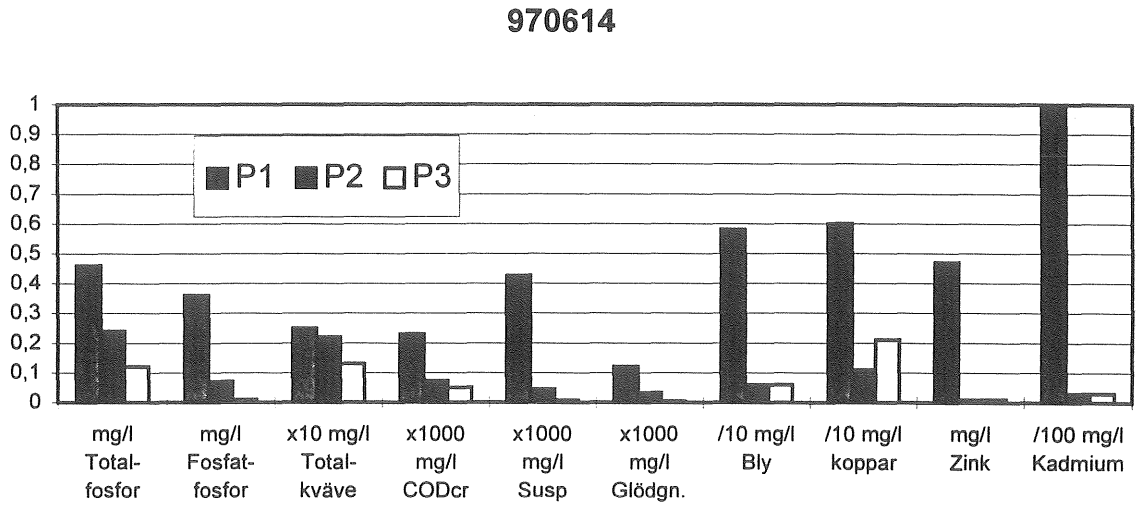
De tre regn som analyserades mer noggrant redovisas nedan med avseende på föroreningskoncentrationer i de tre stationerna och den totala reduktionen. I medelvärdesberäkningen har de prover som inte är förknippade med något regn tagits bort och flödena är korrigerade med hjälp av Mouse.

**1:a regnet 14/6-97**
Torrperiod: 10 dagar
Regnmängd: 4,8 mm
Varaktighet: 125 min
Medelintensitet: 6,4 l/s/ha
Maxintensitet: 146,7 l/s/ha

**Tabell 6.1:** Föroreningskoncentrationer för regnet 970614

| | Station 1 mg/l | Station 2 mg/l | Station 3 mg/l | Reduktion % |
|---|---|---|---|---|
| Totalfosfor | 0,46 | 0,24 | 0,12 | 74 |
| Fosfatfosfor | 0,36 | 0,07 | 0,01 | 97 |
| Totalkväve | 2,5 | 2,2 | 1,3 | 48 |
| CODcr | 230 | 73 | 50 | 78 |
| Suspenderad halt | 426 | 45 | 7,7 | 98 |
| Glödgningsrest | 120 | 33 | 4,5 | 96 |
| Bly | 0,058 | 0,006 | 0,006 | 90 |
| Koppar | 0,060 | 0,011 | 0,021 | 65 |
| Zink | 0,47 | 0,010 | 0,011 | 98 |
| Kadmium | 0,010 | 0,0003 | 0,0003 | 97 |

Provtagarna tömdes 18:00 på lördagen den 14:e juni. Proverna placerades i frysen förutom prover för suspenderat material som förstörs vid nedfrysning. Nedfrysningen gjordes pga att analyserna på vattnet inte kunde utföras förrän på måndagen. För station 2 och 3 har jag tagit med prover fram till söndagen den 15:e klockan 15:30.



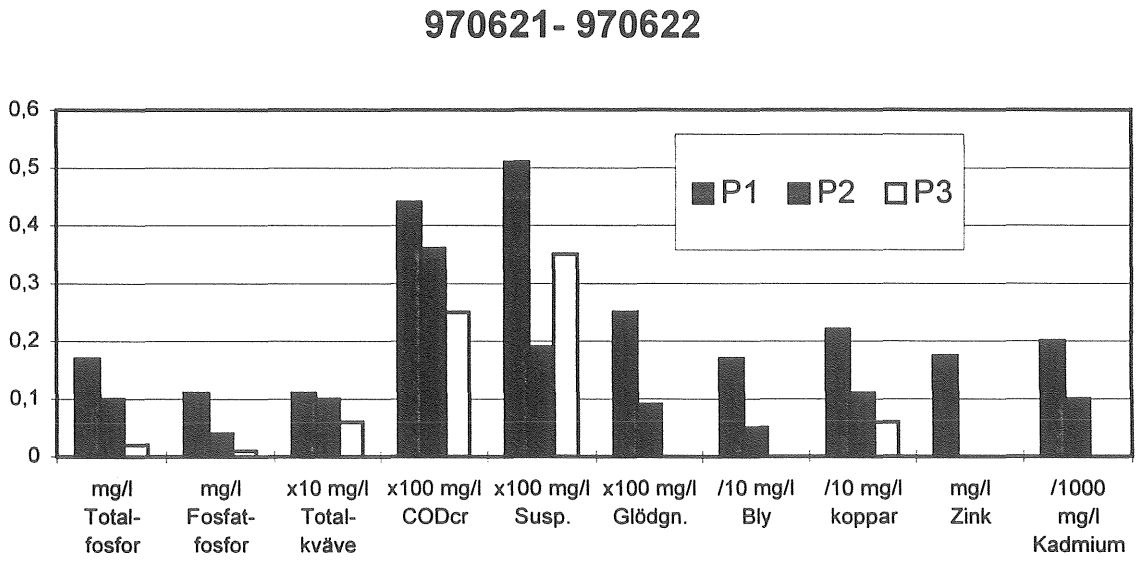

**Figur 6.3:** Medelvärdeskoncentrationer för de tre olika mätstationerna vid det första regnet.

**2:a regnet 21-22/6-97**
Torrperiod: 1 dag
Regnmängd: 22,4 mm
Varaktighet: 387 min
Medelintensitet: 9 l/s/ha
Maxintensitet: 40 l/s/ha

**Tabell 6.2:**Föroreningskoncentrationer för regnet 970621 - 970622

| | Station 1 mg/l | Station 2 mg/l | Station 3 mg/l | Reduktion % |
|---|---|---|---|---|
| Totalfosfor | 0,17 | 0,10 | 0,02 | 88 |
| Fosfatfosfor | 0,11 | 0,04 | 0,01 | 91 |
| Totalkväve | 1,1 | 1,0 | 0,6 | 45 |
| CODcr | 44 | 36 | 25 | 43 |
| Suspenderad halt | 51 | 19 | 35 | 31 |
| Glödgningsrest | 25 | 9 | ≈ 0 | 100 |
| Bly | 0,017 | 0,005 | ≈ 0 | 100 |
| Koppar | 0,022 | 0,011 | 0,006 | 73 |
| Zink | 0,174 | ≈ 0 | ≈ 0 | 100 |
| Kadmium | 0,0002 | 0,0001 | ≈ 0 | 100 |

Medelvärdena är beräknade för de prover som togs natten till söndagen och tömdes vid 14:00 på söndagen den 22:a juni. Vid station 3 togs det värdet som erhölls måndagen den 23:e juni.



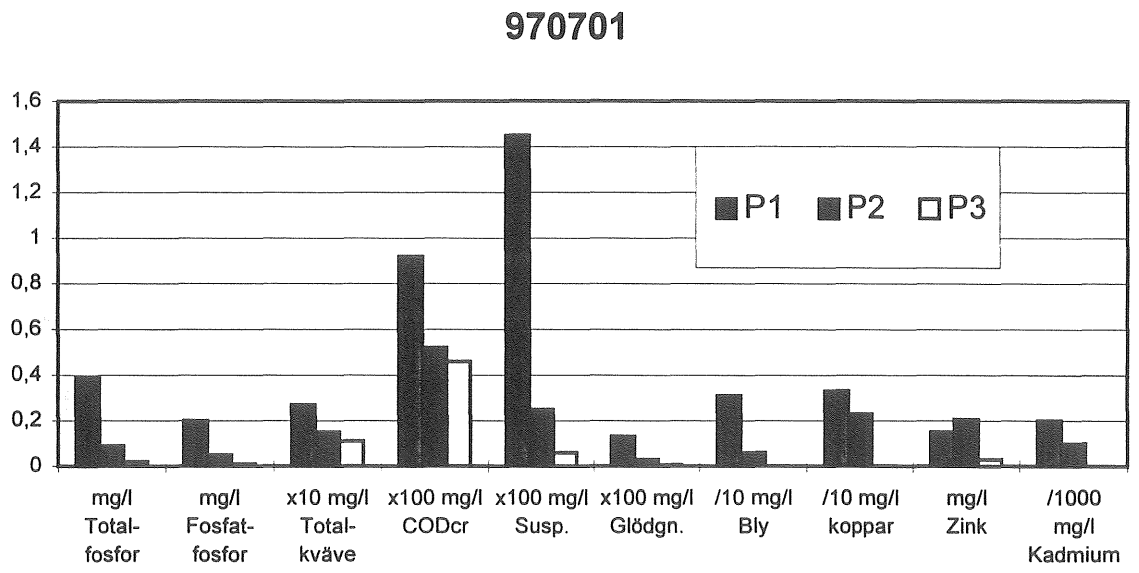

**Figur 6.4:** Medelvärdeskoncentrationer för de tre olika mätstationerna vid det andra regnet.

**3:e regnet 1/7-97**
Torrperiod: 3 dagar
Regnmängd: 13 mm
Varaktighet: 89 min
Medelintensitet: 25 l/s/ha
Maxintensitet: 120 l/s/ha

**Tabell 6.3:** Föroreningskoncentrationer för regnet 970701

| | Station 1 mg/l | Station 2 mg/l | Station 3 mg/l | Reduktion % |
|---|---|---|---|---|
| Totalfosfor | 0,39 | 0,09 | 0,02 | 95 |
| Fosfatfosfor | 0,20 | 0,05 | 0,01 | 95 |
| Totalkväve | 2,7 | 1,5 | 1,1 | 59 |
| CODcr | 92 | 52 | 46 | 50 |
| Suspenderad halt | 145 | 25 | 6 | 96 |
| Glödgningsrest | 13 | 3 | 0,5 | 96 |
| Bly | 0,031 | 0,006 | ≈ 0 | 100 |
| Koppar | 0,033 | 0,023 | 0,001 | 97 |
| Zink | 0,151 | 0,206 | 0,03 | 80 |
| Kadmium | 0,0002 | 0,0001 | ≈ 0 | 100 |

Station 1 tömdes den 2:a juli 08:20. I station 2 och 3 togs medelvärden av proven under den 2:a och 3:e juli.



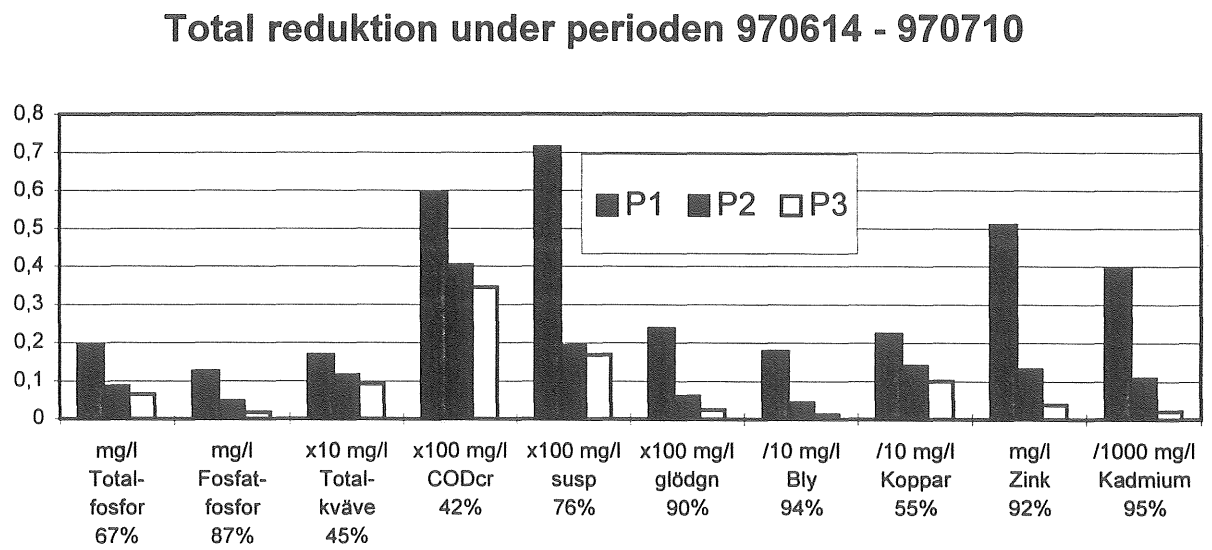

**Figur 6.5:** Medelvärdeskoncentrationer för de tre olika mätstationerna vid det tredje regnet.

## 6.4 *Medelvärdesjämförelse för hela perioden, 970614 - 970710*

**Tabell 6.4:** Medelvärden och reduktion av föroreningar för hela perioden

| | Station 1 mg/l | Station 2 mg/l | Station 3 mg/l | Reduktion % |
|---|---|---|---|---|
| Totalfosfor | 0,19 | 0,09 | 0,06 | 67 |
| Fosfatfosfor | 0,12 | 0,05 | 0,02 | 87 |
| Totalkväve | 1,7 | 1,2 | 0,92 | 45 |
| CODcr | 59 | 40 | 34 | 42 |
| Suspenderad halt | 71 | 19 | 17 | 76 |
| Glödgningsrest | 24 | 6 | 2 | 90 |
| Bly | 0,018 | 0,004 | 0,001 | 94 |
| Koppar | 0,022 | 0,014 | 0,010 | 55 |
| Zink | 0,51 | 0,13 | 0,04 | 92 |
| Kadmium | 0,0004 | 0,0001 | 2 E-5 | 95 |

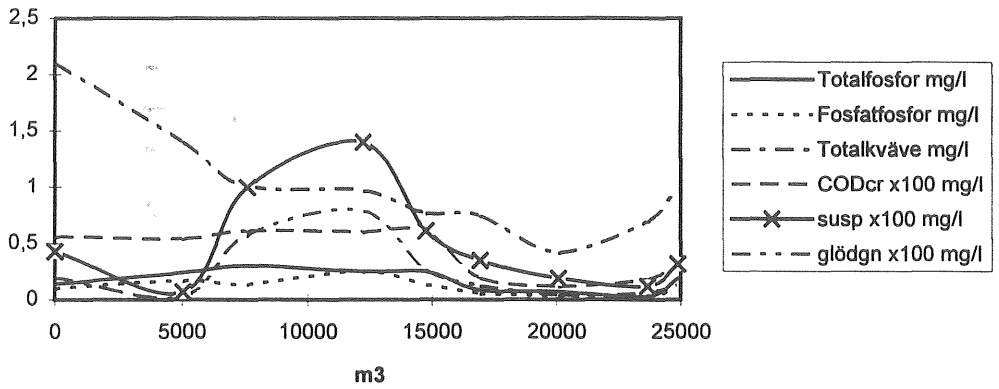
I kapitel 2.7.5 redovisas dagvattens sammansättning och "normala" variationer för olika typer av områden. Vid en jämförelse mellan de uppmätta koncentrationerna i Bäckaslövs våtmark och dessa värden ligger alla undersökta ämnen förutom zink på den nedre delen av de "normala" koncentrationerna. Zink halten är dock betydligt högre på det inkommande dagvattnet till Bäckaslövs våtmark än de zink halter som redovisas i figur 2.1. Orsaken till de höga halterna av zink är inte känd.



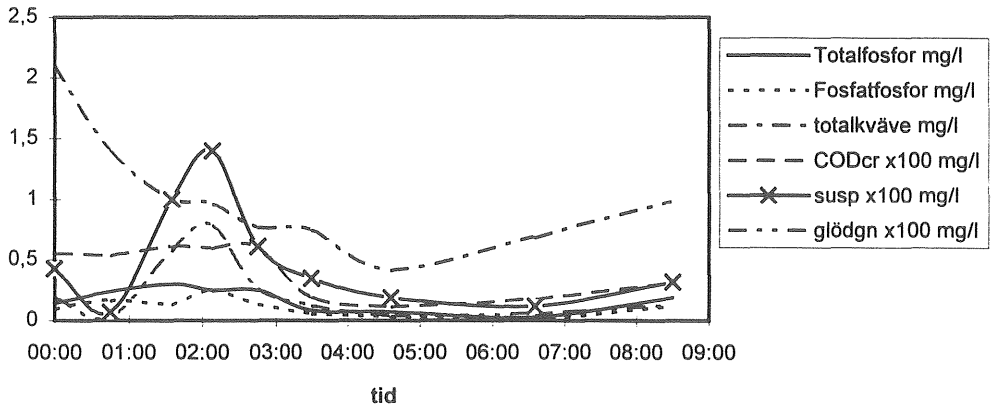

**Figur 6.6:** Medelvärdeskoncentrationer vid de tre olika mätstationerna för hela perioden och hur mycket det minskat från inloppet (P1) till utloppet (P2).

## 6.5 *Föroreningarnas variation i station 1 och station 2*

**Figur 6.7- 6.11** nedan visar hur föroreningarna varierat med flödet under och efter regnet den 21-22 juni. I P2 är förutom söndagens (22/6) tömning även mätvärden från de 8 första provflaskorna från måndagens (23/6) tömning med. Detta för att få med vad som händer i P2 även efter regnet. För att kunna jämföra föroreningarnas variation med flödet och föroreningarnas variation med tiden har **Figur 6.8** tagits med nedan. Då flödesmätaren i station 2 under denna period inte loggade några värden har inte tidpunkterna för provtagningen kunnat räknas ut, därför kan inte föroreningarna i P2 redovisas med avseende på tiden.

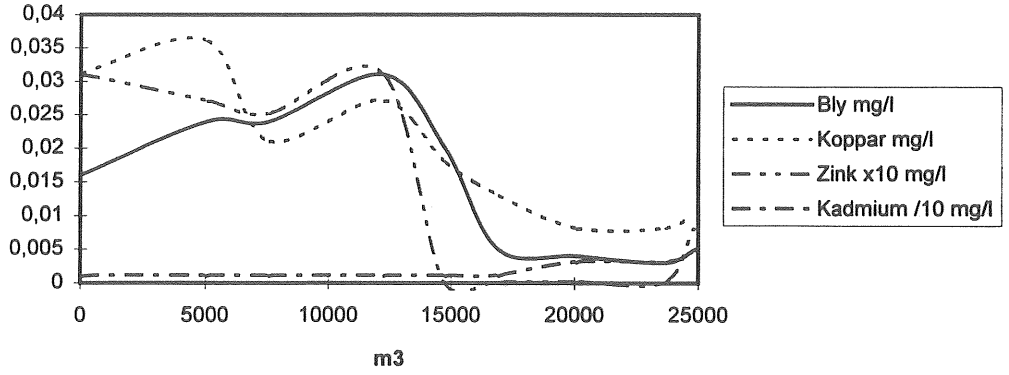



**Figur 6.7:** Föroreningarnas variation i P1 under regnet 21-22 juni

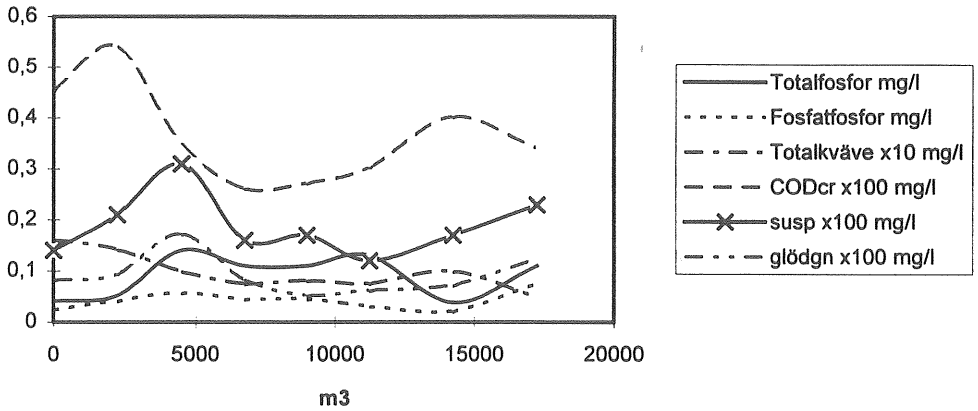



**Figur 6.8:** Föroreningarnas variation i P1 under regnet 21-22 juni med avseende på tid.

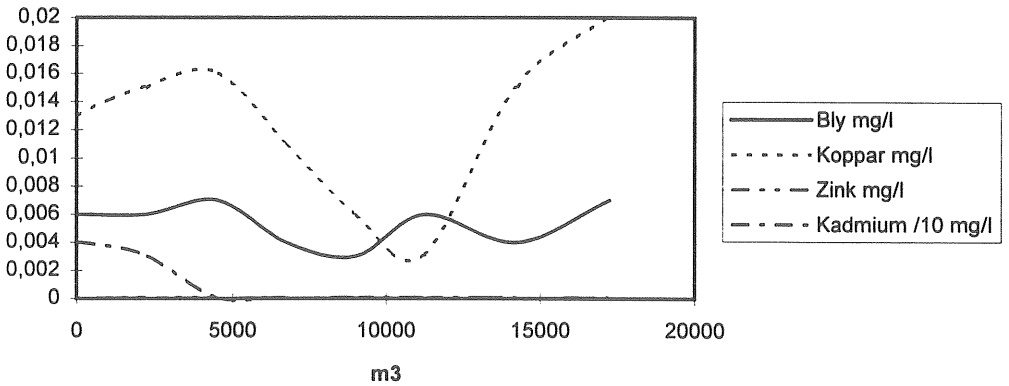
Vid en jämförelse av **Figur 6.7** och **Figur 6.8** kan man utläsa att dagvattenvolymen är koncentrerad kring en viss tid. Av 25 000 $m^3$ har 20 000 $m^3$ passerat innan klockan 04:30.




**Figur 6.9:** Tungmetallernas variation i P1 under regnet 21-22 juni



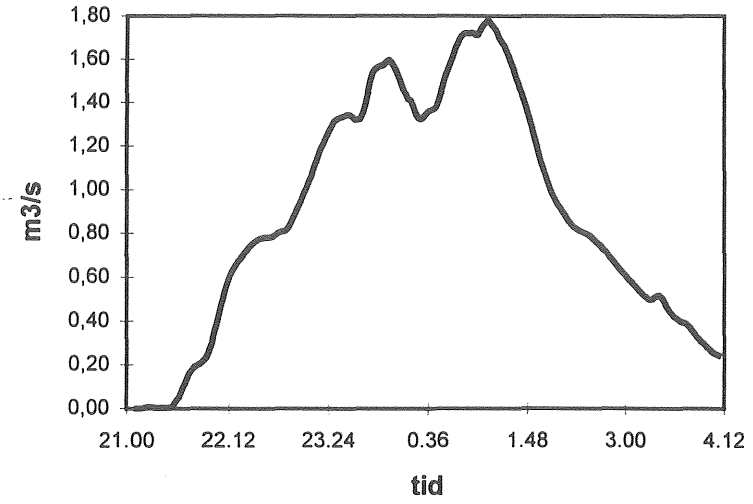

**Figur 6.10:** Föroreningarnas variation i P2 efter regnet 21-22 juni




**Figur 6.11:** Tungmetallernas variation i P2 efter regnet 21-22 juni

I P1 är tendensen att föroreningskoncentrationerna minskar med flödet och det är i linje med tidigare resonemang att regnet "tvättar rent". Intensiteten har också en stor betydelse och enligt **Figur 6.12** ökar intensiteten vid 00:30 vintertid eller efter ca 10 000 $m^3$. Denna intensitetökning kan förklara den ökning av föroreningshalter som sker i P1 vid ca 12 000 $m^3$.

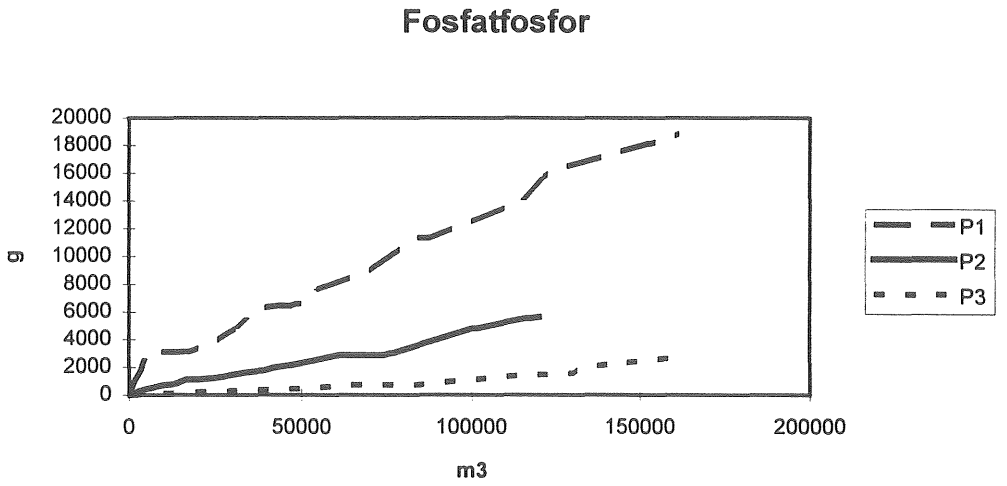
I P2 kan man se en svag ökning av föroreningskoncentrationerna i de flesta fall vilket beror på att det är en fördröjning tills regnvattnet når P2.



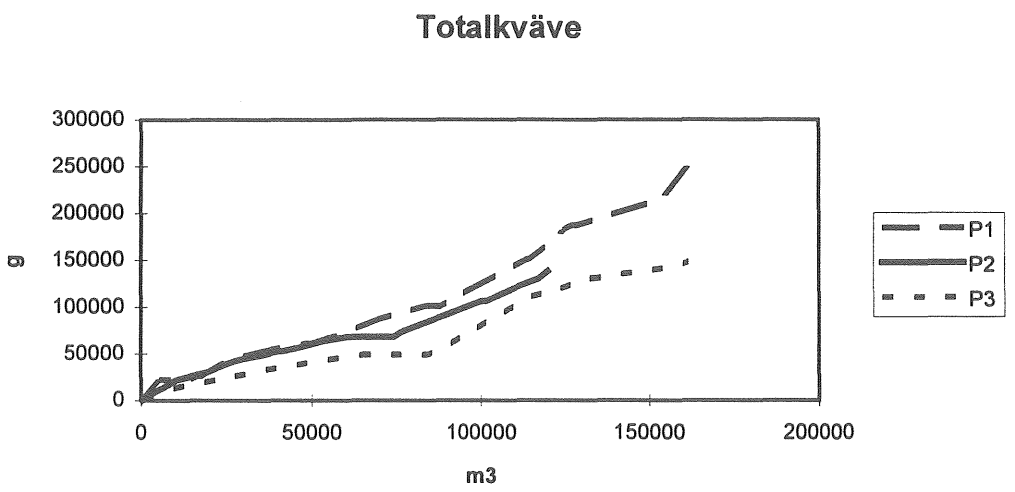

**Figur 6.12:** Flöden i P1 beräknade med hjälp av Mouse.

## 6.6 *Ackumulerad reduktion*

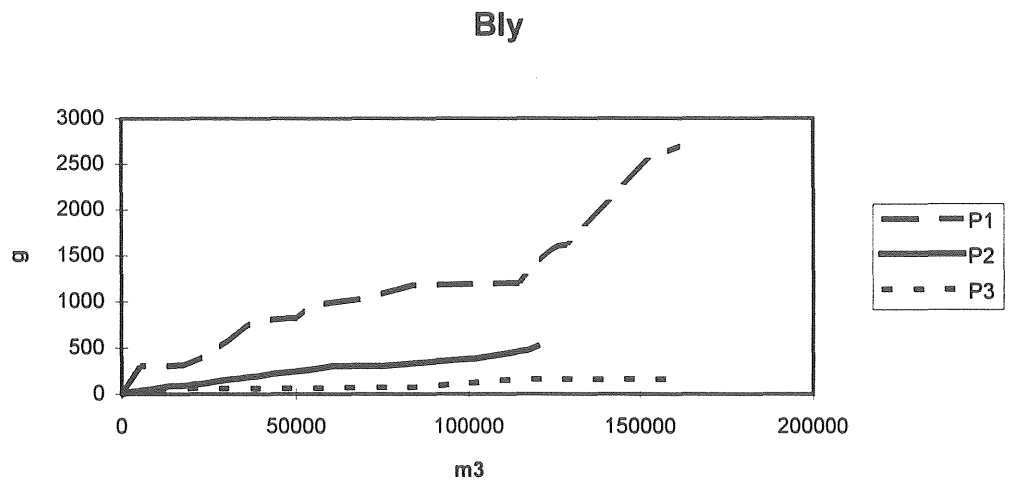
För att på ett enkelt sätt redogöra för reduktionen av varje ämne under hela perioden har jag valt att redovisa en ackumulerad mängd av ämnet i förhållande till passerad volym i de tre olika stationerna. Nedan visas endast fosfatfosfor, totalkväve och bly. Samtliga ämnen finns redovisade i Bilaga 6.




**Figur 6.13:** Ackumulerad mängd fosfatfosfor som passerat de olika provtagningsstationerna.



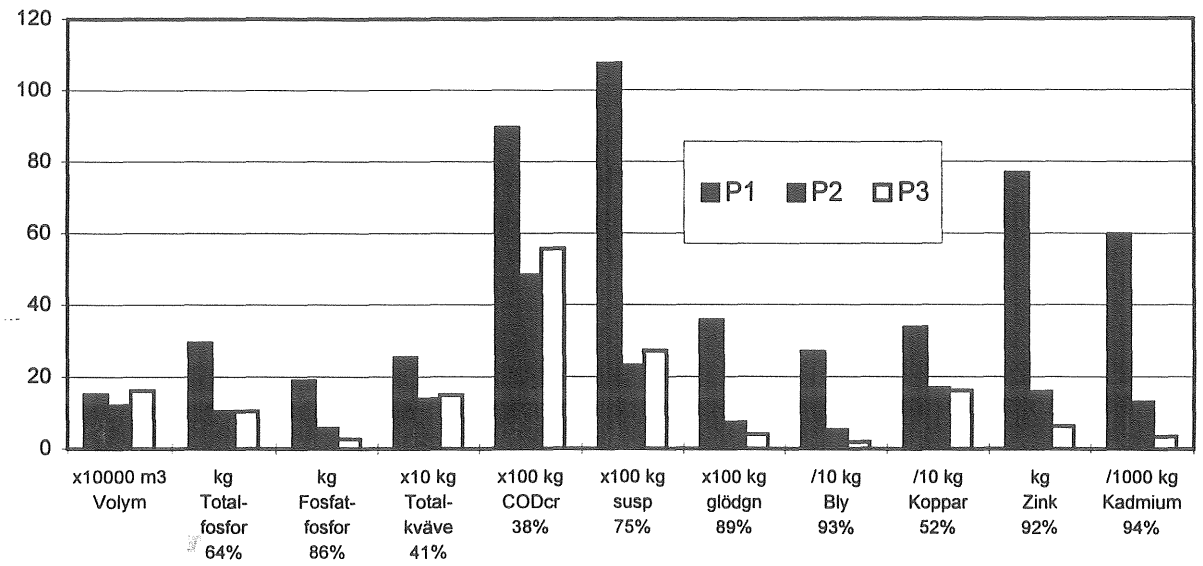

**Figur 6.14:** Ackumulerad mängd totalkväve som passerat de tre provtagningsstationerna.




**Figur 6.15:** Ackumulerad mängd bly som passerat de tre provtagningstationerna.

**Tabell 6.5:** Tabellen visar antal gram eller kilo som passerat de olika stationerna samt reducerad mängd.

| | P1 (kg) | P2 (kg) | P3 (kg) | Reducerad mängd (kg) |
|---|---|---|---|---|
| Totalfosfor | 29,4 | 10,3 | 10,4 | 19 |
| Fosfatfosfor | 18,8 | 5,6 | 2,7 | 16,1 |
| Totalkväve | 253 | 139 | 149 | 104 |
| CODcr | 8951 | 4828 | 5570 | 3381 |
| Suspenderad halt | 10752 | 2305 | 2720 | 8032 |
| Glödgningsrest | 3564 | 726 | 395 | 3169 |
| Bly | 2,7 | 0,52 | 0,19 | 2,5 |
| Koppar | 3,4 | 1,7 | 1,6 | 1,8 |
| Zink | 76,8 | 15,7 | 6,3 | 70,5 |
| Kadmium | 0,059 | 0,013 | 0,003 | 0,056 |




**Figur 6.16:** Totala mängderna av föroreningar som passerat de tre olika stationerna under perioden 970614-970710 samt reduktionen i %.

Att föroreningsmängderna som passerat de olika stationerna är mindre i station 2 än i station 3 för vissa ämnen kan ha en förklaring i att passerad vattenvolym är mindre i station 2 än i station 3 pga bräddning. Som det tidigare nämnts kommer inte bräddat vatten med i flödesmätningen för P2 men det kommer med i P1 och P3. En annan förklaring är att vattenflödet "rört upp" tidigare fastlagda föroreningar som följt med vattnet.

## *6.7 Slutsats och jämförelse med tidigare provtagning*

Bästa avskiljningsresultaten erhålls på de föroreningar som är bundna till partiklar. Kväve som avskiljs till största delen genom denitrifikation och COD som reduceras genom kemiska och mikrobiella omvandlingsprocesser har en lägre reduceringshalt än de partikelbundna föroreningarna. Vid en studie i Göteborg visade det sig att ca 30% av koppar, 60% av zink och 90% av bly är partikelbundna. [ 15 ] Enligt **Figur 6.16** har koppar en betydligt lägre reduktion än de typiskt partikelbundna föroreningarna bly och kadmium.

Koncentrationerna av vissa föroreningar har vid olika tillfällen ökat efter vattnets transport genom våtmarksanläggningen som tex kopparhalten vid regnet 14/6 och suspenderad halt vid regnet 21-22/6. En förklaring kan vara att vattnet rört upp tidigare avskiljda föroreningar som följer med vattnet.

Vid en jämförelse mellan denna provtagningsperiod och tidigare utförd provtagning (se 4.8) stämmer kvävereduktionen bra överrens liksom reduceringen av bly och zink. Koppar och totalfosfor har en sämre reduktion enligt denna undersökning än tidigare utförd provtagning. Vid provtagningen som utförts tidigare togs inga prov mellan regnen på utgående vatten vilket kan medföra att föroreningar rann ut utan att dokumenteras vilket kan förklara den höga reduktionen.

För att studera hur torrperioden innan ett regn och regnintensiteten påverkar föroreningsinnehåll och reningseffekten på dagvattenanläggningen kan man studera de tre olika regnen som alla har olika förutsättningar. Det inkommande dagvattnet för det första regnet innehöll mest föroreningar och det andra regnet innehöll minst föroreningar. Torrperioden innan ett regn och intensiteten har alltså en stor inverkan på mängden föroreningar i dagvattnet. Däremot kan man inte urskilja någon direkt skillnad i avskiljningen av föroreningarna för de olika regnen förutom att avskiljningen för den suspenderade halten var låg för det andra regnet som var ett ihållande regn med en låg maxintensitet.

Största delen av avskiljningen sker i dammen som ligger före våtmarksängen. Detta kan bero på att föroreningarna till största delen varit partikelbundna och avskiljts genom sedimentation. Detta bör undersökas under en längre period innan några slutsatser dras inför framtida projekt.

# 7. Resultat från sedimentprov

## 7.1 *Introduktion*

För att undersöka hur mycket sediment som bildas på botten av dammen och vad detta sediment innehåller, placerades behållare på dammens botten på fyra olika ställen. Vid varje punkt placerades en ställning med 3 glasbägare i varje, där glasbägarna skulle kunna tas upp vid olika tillfällen.

## 7.2 *Utförande*

Sedimentsamlarna placerades ut 97 06 04 med hjälp av båt. Placeringen av sedimentsamlarna finns i Bilaga 7. Den 14:e augusti togs en glasbägare upp ur varje ställning. Då hade sedimentsamlarna stått på botten av dammen i 71 dygn. Sedimentskiktet avlästes med hjälp av linjal när proven fått stå ca 3 timmar. Analys med avseende på näringsämnen och tungmetaller gjordes. Sedimentprovet som togs närmast inloppet analyserades med avseende på samtliga ämnen enligt **Tabell 7.1** för att kunna jämföra resultatet med tidigare provtagning. Övriga tre prov analyserades med avseende på TS (torrsubstanshalt), kväve, fosfor, zink, koppar, bly och kadmium (se **Tabell 7.1**).

I redovisningen av resultaten är proven numrerade efter avstånd till inloppet. Nummer 1 är tagen närmast inloppet och nummer 4 är tagen längst bort från inloppet eller närmast övergången till våtmarksängen se Bilaga 7.

Vid punkt 3 var det mycket växtlighet vilket troligtvis har inverkat på analysresultaten.

## 7.3 *Jämförelse med tidigare utfört sedimentprov*

I september 1996 togs sedimentprov på sediment nära inloppet till dammen. Platsen för provtagningen 1996 kan jämföras med prov 1 i denna undersökning. Analysresultat från provtagningen -96 bifogas i Bilaga 2. Att jämföra de olika provtagningarna är svårt då de skett på olika sätt. Vid provtagningen 1996 togs ett prov från botten och vid denna provtagningen samlades sediment upp i en bägare. Om man trots allt gör en jämförelse har i stort sätt samtliga ämnen högre värden i denna provtagningen än i provtagningen -96. Kolvätehalterna är dock betydligt lägre i denna undersökning.

**Tabell 7.1:** Analysresultat från sedimentprovtagning

| Prov | 1 | 2 | 3 | 4 |
|---|---|---|---|---|
| Sedimentmängd mm | 35 | 15 | 12 | 5 |
| TS % | 33 | 32 | 10 | 20 |
| Glödgningsrest % | 85 | 85 | 73 | 79 |
| Totalfosfor mg/kgTS | 1500 | 1200 | 3000 | 1800 |
| Fosfatfosfor mg/kgTS | 1100 | 990 | 950 | 1500 |
| Totalkväve mg/kgTS | 9200 | 3000 | 6400 | 7500 |
| COD cr g/kgTS | 260 | 290 | 280 | 350 |
| Bly, Pb mg/kgTS | 170 | 170 | 160 | 180 |
| Koppar, Cu mg/kgTS | 200 | 210 | 250 | 260 |
| Zink, Zn mg/kgTS | 1400 | 1400 | 3900 | 2600 |
| Kadmium, Cd mg/kgTS | 2,1 | 2,0 | 3,0 | 3,0 |
| Krom, Cr mg/kgTS | 160 | - | - | - |
| Nickel, Ni mg/kgTS | 100 | - | - | - |
| Järn, Fe mg/kgTS | 34000 | - | - | - |
| Mangan, Mn mg/kgTS | 580 | - | - | - |
| Aluminium, Al mg/kgTS | 12000 | - | - | - |
| Vanadin, V mg/kgTS | 60 | - | - | - |
| Arsenik, As mg/kgTS | 9,7 | - | - | - |
| Opol alif kolväten mg/kgTS | 280 | - | - | - |
| Opol arom kolväten mg/kgTS | <2 | - | - | - |
| Cyanid, CN mg/kgTS | 2,7 | - | - | - |

## *7.4 Slutsats*

Sedimentmängden beror på avståndet till inloppet. Närmast inloppet är sedimentmängden störst och längst bort är sedimentmängden minst. Glödgningsresten är också störst närmast inloppet vilket tyder på att delen organiska partiklar är mindre. Organiska partiklar har ofta en lägre densitet och kan transporteras längre bort. I punkt 3 fanns det mycket växter vilket gör att glödgningsresten är låg och sedimenten består till stor del av organiskt material tex växtdelar.

## *7.5 Fortsatta studier*

I detta examensarbetet har en bägare ur varje ställning tagits upp. Två bägare i varje ställning står kvar och de ska användas till att undersöka vad som händer under vinterförhållanden i dammen. En av bägarna tas upp innan vintern för analys och den sista tas upp tidigt i vår. Förhoppningsvis ska man kunna se om det sker någon urlakning ur sedimenten av bla fosfor och tungmetaller under vinterförhållanden.

# 8. Resultat från strömningsmätningar

## 8.1 Introduktion

För att undersöka vattnets vägar genom dammen har vi använt oss av två stycken strömkors. Det ena strömkorset kontrollerade strömningarna i vattenytan medan det andra strömkorset gick djupare i vattnet och kontrollerade strömningarna på ett djup av ca 70 cm. Det djupare strömkorset kunde inte användas direkt vid inloppet pga att det inte var tillräckligt djupt. Registreringen av strömkorsens framfart gjordes med en totalstation som registrerade strömkorsens koordinater och tidpunkt för varje mätning. För att underlätta beskrivningen av strömkorsens väg har dammen delats upp i två delar. Den första är den delen av dammen som innefattar inloppet och fram till bron där allt vatten måste passera för att komma vidare i systemet och den andra delen är efter bron och fram till övergången till våtmarksängen. Indelningen framkommer tydligare i **Figur 8.1**.

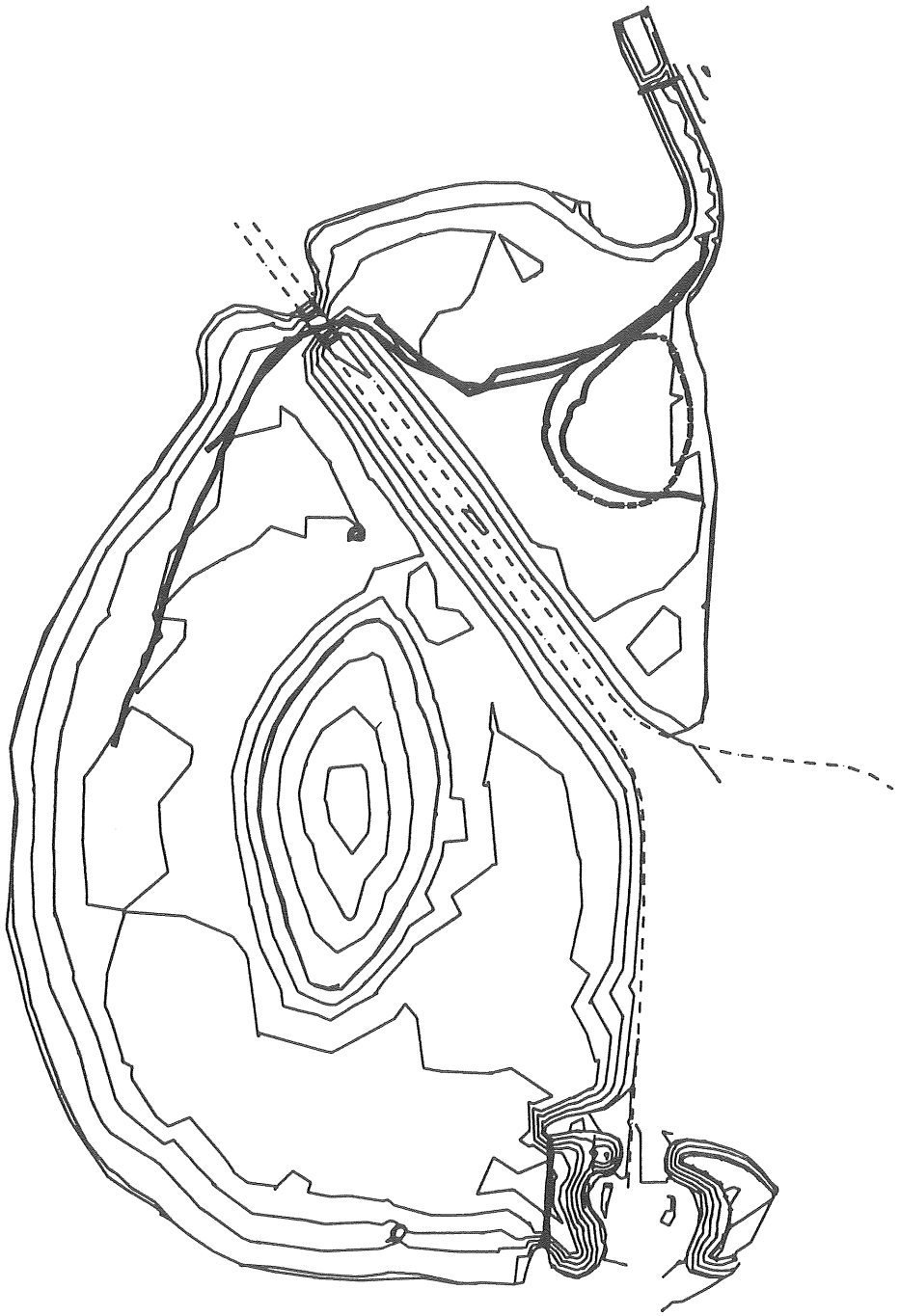
## 8.2 Beskrivning av utförandet

Den 3:e september utfördes försöken med strömkorsen. Under förmiddagen kom 53 mm regn och dammarna var överfulla med bräddning som följd. Det var ingen vind som kunde påverka strömkorsen och då vattenytan i dammen var ca 0,5 m högre än vid torrväder var inte heller växtligheten i dammen något större problem. Ett problem var dock att vattennivån var så hög att vatten läckte ut i den södra delen av den första delen av dammen (se **Figur 8.1**).

När mätningarna påbörjades var flödet vid station 1 ca 700 l/s och hastigheten var ca 0,6 m/s. Vid det första försöket gick strömkorset "rakt" fram i den första delen fram till bron där det fångades upp. Under det andra försöket svängde strömkorset av mot den södra delen av dammen och fastnade till slut i strandvegetationen. Tredje försöket höll på att sluta som det andra men strömkorset kom loss och kom till slut fram till bron. Registreringen av det tredje försöket avbröts då vi trodde att även detta satt fast men återupptogs och strömkorset följdes in i den andra delen av dammen tills det stannade vid den norra strandkanten. När vi påbörjade detta tredje försök hade det slutat regna och flödet i station 1 var lite lägre än tidigare. När vi trodde att det tredje strömkorset satt fast placerades det djupa strömkorset i den andra delen av dammen vid bron. Strömkorset gick rakt fram längs den norra kanten av dammen och stannade ca 80 m längre fram. Det tredje försöket fortsatte då strömkorset fortsatte sin väg mot bron och fortsatte ut i den andra delen av dammen. När strömkorsen hämtades upp lite senare noterades att de inte fastnat i växter utan bara stannat pga för låg strömning i vattnet.

## 8.3 Resultat

Strömkorsens vägar finns redovisade i **Figur 8.1**. I den andra delen av dammen gick strömkorsen som vi förutspått på den västra sidan av ön. I den första delen visade det sig att vattnet inte bara gick den kortaste vägen fram till bron utan att det även tog en väg runt i den första delen innan det gick vidare till den andra delen. Detta medför att en större del av dammen är aktiv vilket medför en längre uppehållstid och därmed bättre sedimentering.



**Figur 8.1:** Strömningsmätning med strömkors. Den streckade delen är konstruerad i efterhand då den visar det tredje försöket som återupptogs.

# 9. Strömningssimulering med FIDAP

## 9.1 Introduktion

FIDAP är ett program som använder sig av finita element metoden. Programmet kan användas för att modellera olika händelser tex flöden. I detta examensarbetet gjordes en 2-dimensionell modell för att undersöka hur vattnet strömmar i dammen vid olika flöden. Modellen kontrollerades avseende både laminärt och turbulent flöde. Laminärt flöde uppträder när strömningshastigheten är låg och hastigheten varierar på ett regelbundet sätt i vätskan. Vid turbulent flöde förekommer virvlar varför hastigheten varierar oregelbundet.

## 9.2 Modellering

För att kunna upprätta en modell gjordes en inmätning med en totalstation över dammen. De koordinater som erhölls vid inmätningen justerades så att de skulle passa för FIDAP.
Då mätningarna med strömkorsen utfördes vid en hastighet in i dammen på 0,6 m/s kontrollerades modellen för detta flöde både laminärt och turbulent. För att studera ett mindre flöde valdes hastigheten 0,3 m/s och turbulent flöde.

## 9.3 Resultat

Vid en jämförelse mellan FIDAP och strömkorsmätningarna (kapitel 8) stämmer den laminära modellen bättre än den turbulenta modellen trots att det i dammen troligen råder turbulenta förhållanden. Skillnader mellan "verkligheten" och modellen beror till stor del på att den inte är 3-dimensionell. En 2-dimensionell modell tar varken hänsyn till djupet i dammen eller sluttningar. Djupet varierar stort i dammen med ett grunt parti vid inloppet och en djupare del vid övergången till våtmarksängen. Förändringar av djupet har en stor inverkan på hur vattnet rör sig i dammen. En 2-dimensionell modell ger ändå en bild av hur dammen fungerar. Resultaten från simuleringarna i FIDAP finns i Bilaga 8.

## 9.4 Fortsatta studier

Då den 2-dimensionella modellen stämde bra med de verkligt uppskattade strömningarna i dammen skulle den kunna användas till att simulera förändringar i geometrin för att få en bättre avskiljning av föroreningar i dammen. Om det finns behov och intresse för simuleringar av tex partikelavskiljning vid olika flöden bör en 3-dimensionell modell upprättas.

# 10. Diskussion

De resultat som redovisas i kapitel 6 resulterar från mätningar utförda under sommaren. För att få en komplett bild av en våtmarks förmåga att avskilja föroreningar borde prover på dagvattnet tas under alla årstider. Bästa avskiljningsresultaten erhålls på de föroreningar som är bundna till partiklar. Kväve som avskiljs till största delen genom denitrifikation och COD som reduceras genom kemiska och mikrobiella omvandlingsprocesser har en lägre reduceringshalt än de partikelbundna föroreningarna.

Sedimentprovtagningen som redovisas i kapitel 7 ingår i en undersökning som fortsätter under vintern för att studera hur vinterförhållanden inverkar på sedimenten. Den modell som gjorts över dammen för att simulera olika händelser med, redovisas i kapitel 9. Modellen har jämförts med verkliga mätningar med strömkors (kapitel 8).

Denna studie av en våtmarksanläggning kan förhoppningsvis tillsammans med andra liknande studier medverka till att studera storlekens och utformningens betydelse för avskiljningsförmågan.

## Litteraturförteckning


[ 1 ] Alenius K., Eriksson U., Enroth M. (1992), Utredning om samband mellan restaureringen av Södra Bergundasjön och utbyggnaden av Växjö avloppsreningverk, K-KONSULT VA-PROJEKT AB, Stockholm

[ 2 ] Berggren H. (1993), Våtmarker som kvävefällor, SNV 91-620-9521-8, Naturvårdsverket, Solna

[ 3 ] Bingman I. (1987), Miljöprogram för kadmium, Naturvårdsverket, Solna

[ 4 ] Bydén S., Larsson A-M., Olsson M. (1992), Mäta vatten, Graphic Systems, Göteborg

[ 5 ] Enell M. (1986), Södra Bergundasjön Igår - Idag - Imorgon Sjöns historiska utveckling och förslag till restaurering, Limnologiska Institutionen Lunds Universitet, Lund

[ 6 ] Eriksson A. (1997), Bäckaslövs våtmark- hård- och mjukbottenfauna samt plankton, juni-juli 1996, Tekniska Förvaltningen, Växjö kommun, Växjö

[ 7 ] Gilljam C., Österlind B. (1970), Strömkors, Examensarbete i vattenbyggnad, 1970:5, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

[ 8 ] Gustafsson K. (1996), Bäckaslövs våtmark Kontrollprogram, Tekniska Förvaltningen, Växjö kommun, Växjö.

[ 9 ] Gustafsson K. (1995), Dagvatten på Växjösjöarnas villkor, artikel i särtryck från VAV nytt 1995:4

[ 10 ] Kihlström J-E. (1986), Gifter i naturen, ISBN 91-38-90755-0, Liber förlag, Stockholm

[ 11 ] Larm T. (1994), Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, VA-FORSK 1994:06, Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV, Stockholm

[ 12 ] Lönngren G. (1995), Våtmark - renare vatten och rikare livsmiljö, ISBN 91 558 5691-8, Naturskyddsföreningen, MOVIUM Sveriges Lantbruksuniversitet, Alnarp

[ 13 ] Malmqvist P-A., Svensson G., Fjellström C., Dagvattnets sammansättning, VA-FORSK 1994:11, Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV, Stockholm

[ 14 ] Malmqvist P-A. (1982), Lathund för beräkning av dagvattnets föroreningar, meddelande nr 66, Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

[ 15 ] Malmqvist P-A. (1983), Urban Stormwater Pollutant Sources, ISBN 91-7032-106-X, Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

[ 16 ] Persson P-O mfl. (1994), Miljöeffekter - Kompendium i miljövård del 4, Miljövårdscentrum, Kungliga Tekniska Högskolan, Stocckholm

[ 17 ] Pettersson T. (1996), Pollution Reduction in Stormwater Detension Ponds, rapport 1996:3, Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

[ 18 ] Siverth R., (1995), Vägdagvatten- en miljöstudie, Examensarbete/ Ledningsteknik, 1995:14, Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

[ 19 ] Svensson G. (1987), Modelling of Solids and Metal Transport from Small Urban Watersheds, ISSN 0280-4581, Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

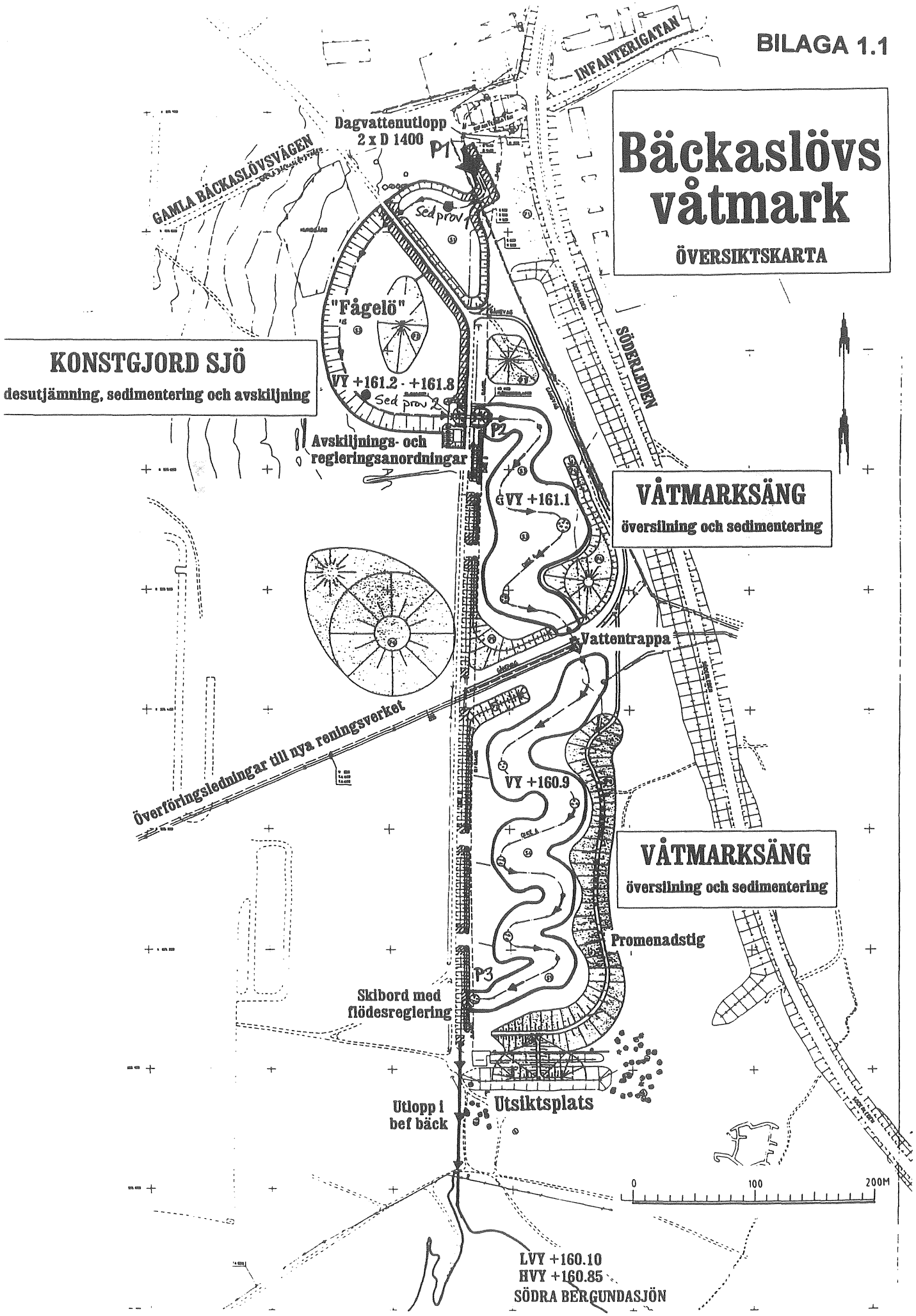
ISCO, Model 6700 Portable Sampler (1995), Instruction Manual, Lincoln, Nebraska, USA

ISCO, Model 2700 Portable Sampler (1986), Instruction Manual, Lincoln, Nebraska, USA

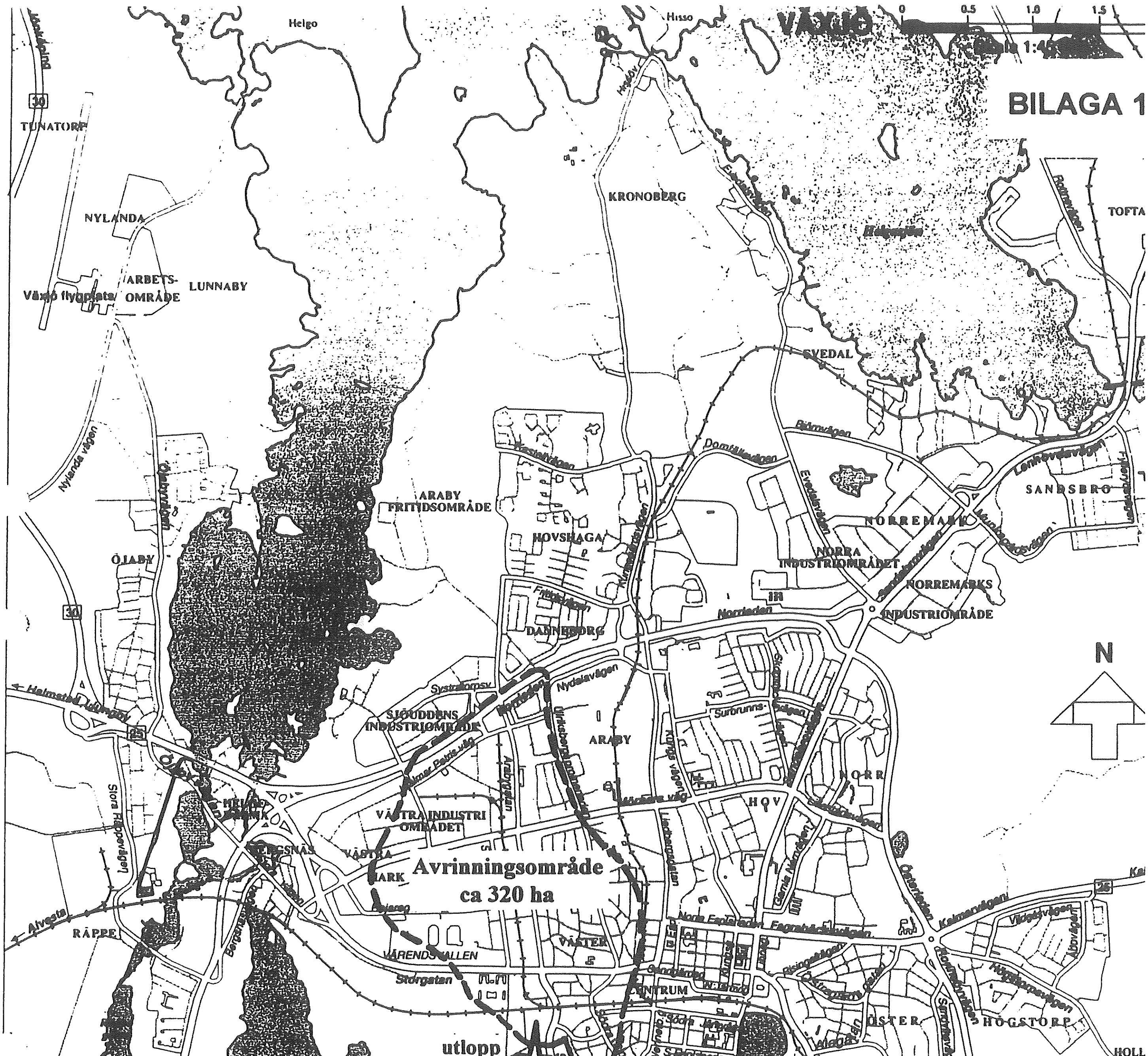
BILAGA 1.1

# Bäckaslövs våtmark

ÖVERSIKTSKARTA



## BILAGA 1



**BÄCKASLÖVS VÅTMA**

**Översiktskarta**

**Skala 1: 45 000**

UPPHOVSRÄTT STADSINGENJÖRSENHETEN
VÄXJÖ KOMMUN

BILAGA 2

## *Bäckaslövs våtmark*

**Sedimentprov september 1996**

| | | Bäckaslövs våtmark | Växjösjön | Bergundasjön | Bakgrunds-värden |
|---|---|---|---|---|---|
| Torrsubstans | % av TS | 46.8 | | | |
| Fosfor tot, P | mg/kg Ts | 1 200 | 3 700 | 3 100 | 1 000 |
| Kväve tot, N | mg/kg Ts | 3 300 | 16 500 | 5 000 | 5 000 |
| Kvicksilver, Hg | mg/kg Ts | 0.10 | 6.1 | 1.9 | 1.5 |
| Kadmium, Cd | mg/kg Ts | 1.5 | 3.1 | 2.1 | 0.3 |
| Bly, Pb | mg/kg Ts | 110 | 360 | 100 | - |
| Koppar, Cu | mg/kg Ts | 130 | 160 | 90 | 20 |
| Zink, Zn | mg/kg Ts | 870 | 870 | 620 | 175 |
| Krom tot, Cr | mg/kg Ts | 54 | 34 | 38 | 20 |
| Nickel, Ni | mg/kg Ts | 93 | 56 | 39 | 30 |
| Järn, Fe | mg/kg Ts | 24 000 | 34 000 | 63 000 | 24 000 |
| Mangan, Mn | mg/kg Ts | 380 | 1 060 | 1 700 | - |
| Aluminium, Al | mg/kg Ts | 9 400 | 10 200 | 15 800 | 7 000 |
| Vanadin, V | mg/kg Ts | 47 | 38 | 50 | 35 |
| Arsenik, As | mg/kg Ts | 5.1 | | | |
| Opol alif kolväten | mg/kg Ts | 2 900 | | | |
| Opol arom kolväten | mg/kg Ts | < 85 | | | |
| Cyanid tot, CN SIS | mg/kg Ts | 52 | | | |

1996 11 11

## Beskrivning av analyser och olika gränsvärden

**Suspenderat material**
Ett glasfiberfilter tvättas, torkas och vägs. Provet filtreras med en lämplig mängd och filtret torkas och vägs på nytt. Mellanskillnaden beräknas. Gränsvärden för sjöar och vattendrag vid filtrering genom ett 0,45µm filter visas nedan.[ 4 ]

**Tabell 1:** Klassificering och gränsvärden för suspenderat material

| Suspenderad halt mg/l | Klass | Benämning |
|---|---|---|
| ≤ 1,5 | 1 | Mycket låg slamhalt |
| 1,5 - 3 | 2 | Låg slamhalt |
| 3 - 6 | 3 | Måttligt hög slamhalt |
| 6 - 12 | 4 | Hög slamhalt |
| > 12 | 5 | Mycket hög slamhalt |

**Glödgningsrest**
Glödgningsresten är ett mått på hur stor del av det suspenderade materialet som inte är organiskt. Filtret som användes för den suspenderade halten hettas upp till 540°C och det organiska materialet förbränns. Filtret vägs på nytt.

**Kemisk syreförbrukning, COD**
Den kemiska syreförbrukningen har i dessa analyser gjorts med Cr (Krom). Prov och reagens blandas, COD-rören står i värmereaktor under 2 timmar innan de får svalna och resultaten utläses i en spektrofotometer vid 435 nm.

**Totalkväve**
Proven prepareras med olika kemikalier och kokas under tryck innan resultaten avläses.

**Tabell 2:** Klassificering och gränsvärden för totalkväve

| Totalkvävehalt, mg/l | Klass | Benämning |
|---|---|---|
| ≤ 0,30 | 1 | Mycket låga kvävehalter |
| 0,30 - 0,45 | 2 | Låga kvävehalter |
| 0,45 - 0,75 | 3 | Måttligt höga kvävehalter |
| 0,75 - 1,50 | 4 | Höga kvävehalter |
| > 1,50 | 5 | Mycket höga kvävehalter |

**Totalfosfor**
För att få totalfosforhalten uppsluts provet så att all närvarande fosfor blir reaktiv. Efter uppslutning och tillsats av reagens avläses resultatet i en spektrofotometer.
Gränsvärden visas nedan.

**Tabell 3:** Klassificering och gränsvärden för totalfosfor

| Totalfosforhalt, µg/l | Klass | Benämning |
|---|---|---|
| ≤ 7,5 | 1 | Mycket näringsfattigt tillstånd |
| 7,5 - 15 | 2 | Näringsfattigt tillstånd |
| 15 - 25 | 3 | Måttligt näringsrikt tillstånd |
| 25 - 50 | 4 | Näringsrikt tillstånd |
| > 50 | 5 | Mycket näringsrikt tillstånd |

**Fosfatfosfor**
Fosfatfosforhalten analyseras på samma sätt som totalfosforhalten förutom att provet inte uppsluts. Gränsvärdet för näringsfattiga sjöar är 5 µg/l och för näringsrika sjöar är 200 µg/l.

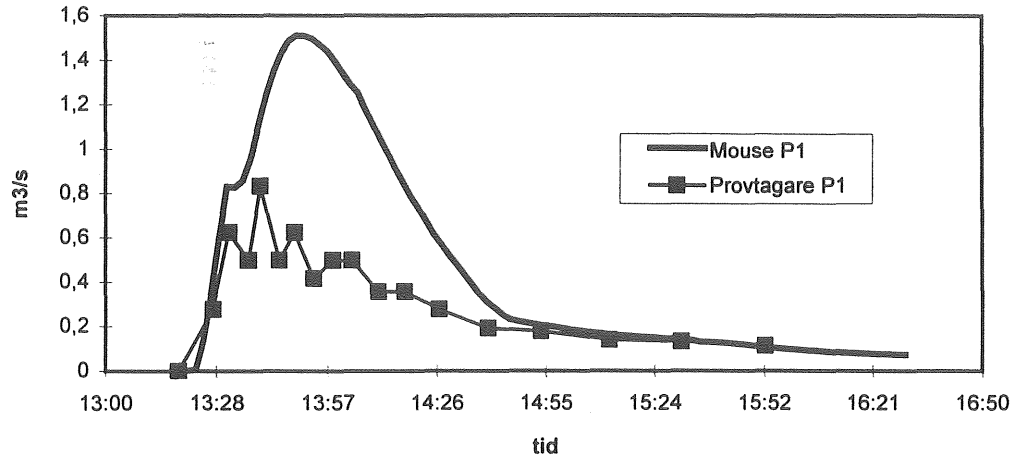
**Tungmetaller**
Nedan visas några gränsvärden för tungmetaller

**Tabell 4:** Klassificering och gränsvärden för olika tungmetaller

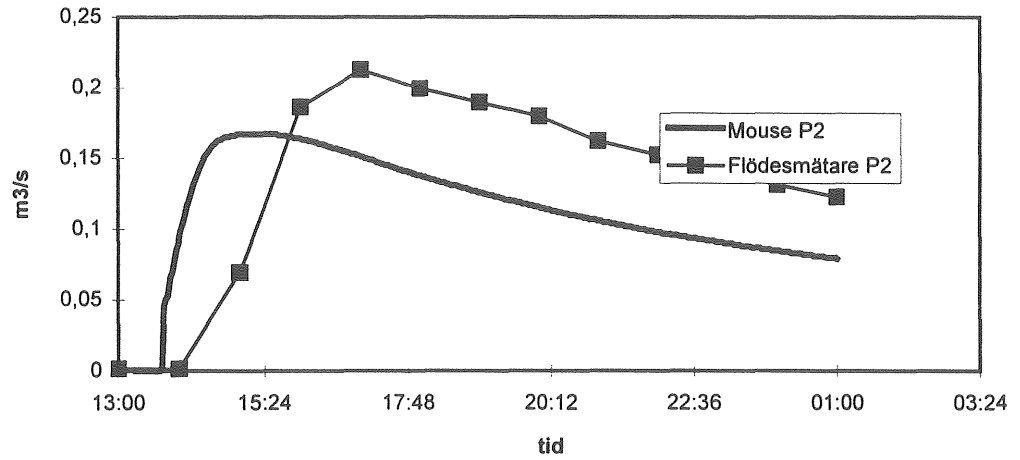
| Ämne | Klass1, Mycket låga halter, µg/l | Klass2, Låga halter, µg/l | Klass3, Måttligt höga halter,µg/l | Klass 4, Höga halter, µg/l | Klass5, Mycket höga halter,µg/l |
|---|---|---|---|---|---|
| Kadmium | <0,01 | 0,01 - 0,05 | 0,05 - 0,1 | 0,1 - 0,3 | > 0,3 |
| Bly | <0,2 | 0,2 - 1 | 1 - 2 | 2 - 5 | > 5 |
| Koppar | <0,2 | 0,2 - 1 | 1 - 2 | 2 - 10 | > 10 |
| Krom | <0,3 | 0,3 - 1 | 1 - 2 | 2 - 5 | > 5 |
| Zink | <1 | 1 - 5 | 5 - 15 | 15 - 75 | > 75 |

## Motivering till att använda Mouse

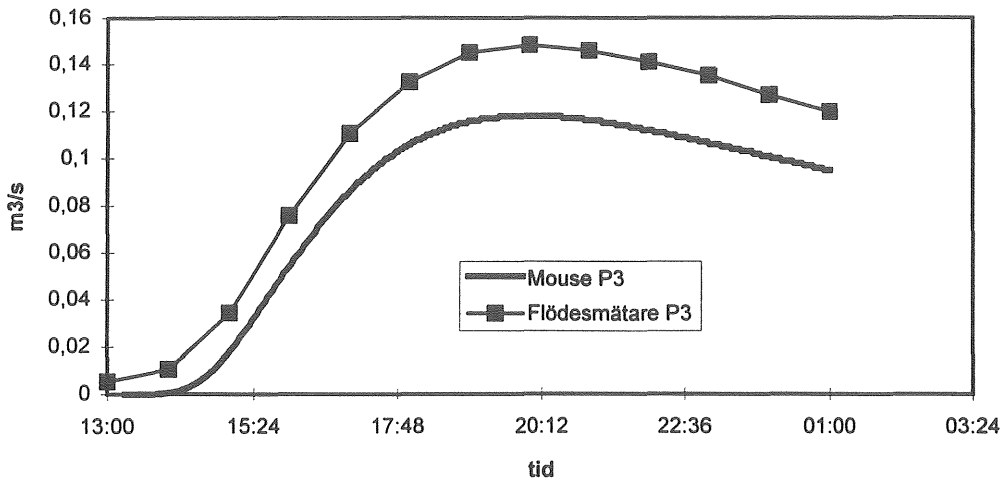
Genom att jämföra flödesberäkningar enligt Mouse med uppmätta flöden vid de olika stationerna och vid olika regn kan man avgöra hur väl de beräknade värdena stämmer med de verkligt uppmätta värdena. Flödeskurvorna följs åt ganska bra i början och i slutet på regnen medan flödestopparna är mycket lägre enligt flödesmätaren i P1 än beräknat enligt Mouse. För regnet den 14 juni har samtliga stationer jämförts avseende Mouse och flödesmätarna. Resultaten redovisas i Figur 1-3.




**Figur 1:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet 970614




**Figur 2:** Jämförelse mellan Mouse och flödesmätaren i P2 för regnet 970614




**Figur 3:** Jämförelse mellan Mouse och flödesmätaren i P3 för regnet 970614

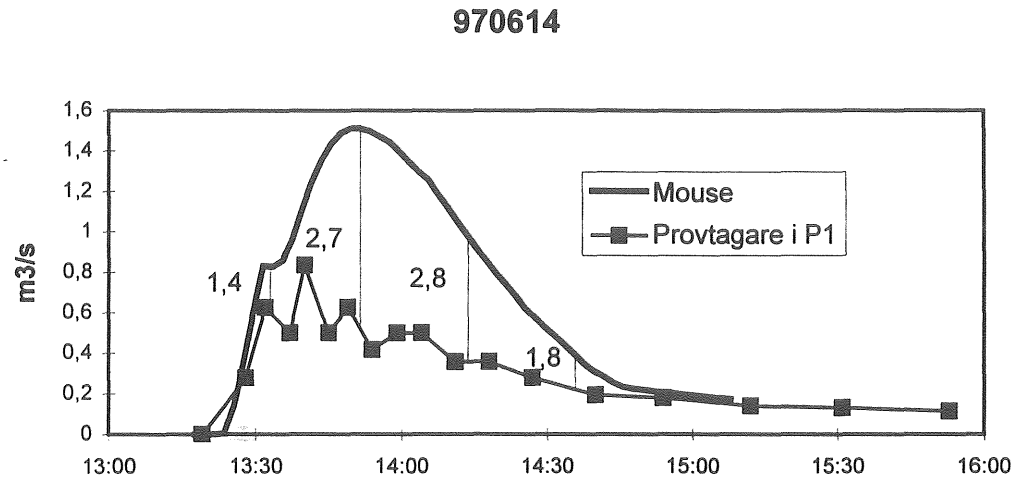
Flödesmätningen i station 3 är den mest exakta då vattnet rinner över ett skibord med en bestämd area. Den stämmer bra överrens med Mouse beräkningen (Figur 3). Att flödesmätaren ligger lite över Mouse beräkningen kan delvis förklaras med att det inte är inlagt något basflöde i Mouse.

Att flödeskurvan för flödesmätaren ligger efter Mouse vid station 2 beror på att dammen inte är korrekt beskriven i Mouse (Figur 2). Vattnet i dammen tar inte snabbaste vägen ut, utan cirkulerar vilket inte Mouse tar hänsyn till. I verkligheten tar det alltså längre tid för vattnet att nå station 2

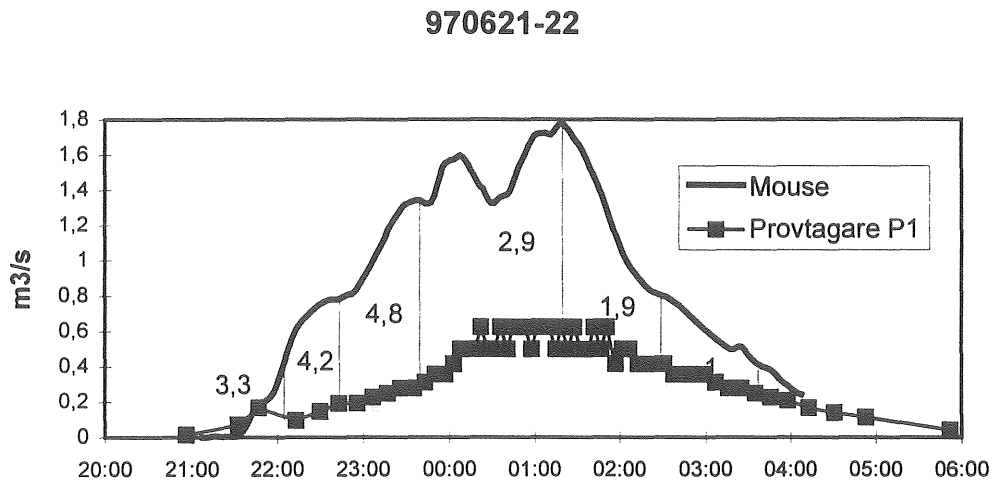
Vattenvolymen för regnet blir enligt Mouse ca 9000 $m^3$ vilket stämmer bra med den uppmätta volymen i station 3 på 9900 $m^3$. Enligt flödesmätaren i station 1 var volymen endast 2700 $m^3$.

### *Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i station 1*

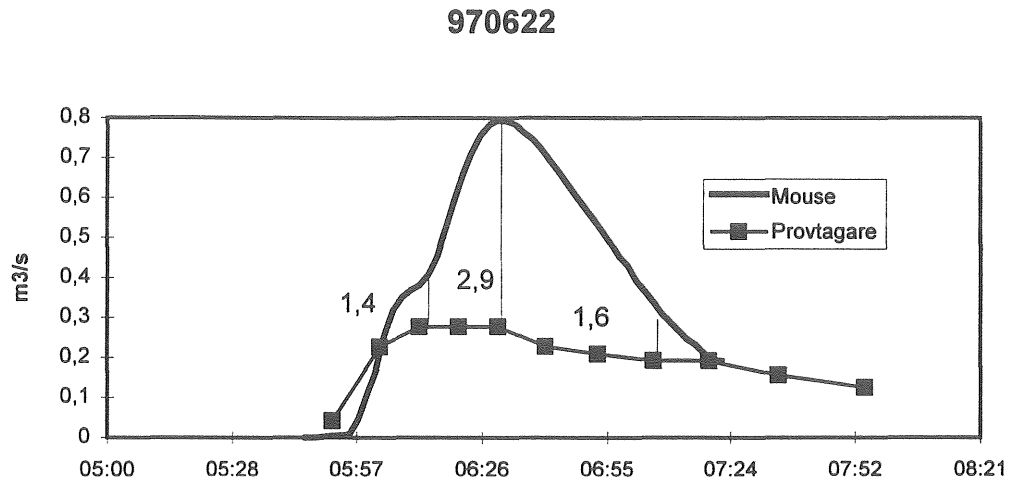
Samtliga regn under perioden 970614 - 970710 har körts i Mouse och nedan redovisas några regn i jämförelse med flödesmätaren vid station 1 (Figur 4 - 11). I figurerna är även felfaktorn för de olika flödena angiven. Flödesmätaren och Mouse följs åt i början och i slutet på regnen men flödestoppen blir alldeles för låg enligt flödesmätaren. Ju större flödet skulle vara enligt Mouse desto större felfaktor mellan flödesmätaren och Mouse. Att felet ökar vid ökande flöde kan bero på att tvärsnittsarean vid station 1 inte är tillförlitlig. För att bestämma flödet vid station 1 mäts vattenhastigheten och vattennivån i kanalen vilken är förknippad med en area. Vid olika kontroller som har utförts har konstaterats ett hastighetsmätningen fungerar ganska bra medan nivåmätningen varit sämre. Då tvärsnittsarean är stor ger ett fel i nivåmätningen ett stort utslag på flödet.



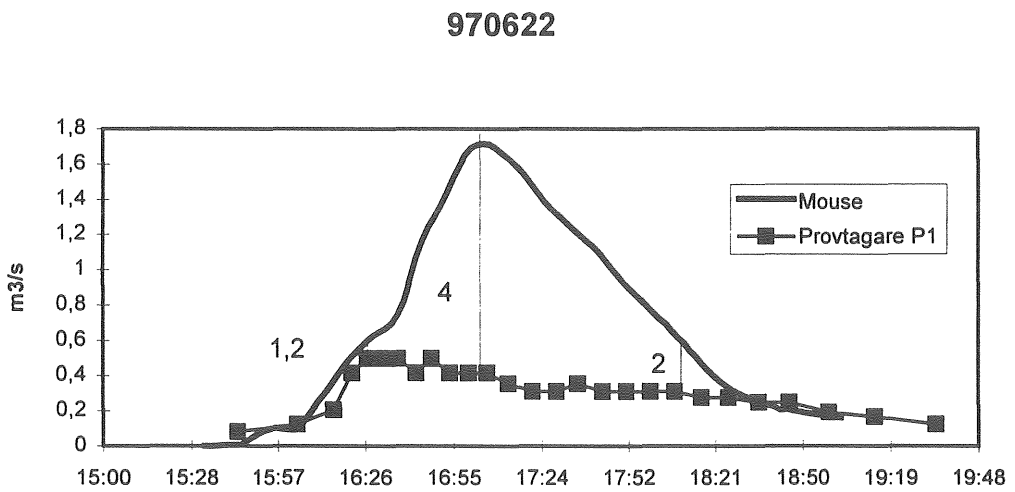

**Figur 4:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet 970614 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.



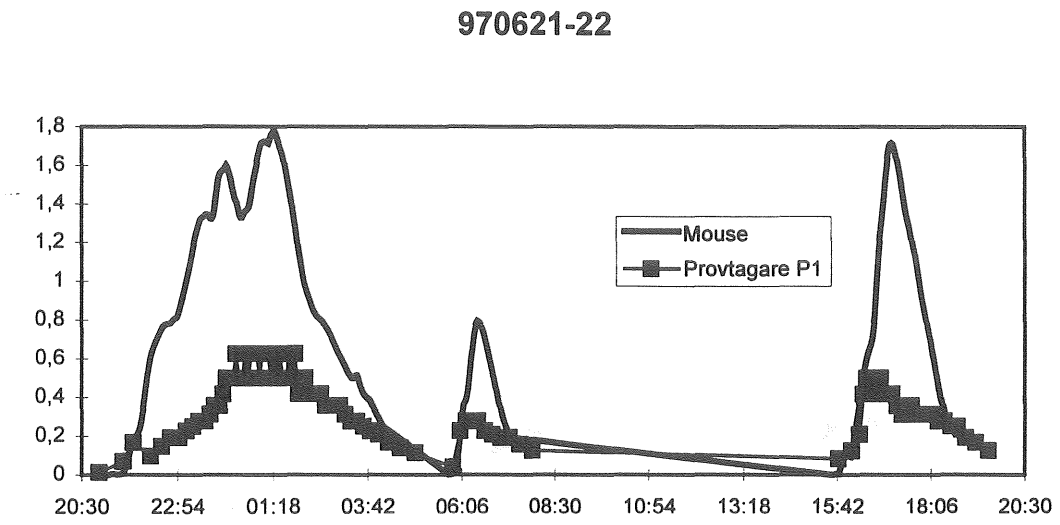

**Figur 5:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet 970621-22 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.



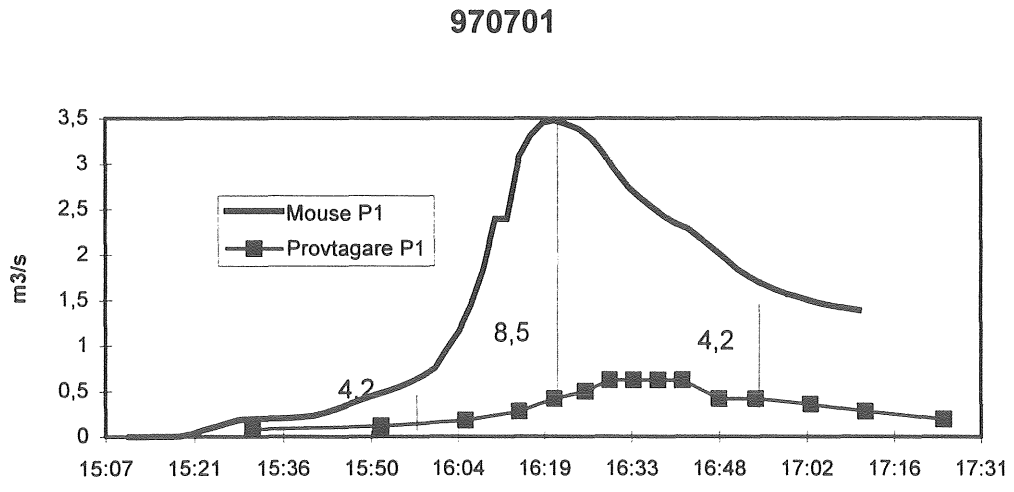

**Figur 6:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet under morgonen 970622 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.



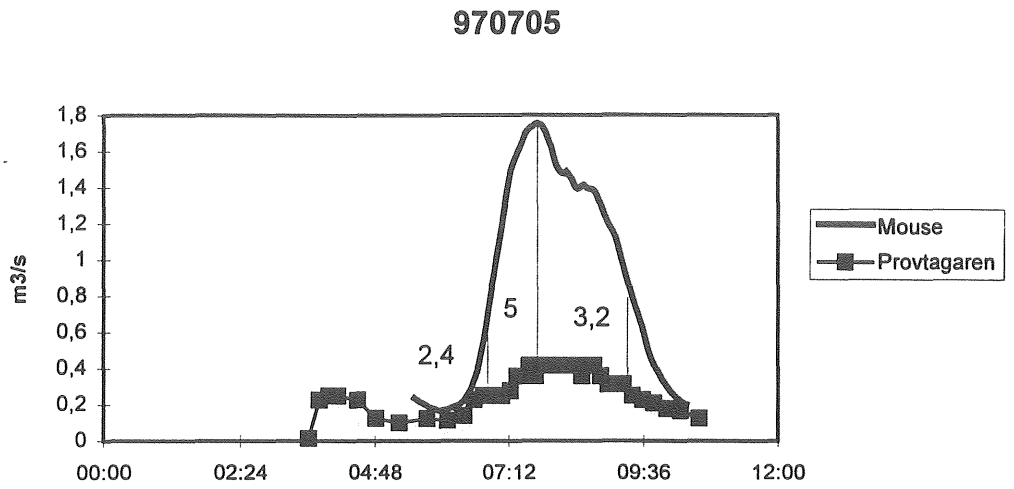

**Figur 7:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet under eftermiddagen 970622 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.




**Figur 9:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för samtliga regn 970621-22 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.




**Figur 10:** Jämförelse mellan Mouse och provtagaren i P1 för regnet 970701 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.




**Figur 11:** Jämförelse mellan Mouse och provtagare i P1 för regnet 970705 samt beräknad multiplikator för att erhålla det beräknade värdet enligt Mouse.

## Analysresultat

**P1** ( markerade rutor innebär att de inte resulterar från något regn och bokstäver framför klockslag visar veckodag)

| | Prov | Tid | | Total volym | Suspenderat material (mg/l) | | Näringsämnen (mg/l) | | | COD (mg/l) | Tungmetaller (mg/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | nr | Första | Sista | $m^3$ | TSS | VSS | Total-kväve | Total-fosfor | Fosfat-fosfor | | Bly | Koppar | Zink | Kadmium |
| 14/6 | | 23:11 | 23:49 | | | | 2,2 | 0,058 | 0,022 | 68 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | 5-8 | F23:57 | L14:32 | 600 | 890 | 160 | 3,8 | 0,70 | 0,68 | 490 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | 9-12 | 14:37 | 14:49 | 1450 | 890 | 160 | 4,3 | 0,66 | 0,63 | 420 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | 13-16 | 14:54 | 15:11 | 3050 | 580 | 230 | 4,4 | 0,61 | 0,46 | 370 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | 17-20 | 15:18 | 15:54 | 4450 | 580 | 230 | 4,1 | 0,94 | 0,64 | 340 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | 21-24 | 16:12 | 16:53 | 5050 | 580 | 230 | 4,0 | 0,94 | 0,64 | 270 | 0,058 | 0,060 | 0,47 | 0,0010 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 15/6 | 1-4 | L23:16 | 23:32 | | 32 | 26 | 2,4 | 0,26 | 0,057 | 120 | 0,008 | 0,009 | 0,010 | 0,0007 |
| | 5-8 | 23:35 | 23:54 | | 32 | 26 | 2,6 | 0,24 | 0,065 | 93 | 0,008 | 0,009 | 0,010 | 0,0007 |
| | 9-12 | 23:56 | 00:33 | | 32 | 26 | 2,8 | 0,24 | 0,061 | 91 | 0,008 | 0,009 | 0,010 | 0,0007 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 16/6 | 13-15 | S23:45 | M0:04 | | 32 | 26 | 2,4 | 0,053 | 0,030 | 77 | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 19/6 | 1-8 | O20:25 | 01:08 | 10550 | 7,0 | 3,2 | 1,7 | 0,088 | 0,021 | 47 | 0,003 | 0,017 | <0,06 | 0,0004 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 22/6 | 1-8 | T23:30 | L21:56 | | 15 | 14 | 2,1 | 0,18 | 0,014 | 41 | 0,010 | 0,012 | 0,20 | 0,0001 |
| | 9-16 | 22:32 | S00:17 | 16310 | 43 | 19 | 2,1 | 0,14 | 0,091 | 55 | 0,016 | 0,031 | 0,31 | 0,0001 |
| | 17-24 | 00:26 | 01:13 | 21350 | 7,0 | 1,4 | 1,4 | 0,24 | 0,16 | 53 | 0,024 | 0,036 | 0,27 | 0,0001 |
| | 25-32 | 01:18 | 01:49 | 23870 | 100 | 56 | 1,0 | 0,30 | 0,13 | 60 | 0,024 | 0,021 | 0,25 | 0,0001 |
| | 33-40 | 01:53 | 02:24 | 28550 | 140 | 78 | 0,96 | 0,25 | 0,24 | 59 | 0,031 | 0,027 | 0,31 | 0,0001 |
| | 41-48 | 02:28 | 03:02 | 31070 | 61 | 26 | 0,76 | 0,25 | 0,13 | 60 | 0,020 | 0,018 | <0,06 | 0,0001 |
| | 49-56 | 03:07 | 03:52 | 33230 | 35 | 12 | 0,74 | 0,086 | 0,050 | 19 | 0,005 | 0,013 | <0,06 | 0,0001 |
| | 57-64 | 03:59 | 05:13 | 36390 | 19 | 3,1 | 0,41 | 0,071 | 0,024 | 11 | 0,004 | 0,008 | <0,06 | 0,0003 |
| | 65-72 | 05:31 | 07:41 | 39990 | 12 | 5,2 | 0,68 | 0,029 | 0,003 | 17 | 0,003 | 0,008 | <0,06 | 0,0003 |
| | 73-77 | 07:53 | 08:55 | 41190 | 32 | 12 | 0,97 | 0,19 | 0,11 | 30 | 0,005 | 0,010 | 0,08 | 0,0004 |

BILAGA 5.1

| P1 | Prov | Tid | | Total volym | Suspenderat material (mg/l) | | Näringsämnen (mg/l) | | | COD (mg/l) | Tungmetaller (mg/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | nr | Första | Sista | $m^3$ | TSS | VSS | Total-kväve | Total-fosfor | Fosfat-fosfor | | Bly | Koppar | Zink | Kadmium |
| 23/6 | 9-16 | S17:48 | 18:36 | | 47 | 21 | 1,2 | 0,26 | 0,23 | 63 | 0,029 | 0,032 | <0,06 | 0,0006 |
| | 17-24 | 18:44 | 19:46 | | 7,0 | 3,5 | 1,0 | 0,13 | 0,091 | 39 | 0,008 | 0,011 | <0,06 | 0,0003 |
| | 25-34 | 19:59 | 05:48 | | 9,0 | 4,2 | 0,42 | 0,041 | 0,019 | 37 | 0,002 | 0,017 | <0,06 | 0,0003 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 24/6 | 1-28 | M15:21 | 22:20 | | 26 | 10 | 1,5 | 0,086 | 0,089 | 45 | 0,005 | 0,018 | 0,08 | 0,0001 |
| | 29-57 | 22:24 | T03:04 | | 98 | 73 | 1,0 | 0,26 | 0,17 | 57 | 0,010 | 0,015 | 0,08 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 30/6 | 1-77 | F21:56 | S23:56 | | 39 | 2,7 | 1,9 | 0,14 | 0,098 | 47 | 0,001 | 0,013 | 0,13 | 0,0002 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 2/7 | 1-4 | M23:29 | T16:52 | | 11 | 0,2 | 1,8 | 0,064 | 0,014 | 24 | <0,001 | 0,009 | 0,06 | <0,0001 |
| | 5-8 | 17:06 | 17:26 | | 170 | 16 | 2,7 | 0,51 | 0,28 | 120 | 0,051 | 0,053 | 0,20 | 0,0003 |
| | 9-12 | 17:30 | 17:42 | | 240 | 18 | 1,6 | 0,51 | 0,27 | 110 | 0,026 | 0,029 | 0,18 | 0,0002 |
| | 13-16 | 17:48 | 18:12 | | 130 | 14 | 4,7 | 0,37 | 0,16 | 86 | 0,031 | 0,027 | 0,14 | 0,0002 |
| | 17-20 | 18:25 | 18:59 | | 100 | 11 | 2,4 | 0,31 | 0,15 | 83 | 0,020 | 0,030 | 0,13 | 0,0002 |
| | 21-24 | 21:05 | 22:23 | | 31 | 4,4 | 0,97 | 0,11 | 0,057 | 39 | 0,006 | 0,015 | 0,08 | 0,0002 |
| | 25-28 | 22:46 | 23:27 | | 29 | 2,4 | 1,5 | 0,088 | 0,043 | 30 | 0,007 | 0,015 | 0,09 | 0,0002 |
| | 29-31 | 23:41 | 23:59 | | 19 | 1,2 | 1,8 | 0,089 | 0,045 | 49 | 0,007 | 0,014 | 0,09 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 3/7 | 1-12 | O22:26 | T02:18 | | 14 | 7,0 | 2,3 | 0,038 | 0,028 | 47 | <0,001 | 0,007 | 0,05 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 4/7 | 1-7 | T16:13 | F00:04 | | 4,0 | 0 | 1,2 | 0,041 | 0,017 | 22 | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 7/7 | 1-64 | F21:55 | L23:51 | | 19 | 5,0 | 1,1 | 0,088 | 0,067 | 34 | 0,040 | 0,020 | 0,65 | 0,0010 |
| | | | | | | | | | | | | | | |
| 9/7 | 1-27 | T00:02 | O 5:20 | | 30 | 10 | 4,8 | 0,35 | 0,084 | 64 | 0,015 | 0,061 | 5,6 | 0,0014 |

BILAGA 5.2

# P2

| | Prov | Total Volym | Suspenderat material (mg/l) | | Näringsämnen | | | COD (mg/l) | Tungmetaller (mg/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ($m^3$) | TSS | VSS | Total-kväve | Total-fosfor | Fosfat-fosfor | | Bly | Koppar | Zink | Kadmium |
| 14/6 | 1-3 | 450 | 34 | 34 | 1,9 | 0,096 | 0,029 | 58 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | 4-6 | 900 | 34 | 34 | 1,9 | 0,093 | 0,037 | 33 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | 7-9 | 1350 | 34 | 34 | 2,2 | 0,17 | 0,069 | 76 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | 10-12 | 1800 | 82 | 60 | 2,4 | 0,24 | 0,13 | 100 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | 13-15 | 2250 | 82 | 60 | 2,5 | 0,28 | 0,21 | 120 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | 16-18 | 2700 | 82 | 60 | 2,5 | 0,27 | 0,14 | 120 | 0,010 | 0,021 | 0,011 | 0,0002 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 15/6 | 1-12 | 4500 | 45 | 21 | 2,2 | 0,270 | 0,083 | 65 | 0,005 | 0,007 | 0,009 | 0,0004 |
| | 13-24 | 6300 | - | - | 1,9 | 0,18 | 0,045 | 56 | 0,005 | 0,007 | 0,009 | 0,0004 |
| | 25-36 | 8100 | - | - | 2,2 | 0,28 | 0,071 | 72 | 0,005 | 0,007 | 0,009 | 0,0004 |
| | 37-51 | 9900 | 25 | 24 | 2,2 | 0,29 | 0,049 | 81 | 0,005 | 0,007 | 0,009 | 0,0004 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 16/6 | 1-15 | 13650 | | | 2,1 | 0,12 | 0,050 | 75 | 0,007 | 0,011 | 0,012 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 17/6 | | 16400 | 4,0 | 1,0 | 0,94 | 0,23 | 0,11 | 110 | <0,001 | 0,027 | 0,18 | 0,0002 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 18/6 | 1-18 | 19750 | 13 | 5 | 0,89 | 0,014 | 0 | 51 | 0,004 | 0,008 | <0,06 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 19/6 | 1-11 | 22500 | 11 | 6,0 | 1,6 | 0,086 | 0,024 | 53 | 0,003 | 0,007 | <0,06 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 22/6 | 1-9 | 24750 | 14 | 8,0 | 1,6 | 0,041 | 0,024 | 45 | 0,006 | 0,013 | <0,06 | 0,0004 |
| | 10-18 | 27000 | 21 | 9,0 | 1,4 | 0,052 | 0,040 | 54 | 0,006 | 0,015 | <0,06 | 0,0003 |
| | 19-27 | 29250 | 31 | 17 | 0,98 | 0,14 | 0,055 | 35 | 0,007 | 0,016 | <0,06 | <0,0001 |
| | 28-36 | 31500 | 16 | 8,2 | 0,73 | 0,11 | 0,043 | 26 | 0,004 | 0,011 | <0,06 | <0,0001 |
| | 37-45 | 33750 | 17 | 5,0 | 0,79 | 0,11 | 0,043 | 27 | 0,003 | 0,006 | <0,06 | <0,0001 |
| | 46-57 | 36000 | 12 | 6,0 | 0,73 | 0,13 | 0,029 | 30 | 0,003 | 0,006 | <0,06 | <0,0001 |

BILAGA 5.3

| P2 | Prov | Total Volym | Suspenderat material (mg/l) | | Näringsämnen | | | COD (mg/l) | Tungmetaller (mg/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ($m^3$) | TSS | VSS | Total-kväve | Total-fosfor | Fosfat-fosfor | | Bly | Koppar | Zink | Kadmium |
| 23/6 | 1-12 | 39000 | 17 | 7,0 | 0,97 | 0,038 | 0,019 | 40 | 0,004 | 0,015 | <0,06 | <0,0001 |
| | 13-24 | 42000 | 23 | 12 | 0,47 | 0,11 | 0,072 | 34 | 0,007 | 0,020 | <0,06 | <0,0001 |
| | 25-36 | 45000 | 4,0 | 0 | 0,80 | 0,058 | 0,043 | 29 | 0,004 | 0,012 | <0,06 | 0,0001 |
| | 37-50 | 47750 | 81 | 37 | 0,93 | 0,036 | 0,029 | 37 | 0,004 | 0,015 | <0,06 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 24/6 | 1-24 | 53750 | 21 | 7,0 | 0,96 | 0,064 | 0,053 | 46 | 0,004 | 0,019 | 0,10 | 0,004 |
| | 25-51 | 60500 | 25 | 12 | 0,60 | 0,076 | 0,055 | 32 | 0,006 | 0,020 | 0,07 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 26/6 | 1-4 | 76000 | 12 | 7,0 | 2,3 | 0,070 | 0,068 | 16 | 0,003 | 0,065 | 0,24 | 0,0004 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 27/6 | 1-2+m | 77000 | 20 | 10 | 1,6 | 0,064 | 0,024 | 33 | 0,004 | 0,012 | 0,29 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 30/6 | 1-46 | 100000 | 25 | 0,2 | 1,4 | 0,086 | 0,077 | 35 | 0,003 | 0,011 | 0,16 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 2/7 | 4-9 | 101500 | 30 | 1,6 | 1,6 | 0,096 | 0,053 | 51 | 0,006 | 0,021 | 0,21 | 0,0001 |
| | 10-15 | 104500 | 33 | 1,7 | 1,6 | 0,095 | 0,052 | 47 | 0,006 | 0,025 | 0,19 | 0,0001 |
| | 16-23 | 111500 | 22 | 1,0 | 1,6 | 0,091 | 0,053 | 47 | 0,006 | 0,020 | 0,21 | <0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 3/7 | 1-9 | 116000 | 18 | 8,1 | 1,4 | 0,076 | 0,045 | 60 | 0,006 | 0,025 | 0,21 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 4/7 | 1-2+m | 117000 | 9,0 | 0 | 1,1 | 0,072 | 0,019 | 45 | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| 7/7 | m | 117000 | 10 | 0 | 1,0 | 0,086 | 0,012 | 48 | 0,008 | 0,032 | 0,17 | 0,0001 |
| | | | | | | | | | | | | |
| 9/7 | 1-2 | 120000 | 15 | 0 | 2,7 | 0,12 | 0,029 | 99 | 0,016 | 0,040 | 2,2 | 0,0005 |

BILAGA 5.4

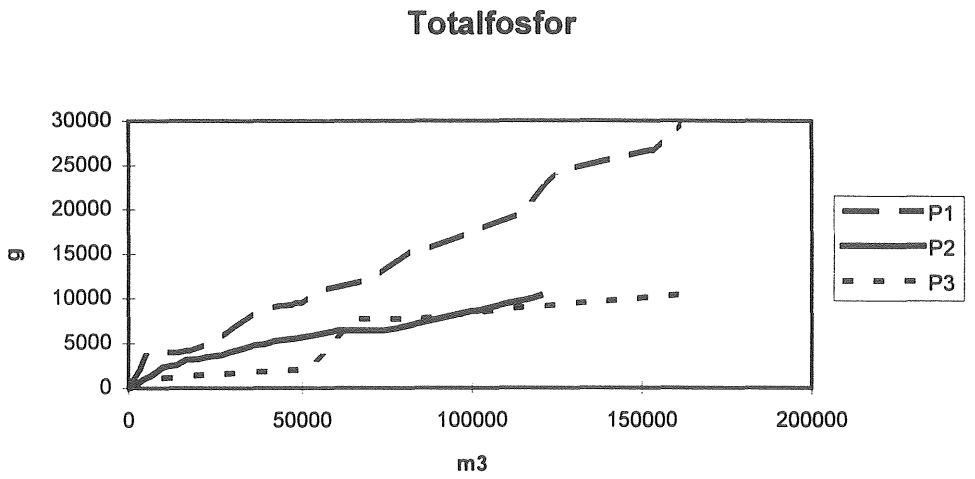
# P3

| | Total Volym | Suspenderat material (mg/l) | | Näringsämnen | | | COD (mg/l) | Tungmetaller (mg/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | TSS | VSS | Total-kväve | Total-fosfor | Fosfat-fosfor | | Bly | Koppar | Zink | Kadmium |
| 14/6 | 794 | 4,5 | 2,5 | 1,2 | 0,058 | <0,01 | 58 | 0,006 | 0,019 | 0,007 | 0,0001 |
| 15/6 | 8354 | 8,0 | 4,7 | 1,3 | 0,13 | <0,01 | 49 | 0,006 | 0,021 | 0,011 | 0,0003 |
| 16/6 | 10050 | 8,7 | 3,8 | 1,7 | 0,072 | 0,018 | 59 | 0,004 | 0,007 | 0,010 | <0,0001 |
| 17/6 | 11841 | 3,8 | 1,2 | 0,88 | 0,029 | 0,011 | 100 | <0,001 | 0,018 | 0,21 | 0,0001 |
| 18/6 | 14188 | 5,0 | 1,0 | <0,25 | <0,01 | 0 | 44 | <0,001 | 0,006 | <0,06 | <0,0001 |
| 19/6 | 15884 | 4,0 | 1,0 | 1,1 | 0,077 | 0,028 | 60 | 0,003 | 0,005 | <0,06 | 0,0002 |
| 22/6 | 35208 | 86 | 17 | 0,72 | 0,022 | 0,007 | 41 | <0,001 | 0,002 | <0,06 | <0,0001 |
| 23/6 | 52116 | 35 | 0 | 0,64 | 0,019 | 0,010 | 25 | <0,001 | 0,006 | <0,06 | <0,0001 |
| 24/6 | 65490 | 2,0 | 0 | 0,52 | 0,42 | 0,019 | 29 | 0,001 | 0,007 | 0,08 | <0,0001 |
| 26/6 | 86614 | 6,0 | 1,8 | 1,3 | 0,040 | 0,035 | 15 | 0,002 | 0,087 | 0,10 | <0,0001 |
| 27/6 | 88384 | 6,0 | 2,0 | 2,0 | 0,029 | 0,011 | 15 | 0,002 | 0,012 | 0,08 | <0,0001 |
| 30/6 | 114278 | 5,0 | 0 | 2,1 | 0,043 | 0,022 | 27 | 0,003 | 0,009 | 0,05 | <0,0001 |
| 2/7 | 124610 | 7,0 | 0,1 | 0,98 | 0,024 | 0,009 | 39 | <0,001 | 0,010 | 0,05 | <0,0001 |
| 3/7 | 130311 | 4,0 | 1,2 | 1,4 | 0,038 | 0,015 | 59 | <0,001 | 0,009 | <0,05 | 0,0001 |
| 4/7 | 132119 | 2,0 | 0 | 0,78 | 0,026 | 0,22 | 43 | | | | |
| 7/7 | 158029 | 3,0 | 0 | 0,52 | 0,031 | 0,026 | 42 | <0,001 | 0,017 | 0,08 | <0,0001 |
| 9/7 | 161649 | 4,0 | 0 | 1,5 | 0,040 | 0,012 | 110 | 0,007 | 0,022 | 0,12 | <0,0001 |

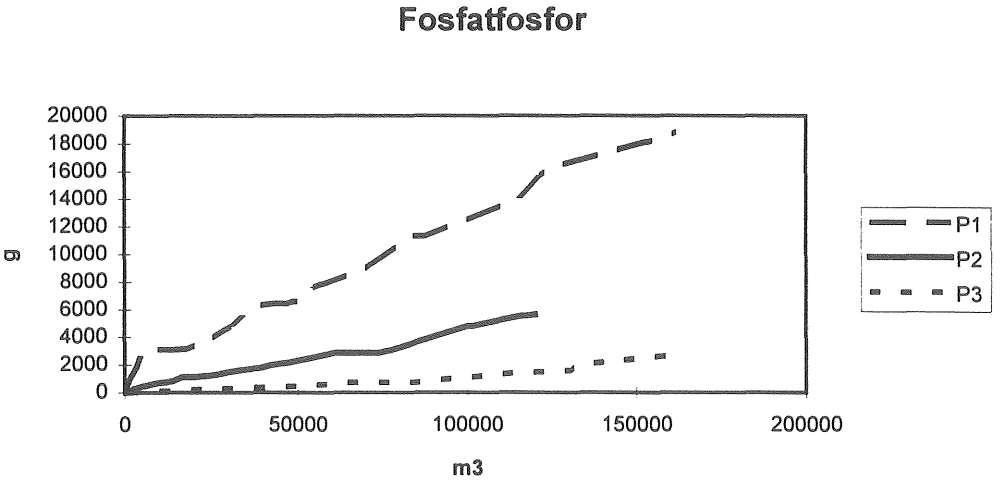
BILAGA 5.5

## Reduktion av föroreningar under perioden 970614 - 970710

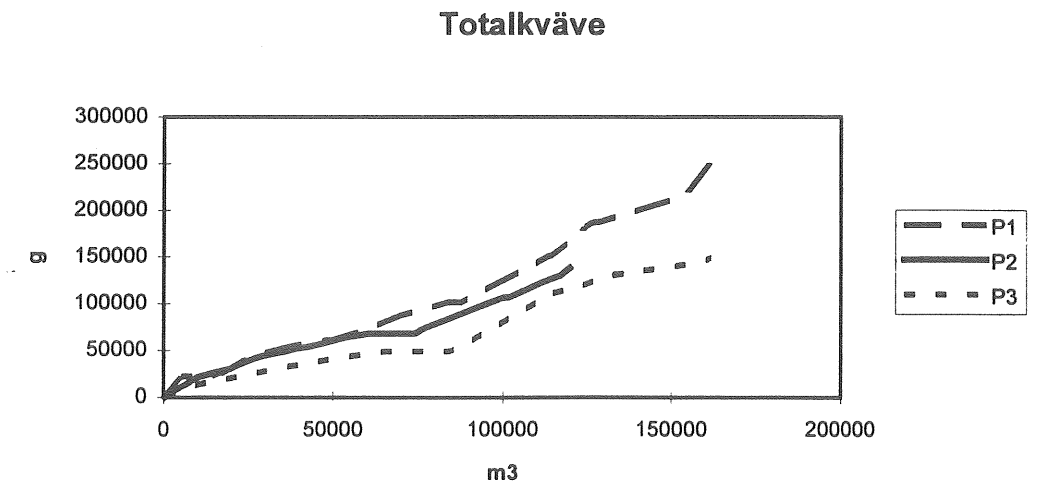
Nedan visas de ackumulerade föroreningshalterna för samtliga ämnen som en funktion av passerad volym dagvatten. Att den passerade volymen i P2 är mindre än i P1 och P3 beror på att bräddad vattenvolym inte kommer med i volymberäkningen i P2. Dagvattenvolymen i P1 är korrigerad med hjälp av Mouse. Skillnaden mellan kurvorna för P1 och P2 är den mängd föroreningar som avskiljts i dammen och skillnaden mellan kurvorna för P2 och P3 är den mängd föroreningar som avskiljts i våtmarken.



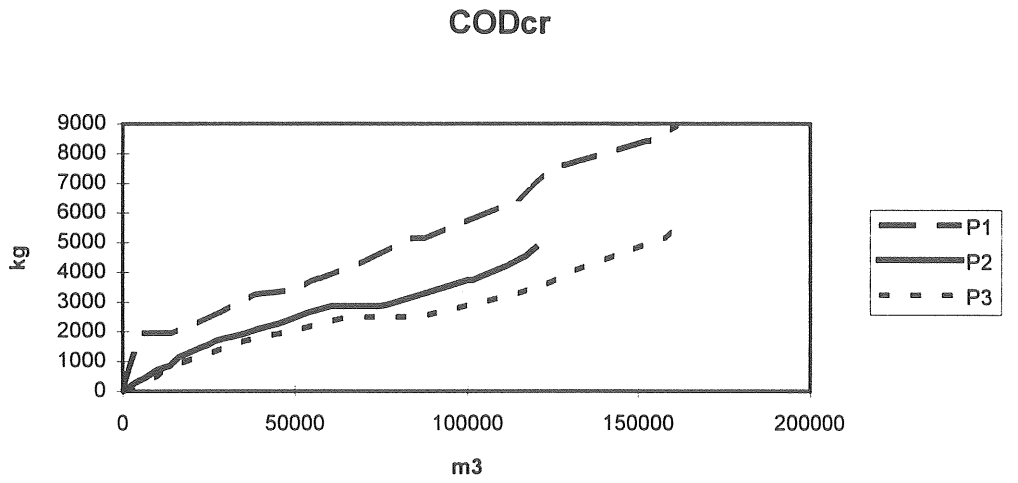

**Figur 1:** Ackumulerad mängd totalfosfor som passerat de tre provtagningsstationerna



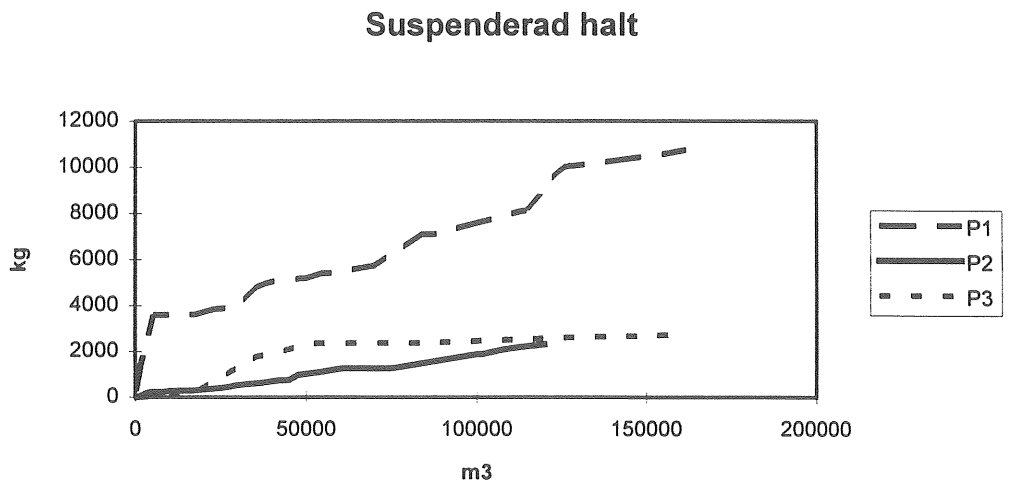

**Figur 2:** Ackumulerad mängd fosfatfosfor som passerat de tre provtagningsstationerna



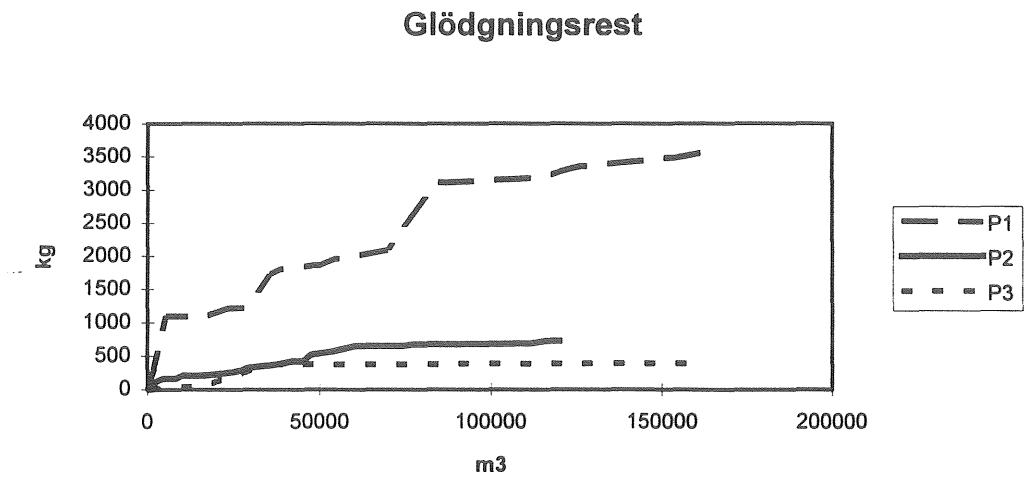

**Figur 3:** Ackumulerad mängd totalkväve som passerat de tre provtagningsstationerna



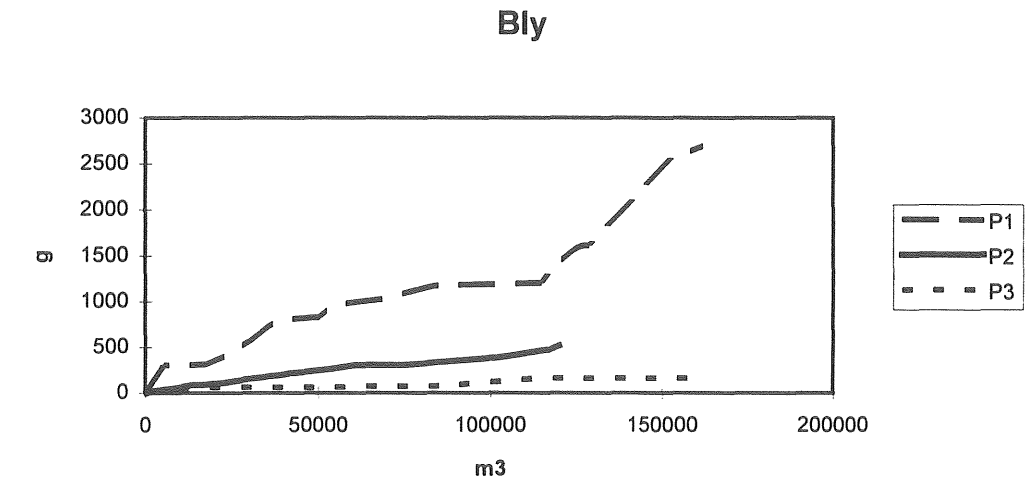

**Figur 4:** Ackumulerad mängd $COD_{Cr}$ som passerat de tre provtagningsstationerna



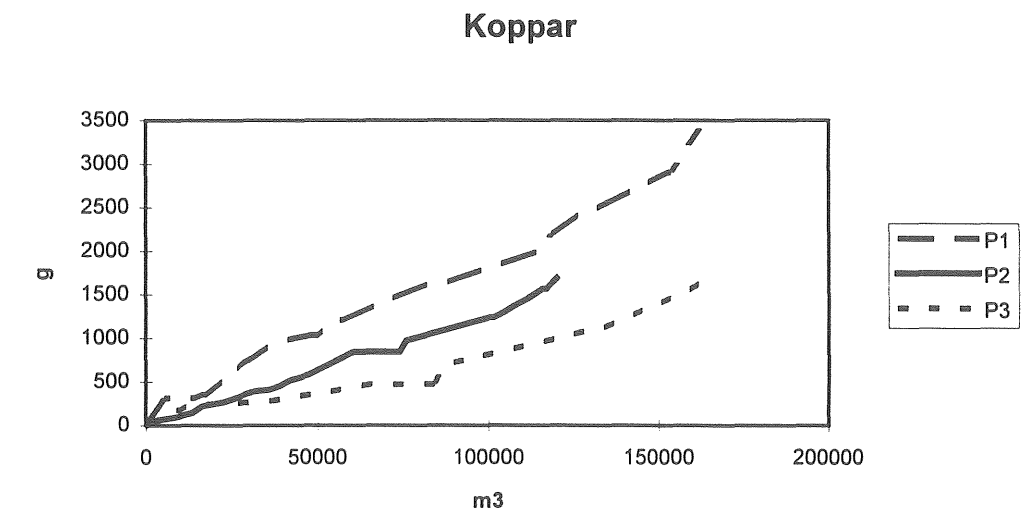

**Figur 5:** Ackumulerad mängd suspenderad halt som passerat de tre provtagningsstationerna.



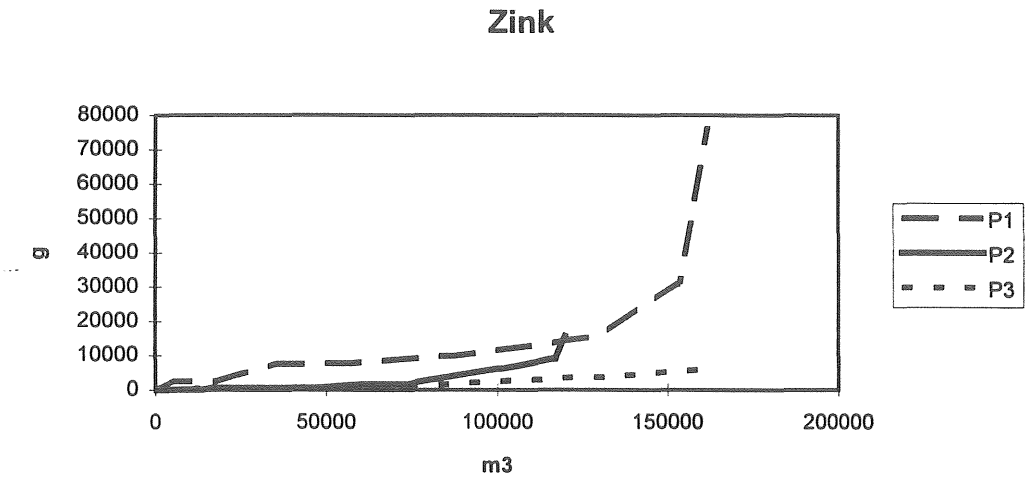

**Figur 6:** Ackumulerad mängd glödgningsrest som passerat de tre provtagningsstationerna



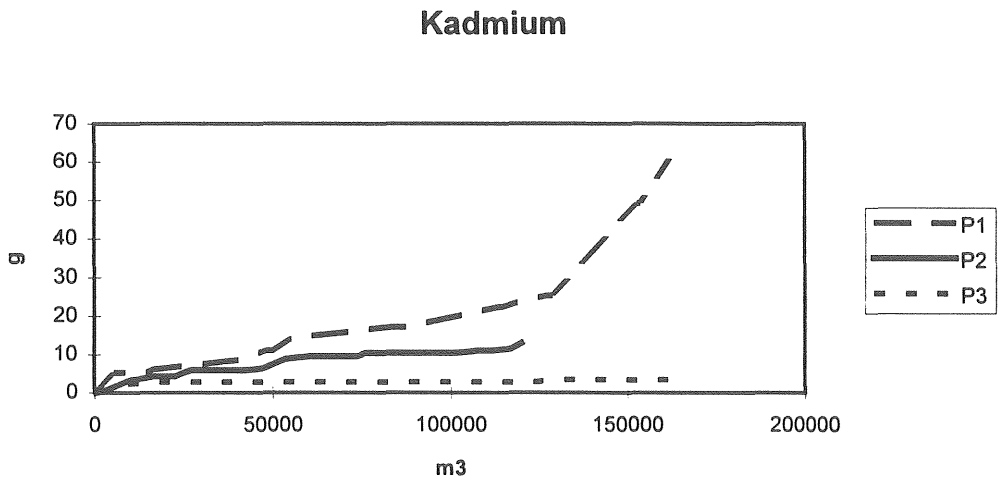

**Figur 7:** Ackumulerad mängd bly som passerat de tre provtagningsstationerna




**Figur 8:** Ackumulerad mängd koppar som passerat de tre provtagningsstationerna

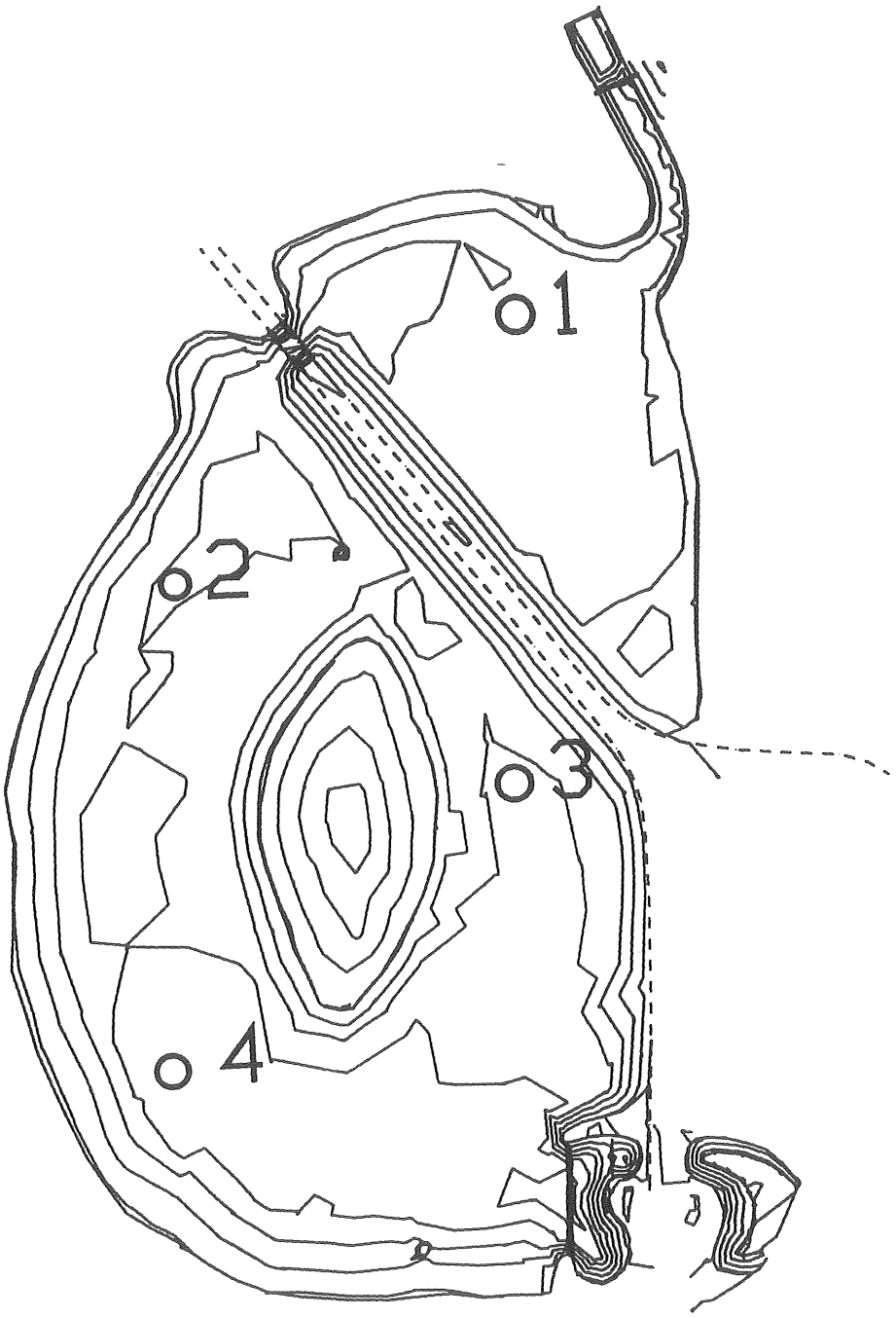



**Figur 9:** Ackumulerad mängd zink som passerat de tre provtagningsstationerna




**Figur 10:** Ackumulerad mängd kadmium som passerat de tre provtagningsstationerna

BILAGA 7




Placering av sedimentsamlare

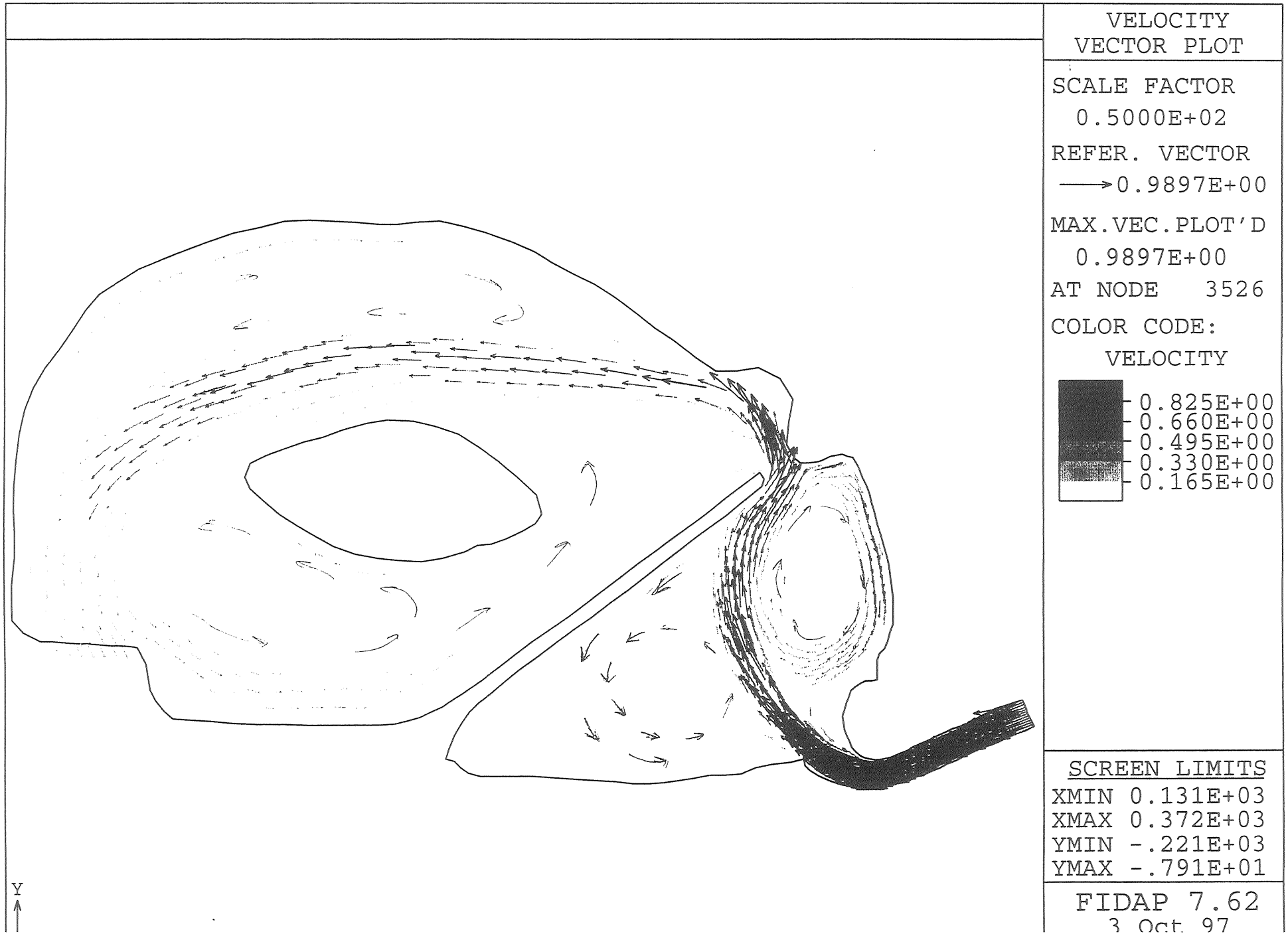
## Resultat från FIDAP

Bilaga 8.2 - 8.7 redovisar resultaten från simuleringarna med FIDAP. Då vissa hastighetsvektorer syntes dåligt har jag fyllt i dessa så att riktningarna syns.

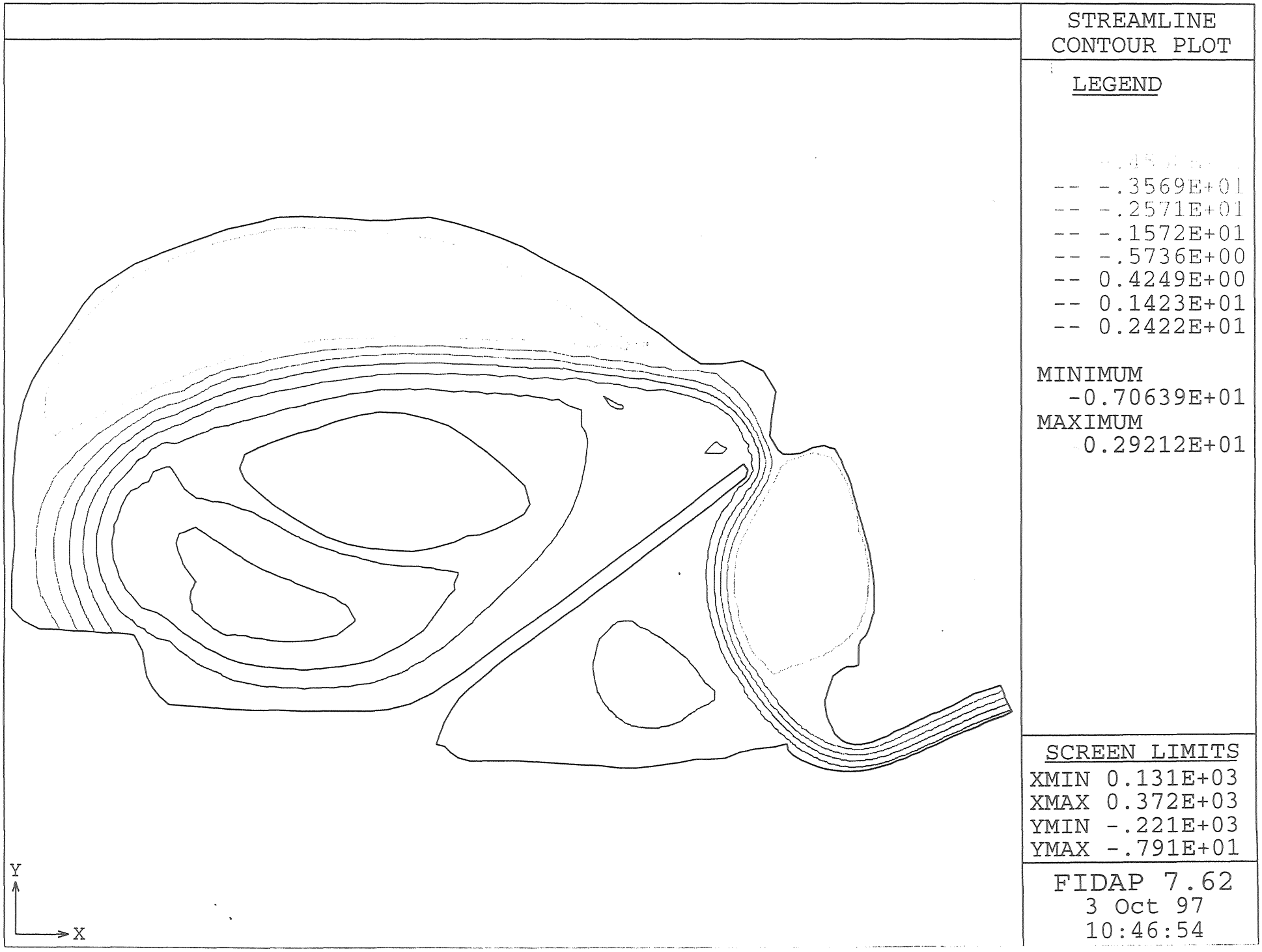
Bilaga 8.2 och 8.3 visar en laminär körning med en hastighet in i dammen på 0,6 m/s. Bilaga 8.2 redovisar hastighetsvektorer och 8.3 visar strömningslinjer.

Bilaga 8.4 - 8.6 visar en turbulent körning med en hastighet in i dammen på 0,6 m/s. Bilaga 8.4 och 8.5 visar hastighetsvektorer. I bilaga 8.5 är alla hastighetsvektorer över 0,015 m/s borttagna. Strömningslinjer för den turbulenta körningen visas i bilaga 8.6.

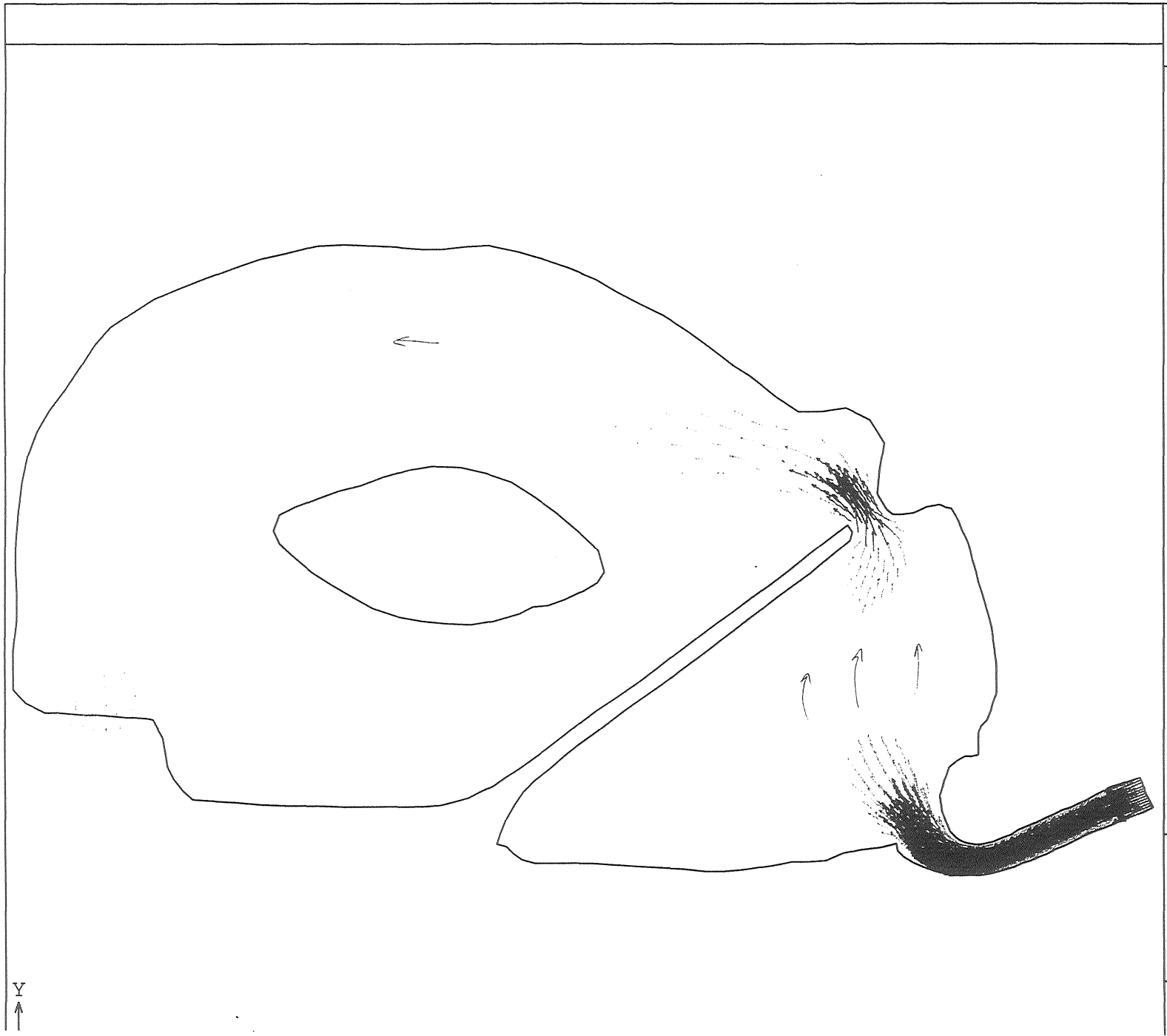
Bilaga 8.7 visar en turbulent körning med en hastighet in i dammen på 0,3 m/s. Hastighetsvektorer större än 0,04 m/s är borttagna.


VELOCITY
VECTOR PLOT
SCALE FACTOR
0.5000E+02
REFER. VECTOR
0.9897E+00
MAX.VEC.PLOT'D
0.9897E+00
AT NODE 3526
COLOR CODE:
VELOCITY
0.825E+00
0.660E+00
0.495E+00
0.330E+00
0.165E+00
SCREEN LIMITS
XMIN 0.131E+03
XMAX 0.372E+03
YMIN -.221E+03
YMAX -.791E+01
FIDAP 7.62
3 Oct. 97
Y

BILAGA 8.2


STREAMLINE
CONTOUR PLOT
LEGEND
-- -.3569E+01
-- -.2571E+01
-- -.1572E+01
-- -.5736E+00
-- 0.4249E+00
-- 0.1423E+01
-- 0.2422E+01
MINIMUM
-0.70639E+01
MAXIMUM
0.29212E+01
SCREEN LIMITS
XMIN 0.131E+03
XMAX 0.372E+03
YMIN -.221E+03
YMAX -.791E+01
FIDAP 7.62
3 Oct 97
10:46:54
Y
X

BILAGA 8.3




VELOCITY
VECTOR PLOT

SCALE FACTOR
0.5000E+02

REFER. VECTOR
→ 0.9772E+00

MAX.VEC.PLOT'D
0.9772E+00

AT NODE 3380

COLOR CODE:
VELOCITY

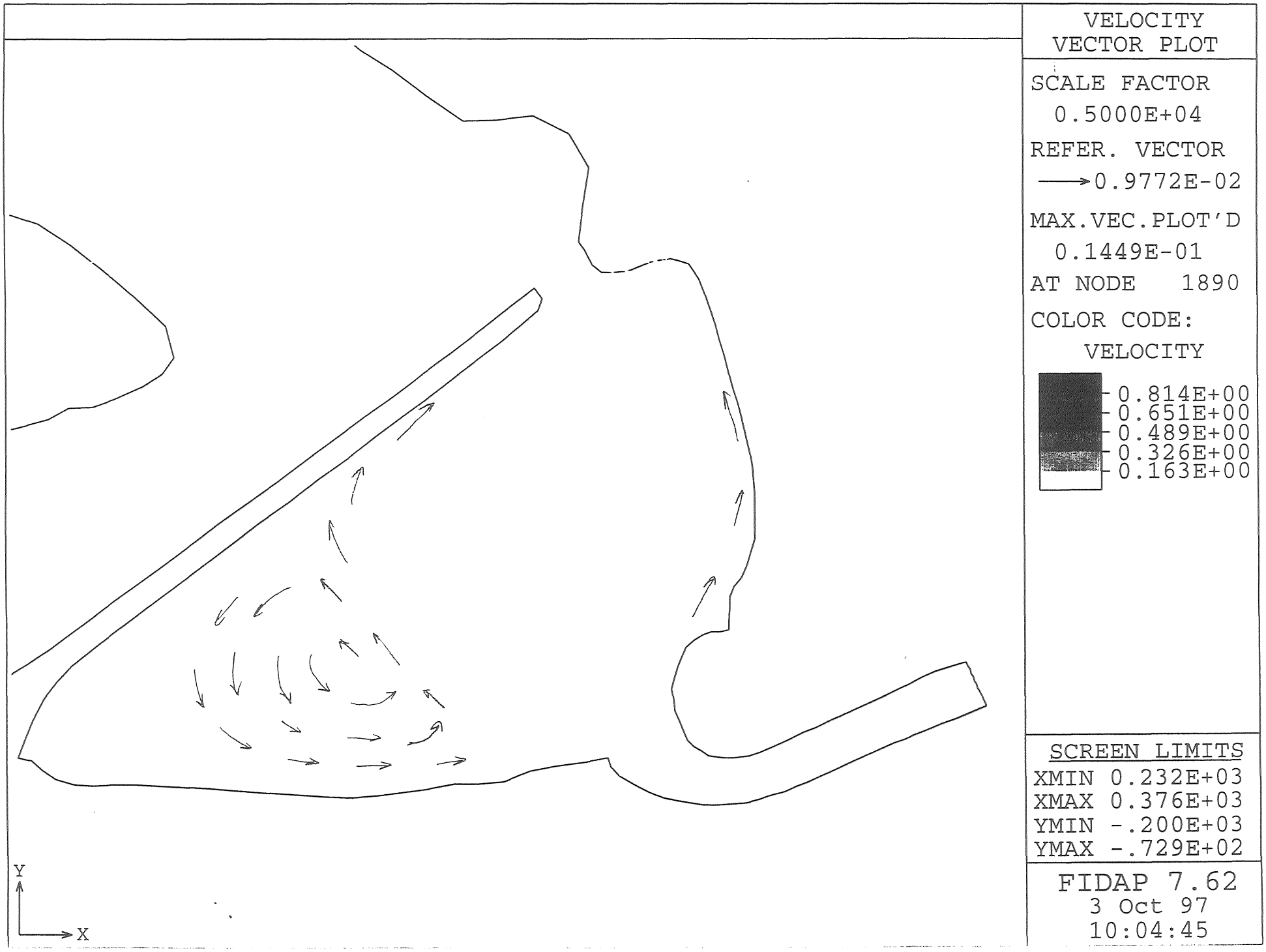
0.814E+00
0.651E+00
0.489E+00
0.326E+00
0.163E+00

SCREEN LIMITS

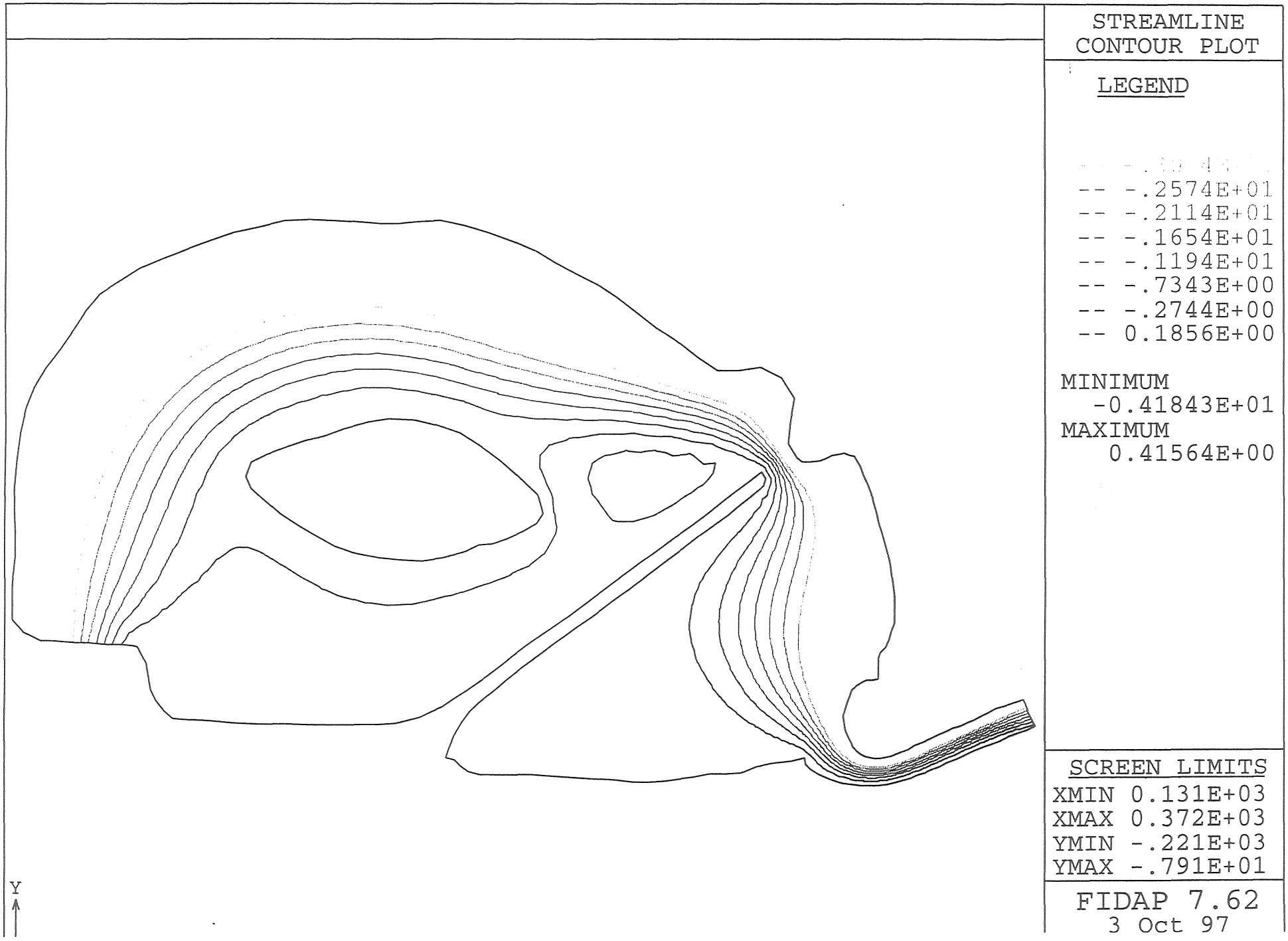
XMIN 0.131E+03
XMAX 0.372E+03
YMIN -.221E+03
YMAX -.791E+01

FIDAP 7.62
3 Oct 97

BILAGA 8.4


VELOCITY
VECTOR PLOT
SCALE FACTOR
0.5000E+04
REFER. VECTOR
0.9772E-02
MAX.VEC.PLOT'D
0.1449E-01
AT NODE 1890
COLOR CODE:
VELOCITY
0.814E+00
0.651E+00
0.489E+00
0.326E+00
0.163E+00
SCREEN LIMITS
XMIN 0.232E+03
XMAX 0.376E+03
YMIN -.200E+03
YMAX -.729E+02
FIDAP 7.62
3 Oct 97
10:04:45
Y
X

BILAGA 8.5


STREAMLINE
CONTOUR PLOT
LEGEND
-- -.2574E+01
-- -.2114E+01
-- -.1654E+01
-- -.1194E+01
-- -.7343E+00
-- -.2744E+00
-- 0.1856E+00
MINIMUM
-0.41843E+01
MAXIMUM
0.41564E+00
SCREEN LIMITS
XMIN 0.131E+03
XMAX 0.372E+03
YMIN -.221E+03
YMAX -.791E+01
FIDAP 7.62
3 Oct 97
Y

BILAGA 8.6


VELOCITY
VECTOR PLOT
SCALE FACTOR
0.1200E+04
REFER. VECTOR
0.2042E-01
MAX.VEC.PLOT'D
0.3945E-01
AT NODE 2927
COLOR CODE:
VELOCITY
0.408E+00
0.327E+00
0.245E+00
0.163E+00
0.817E-01
SCREEN LIMITS
XMIN 0.231E+03
XMAX 0.371E+03
YMIN -.200E+03
YMAX -.760E+02
FIDAP 7.62
3 Oct 97
09:54:28
Y
X

BILAGA 8.7