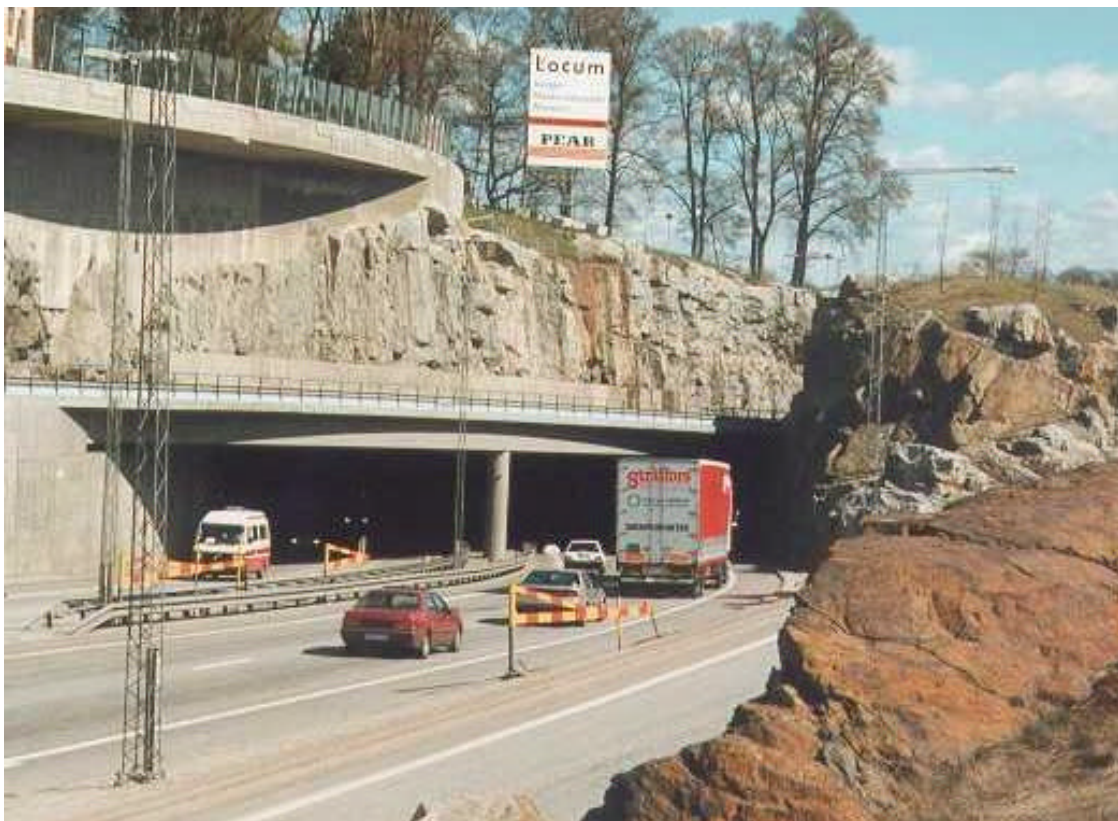


Dagvatten Norra Länkens avsettningsmagasin



Undersökning utförd av Stockholm Vatten AB

Förord

Föreliggande rapport presenterar resultat och slutsatser från en undersökning av dagvatten från trafikleden Norra Länken och efterföljande rening i ett avsättningsmagasin. Rapporten är en del av en undersökning av trafikdagvattnets föroreningsinnehåll och dess påverkan på recipienter och reningsverk. Den ger en bild av möjligheten att behandla trafikdagvatten genom sedimentering med och utan tillsats av fällningskemikalie.

Reningsanläggningen för Norra Länkens trafikdagvatten är resultatet av ett samarbete mellan Vägverket, Miljöförvaltningen Stockholm och Stockholm Vatten. Anläggningen togs i drift hösten 1991.

Projektet startades av Stockholm Vatten med att några stickprov av dagvattnet togs 1992. Undersökningen skedde sedan 1994-1995. Slutrapporten redovisas härmed.

Undersökningen planerades och genomfördes ursprungligen av Jan Stenlycke, Bo Westergren och Monika Strand. Slutlig rapport har skrivits av Anders Rydberg från konsultfirman VAprojekt efter ett koncept av Monika. Knut Bennerstedt och Jan Stenlycke har kvalitetsgranskat rapporten.

Innehåll

FÖRORD	1
INNEHÅLL	3
SAMMANFATTNING	5
1. INLEDNING.....	7
1.1 BAKGRUND	7
1.2 SYFTE.....	8
1.3 PROJEKTBESKRIVNING	8
1.4 DAGVATTNETS RECIPIENTEFFEKTER OCH FÖRORENINGSKÄLLOR.....	9
2. BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN	11
2.1 ALLMÄNT.....	11
2.2 AVSÄTTNINGSMAGASINET	11
2.3 PUMPSTATION FÖR TUNNELVATTEN	13
2.4 PUMPSTATION FÖR DRÄNVATTEN.....	13
2.5 AVSÄTTNINGSMAGASINET FUNKTION UNDER PROVTAGNINGSPERIODEN.....	13
3. BESKRIVNING AV MAGASINET TILLRINNINGSYTA	15
3.1 TILLRINNINGSSOMRÅDET.....	15
3.2 SANDNING OCH SALTNING.....	16
3.3 SOPNING.....	16
3.4 SPOLNING.....	16
4. MATERIAL OCH METODER	17
4.1 PROVTAGNING OCH UNDERSÖKNINGAR	17
4.2 NEDERBÖRDSMÄTNING	18
4.3 DAG- OCH DRÄNVATTENMÄNGDER.....	19
4.4 MILJÖFÖRVALTNINGENS RIKTVÄRDEN.....	19
4.5 ÖVRIGT	20
5. RESULTAT AV GENOMFÖRDA PROVTAGNINGAR OCH UNDERSÖKNINGAR	21
5.1 NEDERBÖRD OCH FLÖDEN	21
5.2 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN, RESULTAT FRÅN FLÖDESTYRD PROVTAGNING.....	23
5.3 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN – RESULTAT FRÅN STICKPROVER	29
5.4 FÖRORENINGAR I DRÄN- OCH SPOLVATTEN.....	30
5.5 RESULTAT AV SEDIMENTPROVTAGNINGAR	31
5.6 MASSBALANSBERÄKNING	34
5.7 RESULTAT AV SEDIMENTERINGSFÖRSÖK.....	34
6. DISKUSSION	37
6.1 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN - RESULTAT AV FLÖDESTYRD PROVTAGNING.....	37
6.2 RENING, REDUKTION OCH JÄMFÖRELSE MED RIKTVÄRDEN OCH RENAT AVLOPPSVATTEN.....	40
6.3 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN, RESULTAT AV STICKPROV	43
6.4 DRÄN- OCH SPOLVATTEN	44
6.5 SEDIMENT	44
6.6 MASSBALANS.....	47
6.7 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHET.....	48
6.8 LABORATORIEFÖRSÖK	49
7. SLUTSATSER.....	51
7.1 UNDERSÖKNINGENS UPPLÄGG OCH GENOMFÖRANDE.....	51

7.2	FÖRORENINGSINNEHÅLL I DAGVATTEN.....	51
7.3	FÖRORENINGSINNEHÅLL EFTER RENING I AVSÄTTNINGSMAGASIN	51
7.4	FÖRORENINGSINNEHÅLL I SEDIMENT	52
7.5	AVSÄTTNINGSMAGASINET'S RENINGSEFFEKTIVITET	52
7.6	ANLÄGGNINGENS FUNKTION.....	52
7.7	FÖRSLAG TILL FÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRDER I MAGASINET.....	53
7.8	ALTERNATIVA DAGVATTENSTRATEGIER	53
8.	REFERENSER.....	55
9.	BILAGEFÖRTECKNING	57

BILAGOR

BILAGA 1	ANALYSRESULTAT, INLOPP
BILAGA 2	ANALYSRESULTAT, UTLOPP
BILAGA 3	ANALYSRESULTAT, SEDIMENT
BILAGA 4	ANALYSRESULTAT, STICKPROV
BILAGA 5	ANALYSRESULTAT, SEDIMENTERINGSFÖRSÖK
BILAGA 6	PARTIKELSTORLEKSBESTÄMNING
BILAGA 7	NEDERBÖRDSDATA
BILAGA 8	BETECKNINGAR
BILAGA 9	MASSBALANS

Sammanfattning

Trafikdagvatten innehåller en mängd olika föroreningar som främst genereras av trafiken, av slitage och korrosion av material i vägar och konstruktioner i anslutning till vägområdet samt av atmosfärisk deposition. Rening av dagvatten kan vara nödvändigt för att inte belasta våra recipienter med mer föroreningar än vad de tål i ett långsiktigt perspektiv. Det är även viktigt att så långt det är möjligt minska dagvattnets belastning på reningsverken eftersom det ger en försämring av slammet. Miljöförvaltningens dagvattenpolicy säger att dagvatten från trafikytor med mer än 20 000 fordon/dygn inte utan rening ska föras till vattendrag eller avloppsreningsverk. Miljöförvaltningen har satt upp riktvärden för vilka halter av trafikrelaterade ämnen som får släppas ut till recipient. Riktvärdena gäller bly, kadmium, koppar, krom, zink, olja och PAH.

I samband med att etapp två av Norra Länken, som inkluderar Eugeniattunneln, skulle byggas anlades en sedimenteringsanläggning för omhändertagande och rening av dagvatten. Detta gjordes för att minska tillförseln av tungmetaller och organiska ämnen till den redan hårt belastade Brunnsviken. Anläggningen, som togs i drift i oktober 1991, utgörs av ett avsättningsmagasin för dag-, drän- och spolvatten, en pumpstation för dränvatten och en pumpstation för spolvatten från Eugeniattunneln.

Till magasinet kom under provtagningsperioden, drygt ett år, 38 000 m³. Totalt pumpades 73 000 m³ vatten ut från magasinet, varför mängden dränvatten uppgick till ca 35 000 m³. Avsättningsmagasinet mottog dessutom ca 120 m³ spolvatten under den aktuella perioden. Den stora mängden dränvatten som späder ut dagvattnet har medfört att utvärderingen av anläggningens reningseffekt försvårats och en något osäker korrigering av mätresultaten har fått göras.

För att få en bild av föroreningsinnehållet i dagvatten från en trafikyta med mer än 20 000 fordon per vardagsdygn, togs prover på inkommande dagvatten till avsättningsmagasinet. Jämfört med Miljöförvaltningens riktvärden innehöll dagvattnet högre halter av främst kadmium, koppar, zink och PAH. Medianvärdena för olje-, bly- och kromhalterna låg lika med eller under riktvärdena.

Prover från avsättningsmagasinets utloppsvatten togs under samma period, dels för att se om det renade dagvattnet uppfyllde Miljöförvaltningens riktvärden och dels för att utvärdera magasinets reningseffektivitet. Det renade vattnet (dag + dränvatten) innehöll halter som oftast understeg Miljöförvaltningens riktvärden med undantag av zink (medianvärdet = riktvärdet) och PAH (över riktvärdet). En uppdelning av flödet och reningseffekten på dels dagvatten dels dränvatten visar att reduktionen av zink, kadmium och PAH i dagvattnet inte räcker till för att komma ner till riktvärdena.

Sedimenteringsförsök på dagvatten, med och utan fällningskemikalie, har gjorts i laboratorium på Stockholm Vatten AB. Suspenderad substans reducerades med drygt 90%. I avsättningsmagasinet reducerades suspenderad substans med ca 65%. Reduktionen av tungmetaller i laboratorieförsöken liknade de resultat som erhöles i avsättningsmagasinet. Oavsett om fällningskemikalie användes eller inte erhöles en tillräcklig reduktion av krom och bly, medan kadmium, koppar och zink inte reducerades tillfredsställande. En förbättrad reduktion av suspenderat material medförde således inte någon motsvarande reduktionsökning avseende halten tungmetaller.

Sedimenttillväxten i magasinet mättes och sedimentet analyserades. Enligt mätningar hade ca 30 m³ sediment bildats i avsättningsmagasinet under provtagningsåret, motsvarande 20 ton torrsubstans.

Anläggningens investeringskostnad var ca 12 miljoner kronor (1990/91 års prisnivå) och den årliga driftkostnaden uppskattades till ca 45 000 kronor. Anläggningen renar dagvatten från en trafikyta på 5,4 ha. I Stockholm finns totalt 264 ha trafikyta med mer än 20 000 fordon per dygn.

Att rena allt dagvatten lokalt är utrymmeskrävande och medför stora kostnader. Ett bra sätt att minska föroreningsinnehållet i trafikdagvatten, i ett långsiktigt perspektiv, är att använda material och färger vid tillverkningen av fordon, vägar, konstruktioner, räcken, stolpar etc som inte innehåller tungmetaller och organiska miljögifter. Det går också att minska spridningen av miljöfarliga ämnen genom att minska eller effektivisera transportererna då det är möjligt samt använda bränslesnåla fordon med katalysator.

Även om trafikdagvattnet tas om hand och renas återstår problemet med det avsatta sedimentet som innehåller alla de ämnen man inte vill föra till recipient eller reningsverk. Sedimentet måste omhändertas på ett säkert sätt vilket också medför problem. En långsiktig effektiv lösning grundläggs i åtgärder mot spridning av miljöskadliga ämnen redan vid källan.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Brunnsviken är ett vattenområde i Stockholm som har ett mycket stort värde från natur- och friluftssynpunkt. Den är mycket näringsrik med litet siktdjup och med svavelväte i bottenvattnet under vinter och sommar. I sedimentet finns mycket höga halter av bly, kvicksilver, krom och kadmium speciellt i den södra delen. Brunnsviken tar emot dagvatten från 11,6 km väg med en trafikmängd som är större än 20 000 fordon per dygn. Vattnet från vägarna är troligtvis en starkt bidragande orsak till de höga metallhalterna i sedimentet.

Många stora insatser har gjorts under årens lopp för att förbättra den tidigare hårt belastade Brunnsviken. 1969 avlastades Brunnsviken praktiskt taget helt och hållet från spillvatten i och med att Käppala reningsverk togs i drift. Naturvårdsverket tillsammans med Stockholm och Solna kommun beslöt sig för att inte bara åstadkomma en sanering utan även en aktiv restaurering av Brunnsviken. Under perioden 1973 - 1981 syresattes djupvattnet med hjälp av fyra Limnoluftare. Sedan ytvattnet i Lilla Värtan blivit bättre gick man över till att pumpa bort Brunnsvikens bottenvatten. I samband med arbetet för pumpanläggningen och dragning av sug- och tryckledningarna fördjupades Ålkistekanalerna med en meter 1981. Pumpanläggningen togs i drift 1982. Brunnsvikens vatten har successivt förbättrats och 1985 öppnades ett friluftsbad.

Förhållandena visar således en svagt positiv utveckling, troligtvis tack vare utpumpning av bottenvattnet. De långsiktiga målen enligt Vattenprogrammet för Stockholm (1) är att minska metallhalterna, öka siktdjupet och begränsa algblomningen. De närliggande målen för Brunnsviken är att minska näringshalterna, bevara badbart vatten och att arbeta med naturvård och artsydd eftersom Brunnsviken ingår i ekoparken.

När etapp 1 av Norra Länken hade byggts ut släpptes dagvattnet orenat ut i Karlbergskanalerna. I Plan 83 (2) ställdes krav på åtgärder för att reducera utsläpp av orenat dagvatten i recipient. När etapp 2, som inkluderar Eugeniattunneln, skulle byggas var det nödvändigt att planera för omhändertagande och rening av det dagvatten som skulle släppas ut i Brunnsviken. Riddarfjärden och Brunnsviken var då de mest högprioriterade recipienterna. Stockholm vatten föreslog och Vägverket bestämde sig för att pröva möjligheterna att rena dagvatten genom att bygga en sedimenteringsanläggning där dagvattnet skulle sedimentera 30 timmar före utsläpp i Brunnsviken. Sedan oktober 1991 finns vid Norra Länken ett avsättningsmagasin för dag-, drän- och spolvatten. Förutom reduktion av föroreningar ger anläggningen även ett skydd vid eventuell tankbilsolycka eller olycka vid transport av farliga kemikalier.

1.2 Syfte

Syftet med undersökningen är att kartlägga föroreningsinnehållet i dagvatten från Norra Länken, före och efter sedimentering i avsättningsmagasin. Avsikten är att klarlägga behovet av att rena dagvattnet samt att ge ett underlag för en bedömning om avsättningsmagasinet utgör en tillfredsställande reningsteknik för dagvatten från trafikytor med mer än 20 000 fordon per vardagsdygn. I projektet ingår också att beskriva avsättningsmagasinets konstruktion och funktion. Magasinets reningseffekt, sedimentets sammansättning och mängd samt det orenade respektive reade dagvattnets belastning på recipient ska redovisas.

Utifrån de slutsatser som framkommer under arbetet skall förslag på förbättringar av magasinets tekniska utformning och anläggningens drift beskrivas i syfte att förbättra funktionen och förenkla driften. Om reningen av trafikdagvattnet ej bedöms som tillfredsställande skall orsakerna till detta ägnas speciell uppmärksamhet och förslag till åtgärder redovisas för att uppnå detta.

1.3 Projektbeskrivning

I projektet undersöktes föroreningsinnehållet i dagvatten från en trafikyta med mer än 20 000 fordon per vardagsdygn. Likaså undersöktes föroreningsinnehållet i dagvatten som renats genom sedimentering i ett avsättningsmagasin. Avsättningsmagasinets sedimenttillväxt, sedimentets föroreningsinnehåll och magasinets reningseffekt studerades också. Nedan beskrivs vad som gjordes för att genomföra undersökningen.

- * **Föroreningsinnehåll i dagvatten från en trafikyta med 50 000-110 000 fordon per vardagsdygn**
Kontinuerlig flödesproportionell provtagning på inloppsvattnet till avsättningsmagasinet vid Norra Länken pågick under ett års tid, från och med juni -94 till och med juli -95. Totalt togs 30 prover under undersökningsperioden. Stickprov togs i samband med regn, två gånger under hösten 1992 och två gånger i samband med snösmältning 1995.

- * **Föroreningsinnehåll i dagvatten efter rening i avsättningsmagasinet**
Kontinuerlig tidsstyrd provtagning på avsättningsmagasinets utloppsvatten pågick under samma period som provtagningen av inloppsvattnet ägde rum. Totalt togs 31 prover. Stickprov togs två gånger under hösten 1992 två gånger i samband med regn och 1995 i samband med snösmältning.

- * **Utvärdering av dagvattnets föroreningsinnehåll och avsättningsmagasinets reningseffekt**
För att bedöma om rening skulle krävas före utsläpp till recipient jämfördes föroreningshalterna i inloppsvattnet med Miljöförvaltningens riktvärden för dagvatten från trafikleder.

Förutom dagvatten innehåller vattnet som leds till avsättningsmagasinet en större mängd dränvatten. Beräkningar har gjorts för att bedöma föroreningsinnehållet i det ”egentliga dagvattnet”.

Föroreningshalterna i det renade utloppsvattnet jämfördes med Miljöförvaltningens riktvärden för att bedöma om sedimenteringen gav en tillräcklig rening eller om ett ytterligare reningssteg behövdes. För att uppskatta hur mycket föroreningshalterna reducerades genom sedimentering i avsättningsmagasinet jämfördes halterna i in- och utloppsvattnet. Föroreningarna i utloppsvattnet har också fördelats på dag- respektive dränvatten.

Sedimenteringsförsök gjordes i laboratorium för att undersöka skillnaden i reduktion under kontrollerade förhållanden (laboratorium) och under praktisk drift av en fullskaleanläggning (avsättningsmagasinet). Försöken genomfördes med respektive utan fällningskemikalie. Reduktionen undersöktes för att se om fällning skulle kunna fungera som ett ytterligare reningssteg.

* **Undersökning av avsättningsmagasinets sediment**

Provtagning och sedimentdjupsmätning har gjorts en gång om året sedan idrifttagandet 1991. Prov togs även på sediment i tunnelpumpsumpen 1996. Skiktningen i sedimentpropparna undersöktes. Sedimentdjupsmätningen låg till grund för beräkning av volymer lagrat sediment, både totalt och under provtagningsåret.

* **Utvärdering av driftaspekter på anläggningens funktion**

Anläggningens funktion under provtagningsåret kartlades genom att studera registrerade uppgifter om vattennivå i pumpstationen, insugning av vatten från bassängdelarna till pumpstationen med hävertrör samt driftdata från utpumpningstillfällena. Uppgifter och synpunkter från drift- och planeringsansvariga vid Stockholm Vatten beaktades också.

1.4 Dagvattnets recipienteffekter och föroreningskällor

Trafikdagvatten innehåller en mängd olika föroreningar som genereras av trafiken, av slitage och korrosion av material i vägar och konstruktioner i anslutning till vägområdet och som härstammar från atmosfärisk deposition. Utsläpp av orenat trafikdagvatten samt spolvatten från trafiktunnlar kan ge dels akuttoxiska och dels kroniska effekter på vattenlevande organismer. Rening av dagvatten kan vara nödvändigt för att inte belasta recipienten med mer föroreningar än vad den tål i ett långsiktigt perspektiv. Det är även viktigt att så långt det är möjligt minska föroreningstillförseln via dagvattnet till reningsverken eftersom det belastar slammet med föroreningar så att användning av slammet som jordförbättringsmedel försvåras.

Trafikdagvattnets föroreningar kan delas in i olika kategorier så som tungmetaller, syreförbrukande ämnen, näringsämnen, organiska föreningar, oorganiska salter samt mikroorganismer. Föroreningarna kan föreligga i löst, suspenderad eller partikelbunden form. Dagvattnets innehåll av suspenderade ämnen är ett mått på mängden partiklar i vattnet vilket i sig kan betraktas som en förorening. Föroreningsmängderna i trafikdagvattnet varierar kraftigt med trafiktyp, trafikmängd, årstid, nederbördsförhållanden, vägytans beskaffenhet, drift- och underhållsåtgärder samt avrinningsområdets utseende. (3)

Dagvattnets påverkan på recipienten tar sig uttryck på olika sätt. Generellt gäller att tungmetaller förekommer till stor del bundna till partiklar och ackumuleras i sediment. Partiklar från dagvattnet ökar turbiditeten, dvs grumligheten, vilket medför att ljusförhållandena påverkas och fotosyntesen störs. Fiskarnas gälar kan även blockeras av partiklarna. En ökning av näringsämnen kväve och fosfor leder ofta till eutrofiering och syrebrist i sedimentet. Andra dokumenterade effekter av trafikdagvatten är förhöjda föroreningshalter i vatten, växter och djur, minskad artdiversitet och instabil artsammansättning hos vegetation och fauna. Känsligheten varierar mellan olika växt- och djurgrupper samt olika utvecklingsstadier hos dessa. Olika recipienter visar olika effekter. Lokala faktorer som kan vara avgörande för typ och grad av påverkan är bland annat årstiden, vattnets kemiska sammansättning, föroreningar i vattnet, recipientens hydrologi, dess artsammansättning liksom flera andra lokala förhållanden. Salttillförseln i form av kloridjoner kan påverka lösligheten av tungmetaller i sedimentet. Vid extrem saltbelastning kan de årliga vattencirkulationerna under vår och höst utebli på grund av densitetsskiktning i sjöns vattenmassa. (3). Saltpåverkan är även ett allvarligt problem för grundvattenrecipienter som utnyttjas som vattentäkter.

Miljöförvaltningens dagvattenpolicy säger att dagvatten från trafikytor med mer än 20000 fordon/dygn inte utan rening ska föras till vattendrag eller avloppsreningsverk. Miljöförvaltningen har satt upp riktvärden för vilka halter av trafikrelaterade ämnen som får släppas ut till recipient (4). Riktvärdena gäller bly, kadmium, koppar, krom, zink, olja och PAH, se avsnitt 4.4.

2. Beskrivning av anläggningen

Norra Länken förbinder Essingeledens förlängning med E4-E20-Norrstull. Brunnsviken är recipient för dagvattnet från hela avrinningsområdet runt den befintliga Norra Länken. Eftersom Brunnsviken är högt prioriterad som skyddsvärd sjö har ett avsättningsmagasin anlagts i anslutning till trafikområdet. Före utsläpp i Brunnsviken passerar vattnet genom avsättningsmagasinet där partikelbundna föroreningar sedimenterar. Det finns möjligheter att komplettera sedimenteringen med ytterligare reningssteg, till exempel genom tillsats av fällningskemikalie, för att reducera föroreningarna ytterligare.

2.1 Allmänt

Anläggningen vid Norra Länken ägs av Vägverket Region Stockholm som också var beställare och stod för investeringen. Anläggningen byggdes av konsortiet Norra Länken bestående av NCC och Skanska och togs i drift i oktober 1991. Avsättningsmagasinet tar emot dag-, drän- och spolvatten från de delar av E4 och E20 som hör till tillrinningsområdet. Stockholm Vatten skötte fram till 1998 på uppdrag av vägverket driften och underhållet av anläggningen. Stockholm Vatten svarade också för övervakning dygnet runt samt försåg Vägverkets informationscentral med information om fel som stör trafiken. Anläggningen är lokaliserad i berg på Eugeniattunnelns östra sida och består av ett avsättningsmagasin med pumpstation för det reade vattnet, en pumpstation för spolvatten samt en separat pumpstation för dränvatten.

Total investeringskostnad för anläggningen var ca 12 miljoner kronor (1990/91 års prisnivå). Investeringskostnad för pumpar inklusive rörinredning var ca 1,5 miljoner kronor, magasin inklusive VVS och smide kostade omkring 9,5 miljoner kronor och kostnaden för el- och styrutrustning uppgick ungefär till 1 miljon kronor. Inga dagvattenledningar är inkluderade i investeringskostnaden. Den årliga driftkostnaden uppskattades till ca 45 000 kr exklusive tömning av sediment. Kostnaden för tömning och borttransport av sediment har beräknats till ca 600 kr/m³.

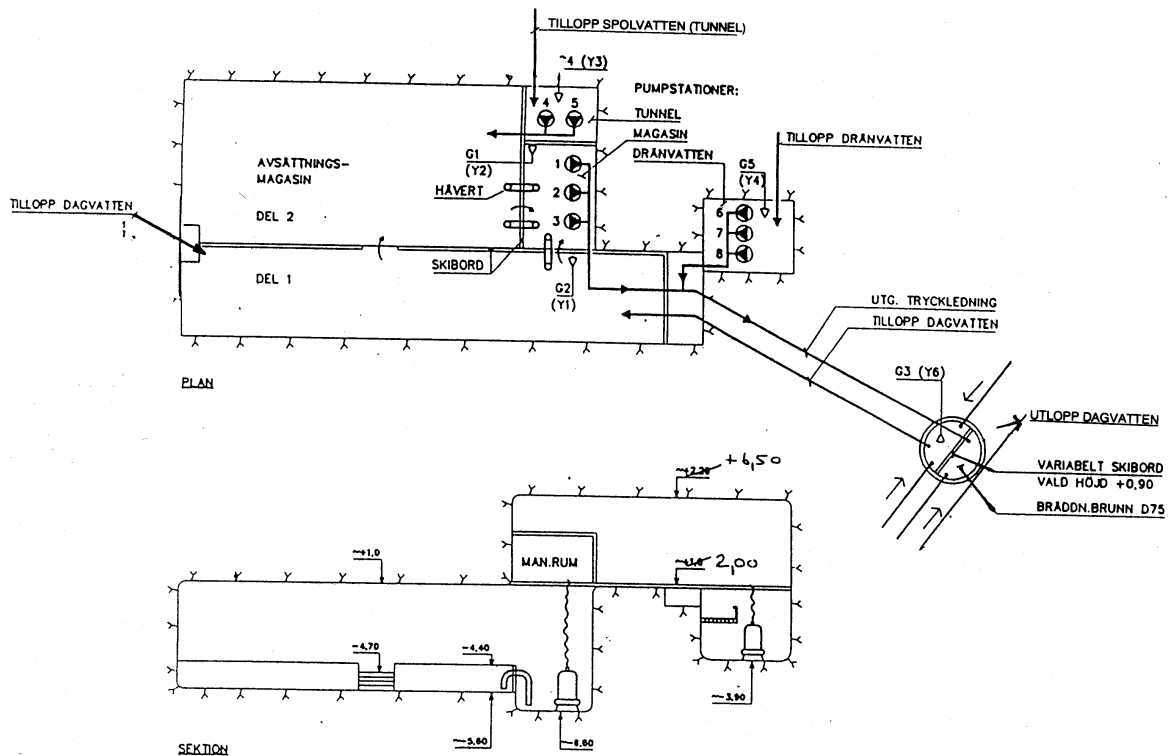
Stockholm Vatten AB har skrivit en driftinstruktion (5) där information om magasinet finns.

2.2 Avsättningsmagasinet

Avsättningsmagasinet är indelat i två magasinindelar och en pumpsump. Magasindel 1 har måtten 4 x 36 meter och tar emot inkommande blandning av dag- och dränvatten genom två självfallsledningar, en från vardera delen av avrinningsområdet. Det bildas således mest sediment i denna del. Del 2 har måtten 7,8 x 36 meter. Del 1 och 2 åtskiljs av ett 1 meter högt skibord. I skibordet finns på ett ställe sättar som vattnet rinner över från del 1 till del 2. Sättarna kan tas bort vid rensning av magasinet. Se figur 2.1.

Så länge vattennivån inte överstiger skibordets höjd förs vattnet över från del 2 till pumpsumpen via hävertledningar. I pumpsumpen finns tre pumpar. Avsikten är att vattnet skall sedimentera i magasinet under 30 timmar innan det pumpas ut. Vid kraftiga eller långvariga regn kan vattennivån stiga långt över skibordet i magasinet vilket medför att det orenade vattnet sprids i hela magasinet och sedimenterar även i pumpsumpen. Det finns en nivåmätare i del 1 som känner av när nivån i magasinet stiger fort. Detta för att slå av pumparna om de är i

gång just då. Utloppsvattnet pumpas genom en tryckledning till en bräddningsbrunn och leds därefter med självfall ut i Brunnsviken.



Figur 2.1 Dagvattenanläggningen vid Norra Länken, plan och profil.

Magasinet har en dimensionerad volym på ca 2000 m³ och klarar ett regn på 38 mm. Högsta fyllnadshöjd i magasinet före bräddning är 7,4 meter. Magasinet är dimensionerat för 5-års regn med 10 minuters varaktighet, vilket ungefär motsvarar volymen dagvatten från ett 1-månadsregn under 24 timmar. Anläggningen har en hydraulisk kapacitet som tillåter en maximal tillrinning på 700 l/s.

Bräddning sker genom dämning av nordöstra inloppsledningen till bräddningsbrunnen. *Bräddningsbrunnen* som ligger vid korsningen Norra Länken och Uppsalavägen, är delad med ett skibord och har en dubbel funktion som både inloppsbrunn och utloppsbrunn. Till den ena delen av brunnen kommer vatten från magasinet som skall vidare till Brunnsviken och till den andra delen kommer obehandlat dag- och dränvatten från tillrinningsområdet som skall in till avsättningsmagasinet. Skibordet i brunnen har en bräddnivå på +0,90 meter över nollplanet vilket motsvarar en nivå i magasinet på 7,40 meter. Se bild 2.1.

Slamrensning hade inte gjorts fram till maj 1996, men planeras ske med liten traktor (typ Bob-Cat e.d.) som hissas ner med befintlig telfer. Sättarna i skibordet mellan magasinsdel 1 och 2 tas bort. Slammet läggs i en container (max vikt 8 ton) som hissas upp till serviceplanet med hjälp av telfern.

2.3 Pumpstation för tunnelvatten

Pumpstationen för tunnelvatten har måtten 4 x 2,5 x 5,6 meter vilket ger en volym på 56 m³. Den är försedd med två pumpar. I första hand tar stationen hand om spolvatten från Eugenia-tunneln som ligger lägre än avsättningsmagasinets bräddningsnivå. Stationen tar även hand om en viss mängd dagvatten som rinner in i tunneln vid regn. Vattnet från Eugeniattunneln rinner ner i rännstensbrunnar i tunnelns lågpunkt och vidare till pumpstationen för tunnelvatten. En tryckledning transporterar tunnelvattnet från pumpstationen till avsättningsmagasinets del 2. Pumpstationen kan även tjänstgöra som reservoar för miljöfarligt utsläpp i samband med olycka med ett fordon som transporterar farligt gods liksom för brandvatten. Utsläppet kan då tas om hand separat utan att det behöver belasta avsättningsmagasinet.

2.4 Pumpstation för dränvatten

En separat pumpstation med tre pumpar tar hand om dränvatten som rinner från den nordöstra delen av berganläggningen. Pumpstationen med en volym på 142 m³ har måtten 10,5 x 4,5 x 3 meter. Pumpning sker då vattennivån i magasinet är 1 m och pumpas till en nivå av 0,5 m. Dränvattnet innehåller så låga föroreningshalter att det inte behöver renas och pumpas därför direkt ut till Brunnsviken via samma tryckledning som leder vatten från avsättningsmagasinet. (Det bör nämnas att genom det södra inloppet kommer blandat med dagvatten stora mängder dränvatten).

2.5 Avsättningsmagasinets funktion under provtagningsperioden

2.5.1 Funktion vid hög flödesbelastning

Den 17 juli 1994 bräddade magasinet i samband med ett kraftigt regn med regnintensiteten 57 l/s ha under 10 min (3 månaders regn), regnet varade totalt i 3 timmar och 40 minuter. Larmet för bräddning gick då vattennivån i magasinet var 7,40 m.

Under september 1994 kom det flera kraftiga och långvariga regn. Fem regn hade en intensitet över 30 l/s ha under 10 minuter (1 månads regn), med en total varaktighet mellan 4 och 14,5 timmar. Vid tre av regnen gick avsättningsmagasinets larm igång vid vattennivån 5 meter över magasinets botten. Vid ett av regnen gick larmet igång på grund av bräddning, vattennivån steg då till 7,40 meter i magasinet.

Totalt registrerades under mätperioden 13 regn med en intensitet större än 30 l/s ,ha under 10 min. Bräddning förekom inte vid något annat tillfälle än de ovan nämnda. Det har inte förekommit några driftstörningar vid anläggningen som inte haft konstruktionsmässiga förklaringar, se följande avsnitt 2.5.2.

2.5.2 Konstruktionsmässiga brister som orsakat driftmässiga problem

- Ett år efter det att anläggningen togs i drift upptäcktes i samband med en spolning i oktober 1992 att det inte rann in något vatten i tunnelpumpstationen. Det visade sig att ledningen mellan rännstensbrunnarna i Eugeniattunneln och tunnelpumpstationen var proppad. Detta hade gjorts under byggtiden och sedan glömts bort. Detta åtgärdades emellertid inom kort. Det visade sig också att en ledning mellan den lägst liggande rännstensbrunnen i tunneln

och en dränvattenledning, som borde ha proppats efter byggtiden, fortfarande var öppen. Detta hade medfört att starkt förorenat spolvatten runnit in i dränvattenmagasinet och efter viss sedimenteringstid pumpats ut i Brunnsviken.

- Vid pumpning med två eller tre pumpar igång samtidigt, bräddar utloppsvattnet över skibordet i bräddavloppsbrunn D75 och går tillbaka till inloppet igen.
- Ett problem som visade sig den 14 augusti 1995 var det faktum att otillräcklig kapacitet på dagvattenbrunnarna i tunnelmynningarna ledde till översvämning i tunneln vid ett extra kraftigt regn (> 10-årsregn). Eftersom tunneln ligger under recipientnivån är det ett allvarligt problem att kapaciteten hos dagvattenbrunnarna i tunneln samt rör och pumpar i tunnelpumpstationen är för liten.
- Transporttunneln från infarten till anläggningen är för låg i tak. På grund av geologiska begränsningar kunde den inte göras högre. Detta medför att det inte finns plats att köra ner en spolbil för borttransport av sediment. Proceduren att transportera bort sediment från avsättningsmagasinet blir mer omständligt då en mindre vagn med container behövs för att transportera bort sedimentet som tas upp med hjälp av en liten traktor.
- Avsikten vid projekteringen av magasinet var att inkommande vatten skulle pumpas ur magasinet efter 30 timmar. Det visade sig att uppehållstiden i magasinet under det studerade året varierade och var i genomsnitt 18 timmar. Sedimenteringstidens intervall låg mellan 0 och 95 timmar. Vid utpumpning skall nivån i pumpstationen pumpas ner till ca 0,5 m över bottenplanet. Vid 75% av utpumpningarna har dock nivån stannat vid 2,16 meter vilket är strax över skibordshöjden. Det här medför att vattennivån i avsättningsmagasinet ligger över skibordshöjden under 68% av året vilket gör att inkommande dagvatten sprids över magasinet och får inte den kontrollerade sedimentering som avsågs.
- Inläckaget av dränvatten i avsättningsmagasinet är stort. Den största delen kommer från berget väster om Eugeniattunneln och rinner in i avsättningsmagasinet genom det södra inloppet. Den stora mängden dränvatten utgör en hög belastning på magasinet och dess komponenter. Det dränvatten som leds in till dränvattenmagasinet kommer från vägtunnlarna som inte är tillräckligt injekterade.
- Spolvatten från Eugeniattunneln pumpas från tunnelpumpstationen till magasinets del 2 i närheten av pumppumpen vilket är mindre fördelaktigt ur reningssynpunkt.
- Dagvattnet som kommer in i det nordöstra inloppet tillförs magasinet utan någon form av hastighetsdämpande anordning. Detta medför att sedimentet på botten av magasinets del 1 rörs om vid varje regntillfälle.
- Hävertrören suger in vatten från bassängen till pumppumpen. Rörens mynning ligger 10 cm över bassängbotten vilket gör att sediment sugas in i pumppumpen och följer med det utpumpade vattnet ut till Brunnsviken. Sedimentet utgör därmed också en stor belastning på pumparna.

3. Beskrivning av magasinets tillrinningsyta

3.1 Tillrinningsområdet

Avsättningsmagasinets tillrinningsområde består av två delar. Den norra delen innefattar E4:an från Norrtull till Karolinska vägen. Den västra delen innefattar Norra Länken mellan Norrtull och en bit väster om Solnabron samt en bit av Solnavägen norr om Solnabron. Tillrinningsområdet totala yta är 6,7 ha, varav 5,4 ha utgörs av hårdgjord yta och 1,3 ha grönyta. Den hårdgjorda ytan är till största delen asfalterad vägyta och inkluderar även 0,1 ha parkeringsyta.

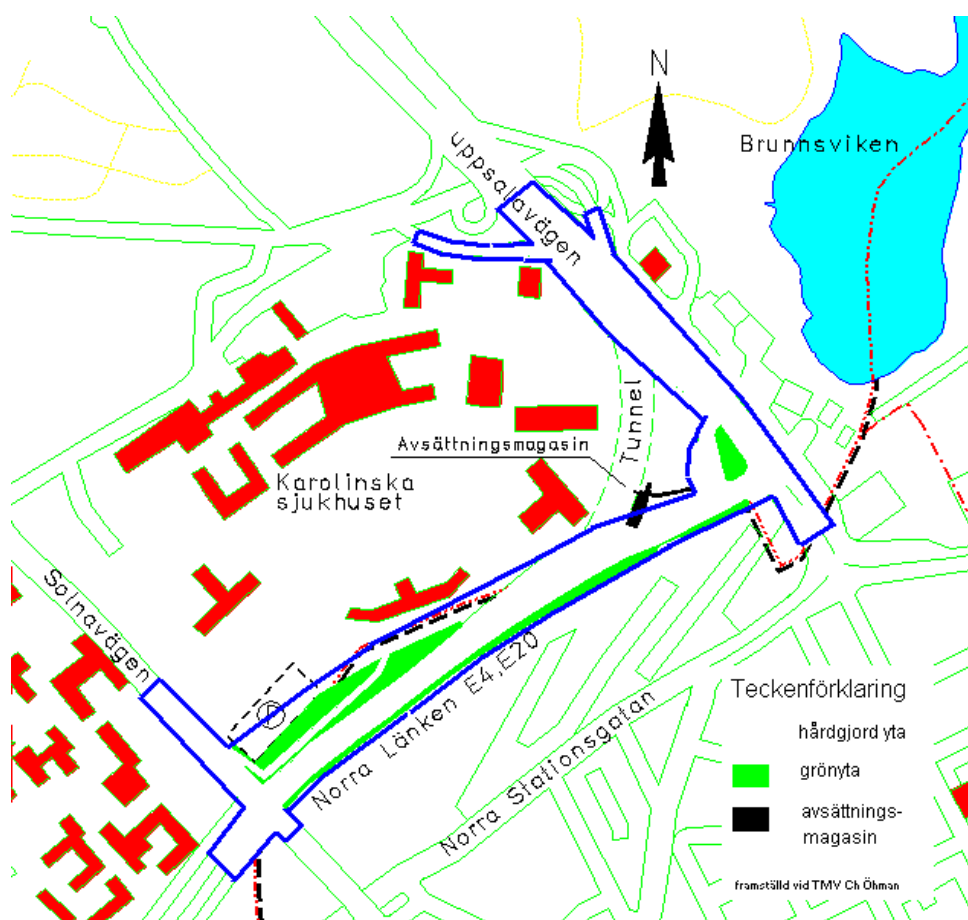


Bild 3.1 Tillrinningsområdet för avsättningsmagasinet vid Norra Länken

Trafikmängden på Norra Länken mellan Solnabron och E4:an var 86 000 fordon per vardagsdygn. E4:an mellan Norrtull och Eugeniattunnelns på-/avfart hade en trafikmängd på 50 000 fordon per vardagsdygn. Genom Eugeniattunneln passerade 60 000 fordon per vardagsdygn och E4:an närmast Karolinska vägen trafikerades av ca 110 000 fordon per vardagsdygn. Andelen tung trafik låg under 10% och ett hundratal fordon med farligt gods passerade varje vardagsdygn¹.

¹ Per Lagström, Gatu- och Fastighetskontoret,

3.2 Sandning och saltning

Stockholm Entreprenad skötte halkbekämpningen under den studerade perioden. Vägbanorna *sandades* endast då temperaturen understeg -8°C . En blandning av sand med kornkurva 0-8 mm och 3% salt användes. Vid varje tillfälle lades i genomsnitt 10 gram per kvadratmeter vägbana, men detta var beroende av väderlek och kunde därför variera².

Vägbanorna *saltades* vid behov under vinterperioden mellan 941015-950415 (950501), vilket gav ungefär 55 - 70 tillfällen per säsong. Vid halkpådrag, det vill säga vid frost och snöfall, saltades vägbanan med hjälp av en tankbil. Saltlösningen som användes bestod av vatten och 25% salt vilket gav hälften så mycket salt som vid användning av vägsalt. Då det var snö på vägbanan plogades snömodden bort varefter saltlösningen lades på direkt efter. Varje utkörning gav cirka 6 gram salt per kvadratmeter vägbana. Då det var risk för halka men snöfritt lades saltlösning ut i preventivt syfte. Genom ett samarbete med SMHI förutspåddes tillfällen då halka kunde väntas. I dessa fall lades 2,5 - 3 gram salt per kvadratmeter vägbana ut. Vid halkpådrag i torrt väder saltade man var 15:e timme³.

3.3 Sopning

Vägbanorna grovsopades efter vintern i slutet av april och lättsopades ytterligare ett par gånger under året. Under provtagningsåret grovsopades vägbanan den 26 april 1995. Ytterligare sopningar utfördes i augusti/september 1994 samt runt den 20 maj 1995. Ingen undersökning gjordes avseende de bortförda mängderna eller deras föroreningsinnehåll.

3.4 Spolning

Eugeniatunneln spolades två gånger per år, i början av oktober och vid månadsskiftet april/maj. Tunneln spolades under två nätter, en färdriktning per natt. Tunnelväggarna spolades med dricksvatten med hjälp av ett högtrycksaggregat monterat på en spolbil. Inget kemiskt rengöringsmedel användes. Under det studerade året spolades Eugeniatunneln 3-4 oktober 1994 samt 26-27 april 1995.

² Bert Oskarsson, Stockholm Entreprenad

³ Kimmo Gustavsson, Stockholm Entreprenad

4. Material och metoder

4.1 Provtagning och undersökningar

4.1.1 Provtagning på inkommande vatten, nordöstra inloppet

Kontinuerlig flödesproportionell provtagning på inkommande dag- och dränvatten genomfördes i det nordöstra inloppet i en **mätanordning** (se figur 4.1) som bestod av två delar, en tilloppsdel och en mätdel. Röret till provtagaren var placerat i mätdelen. Enligt praxis skall tilloppsröret ha en raksträcka på 10 gånger diametern före nivåmätare. Eftersom detta inte var möjligt i det här fallet skildes de två anläggningsdelarna åt med en hastighetsdämpande vägg, under vilken vattnet fick passera för att få en lugn vattenyta i mätdelen där ekolodet registrerade nivån. Vattnet rann sedan ut ur mätanordningen via ett rakt skibord utan sidokontraktion in i avsättningsmagasinet.

Det matematiska sambandet mellan nivå och flöde fanns programmerat i datorutrustningen som styrde provtagningen. Provtagningen utfördes med en vakuumprovtagare som tog ett prov på 280 ml var tionde kubikmeter. Provtagningen var således flödesproportionell. Proverna togs ut som samlingsprover och förvarades i en vattendunk som stod i ett kylskåp med temperaturen +4°C. När nivån i magasinet var högre än 6,45 m vattenfylldes mätanordningen och provtagaren måste slås av.

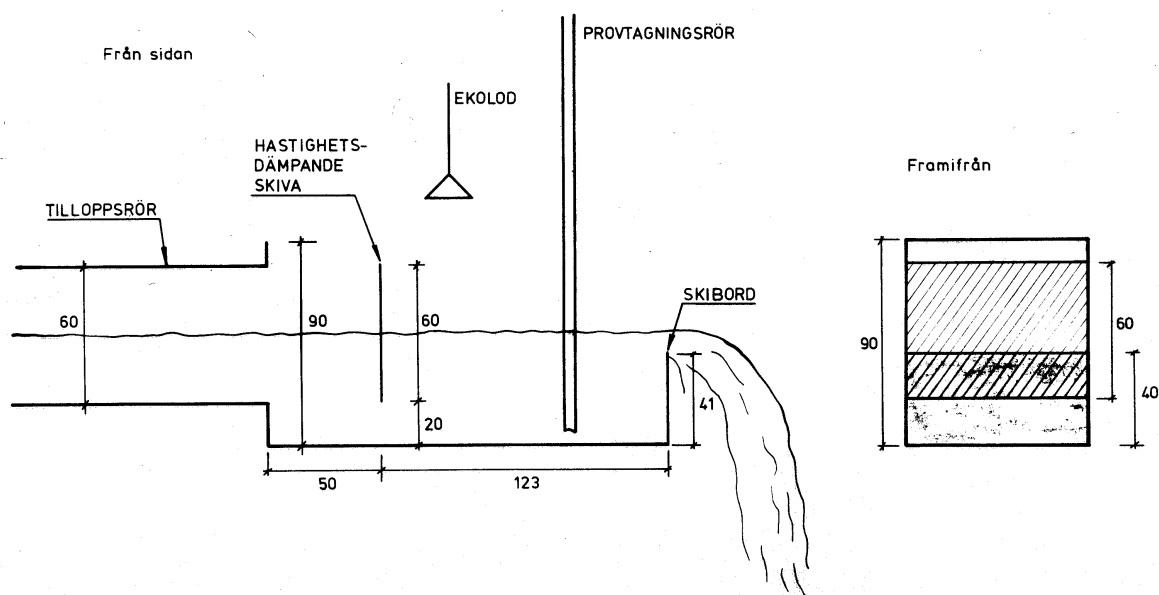


Bild 4.1. Mätanordningen, nordöstra inloppet

I samband med två regntillfällen samt två torrperioder togs **manuella stickprover** på dag- och dränvatten under 1992. Inloppsproverna togs direkt från tilloppsrörets mynning genom att fånga upp vatten i ett kärl med jämna mellanrum under regnets varaktighet.

1995 togs under snösmältningsperioden två stickprover på inflödet i det nordvästra inloppet med hjälp av provtagningsutrustningen som användes under det studerade året.

4.1.2 Provtagning på utgående vatten

Prover på *utgående vatten* (bilaga 2) togs från den tryckledning som ledde vatten från avsättningsmagasinets pumpstation till bräddningsbrunnen. Uttaget skedde via ett påkopplat grenrör som var anslutet till ett provtagningskärl. I samband med att pumparna var i drift steg vattennivån i provtagningskärlet. Vid en viss vattennivå i kärlet slöts med hjälp av en flottör en elektrisk krets som i sin tur satte i gång provtagningen. Provtagaren var tidsstyrd och tog prov var femte minut. Proverna kylades ner direkt i ett kylskåp till +4°C för att minimera påverkan på provet från kemiska och biologiska processer.

I samband med de regntillfällena där stickprov togs på inloppsvattnet, togs även manuella *stickprover på utloppsvattnet*. Vid dessa tillfällen togs delprover på 200 ml var tredje minut under hela utpumpningen. Delproverna togs i den ovan beskrivna cylinderformiga mätbaljan.

4.1.3 Sedimentprovtagning

Provtagning och analys av sedimentet i avsättningsmagasinet gjordes vid sex tillfällen sedan anläggningen togs i drift 1991. Under 1992 togs prover i april och september. Prover togs även i september 1993, maj 1994, juli 1995 och i februari 1996. Sedimentproverna togs på tre olika djup med hjälp av en sked i tre provtagningspunkter, vid kanterna och i mitten av magasinet. Vid ett tillfälle, i juli 1995, togs tre sedimentproppar upp för analys.

Mätning av sedimentdjup gjordes vid samma tidpunkter som provtagningarna utom vid den första provtagningen i april 1992. Sedimentdjupet mättes genom att en mätsticka stacks ner i sedimentet till bassängens botten varvid djupet lästes av. Mätningen gjordes med ca 1,5 meters avstånd över hela bassängen och ritades in på en skiss. Magasinet tömdes inte på sediment under tiden 1991-1996.

4.1.4 Sedimenteringsförsök

Sedimenteringsförsök i laboratorium gjordes på de stickprov som togs 1992. Proverna fick sedimentera med och utan tillsats av järn som fällningskemikalie. Olika doseringshalter provades; 10, 25 och 50 mg järn per liter. Analyser gjordes efter 1, 4 samt 24 timmars sedimentering.

4.2 Nederbörds-mätning

En automatisk *nederbörds-mätare* användes i undersökningen. Nederbörds-mätaren var placerad på taket till Stallmästargårdens ingång, cirka 200 m från avsättningsmagasinet. Regnmängden mättes med hjälp av en friktionslös vippskål. När skålen vippade slöts en kontakt i minst 50 millisekunder och en impuls från mätaren registrerades och lagrades i en logger. Varje registrering motsvarade 0,2 mm regn. Vippskålen var konstruerad så att fel, som härrörde från otillräcklig avrinning på grund av ytspänning, kompenserades automatiskt.

Regnmätaren vid Stallmästargården var inte uppvärmd och fungerade därför inte vid minusgrader. För att få fram en realistisk nederbörds mängd under det studerade året användes värdena från Stallmästargårdens regnmätare kompletterat med värden från SMHI:s mätare i Observatorielundens för mars månad 1995. Observatorielundens regnmätare fungerar även vid snö.

4.3 Dag- och dränvattenmängder

Som beskrivits i kapitel 4.1.1 har provtagningen av inkommande vatten till magasinet skett flödesproportionellt. Tyvärr har flödesdata enbart använts för att styra provtagningen och inte sparats, varför tillrinningen till anläggningen har bestämts på följande sätt:

Den inkommande mängden *dagvatten* har beräknats utifrån tillrinningsområdets yta samt nederbörds mängden under provtagningsåret. Tillrinningsområde bestod av 5,4 ha hårdgjord yta och 1,3 ha grönyta. Avrinningskoefficienten för trafikyta som användes i beräkningarna baserades på erfarenheten att ca 480 mm normalt rinner av från hårdgjorda ytor i Stockholm⁴. Detta motsvarar en avrinningskoefficient på 0,87 vilket i sin tur ger en reducerad area för området på 4,7 ha.

Den utpumpade vattenvolymen har beräknats med ledning av nivåförändringar i magasinet vilka har erhållits ur magasinets styrdator. Den utpumpade volymen består av en blandning av dag- och dränvatten. Skillnaden mellan det utpumpade vattnets volym och dagvattnets beräknade volym har antagits motsvara det inläckande **dränvattnet**. Dränvattenflödet varierar under året med exempelvis ett avsevärt större flöde under våren då snösmältningen pågår. Dränvattenmängderna påverkar föroreningshalterna i de tagna proverna från in- och utlopp genom att föroreningarna i dagvattnet späds ut. Merparten av dränvattnet rann in via det södra inloppet, varför utspädningseffekten på de prover som togs i det nordöstra inloppet är förhållandevis liten.

Tillrinnande dagvatten- och dränvattenmängder har beräknats för varje enskilt analyserat prov.

4.4 Miljöförvaltningens riktvärden

Miljöförvaltningen har fastställt riktvärden för trafikrelaterade ämnen som släpps ut med dagvatten till recipient. Dessa skall ses som en tillämpning av miljöskyddslagens regler för utsläpp av avloppsvatten i vattenområden. Bakgrunden till att riktvärden tagits fram är insikten om att utsläpp av dag- och spolvatten från trafikerade ytor starkt påverkar flera av våra sjöar och vattendrag.

Riktvärdena är satta som ett första steg mot att våra sjöar och vattendrag inte ska belastas med mer föroreningar än vad de tål i ett långsiktigt perspektiv. De är framtagna mot bakgrund av ekotoxikologiska data, mätvärden för trafikdagvatten och spolvatten, reningseffekter på dessa vatten med olika reningsmetoder samt de sedimentanalyser som gjorts i Stockholms sjöar. (4)

⁴ Knut Bennerstedt, Stockholm Vatten AB

Förorening	Riktvärde
Metaller	
Bly	< 50 µg/l
Kadmium	< 0,2 µg /l
Koppar	< 50 µg /l
Krom	< 50 µg /l
Zink	< 100 µg /l
Organiska ämnen	
Opolära alifatiska kolväten	< 5 mg/l
PAH	< 1 µg /l

Tabell 4.1 Miljöförvaltningens riktvärden

Riktvärdena har använts vid bedömningen av dagvattnets föroreningsgrad och behov av rening före utsläpp till recipient. De har även använts till att avgöra huruvida avsättningsmagasinets reningseffektivitet med avseende på ovanstående föroreningar är tillräcklig eller inte.

4.5 Övrigt

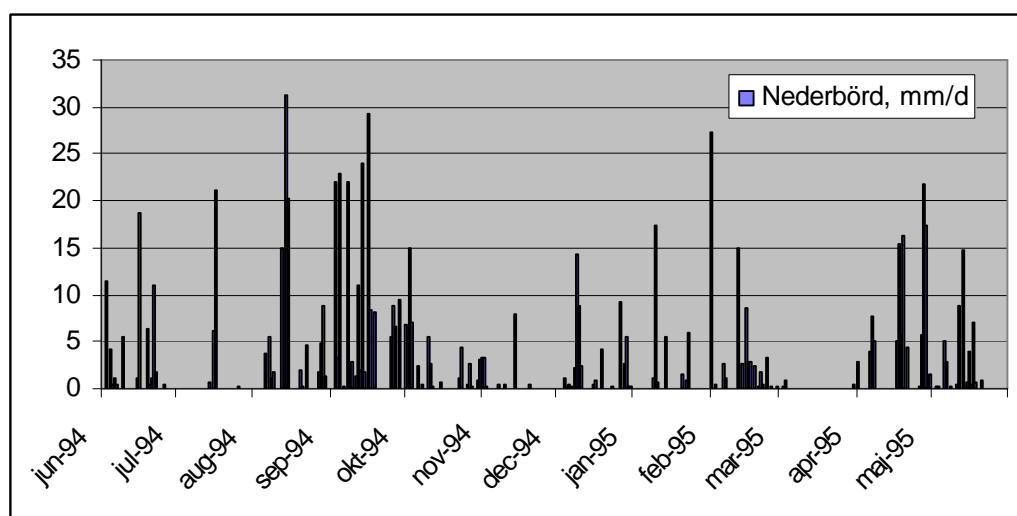
Uppgifter om halter i avloppsvatten och slam etc i Henriksdals reningsverk har hämtats från Stockholm Vattens "Miljörapport 1994". (6)

5. Resultat av genomförda provtagningar och undersökningar

5.1 Nederbörd och flöden

5.1.1 Nederbörd

*Nederbörds*mängden som uppmättes i nederbördsräknaren vid Stallmästargården, under provtagningsåret 1 juni 1994 till 31 maj 1995 framgår av figur 5.1 nedan. Totalt registrerades under perioden en nederbörd på 772 mm.

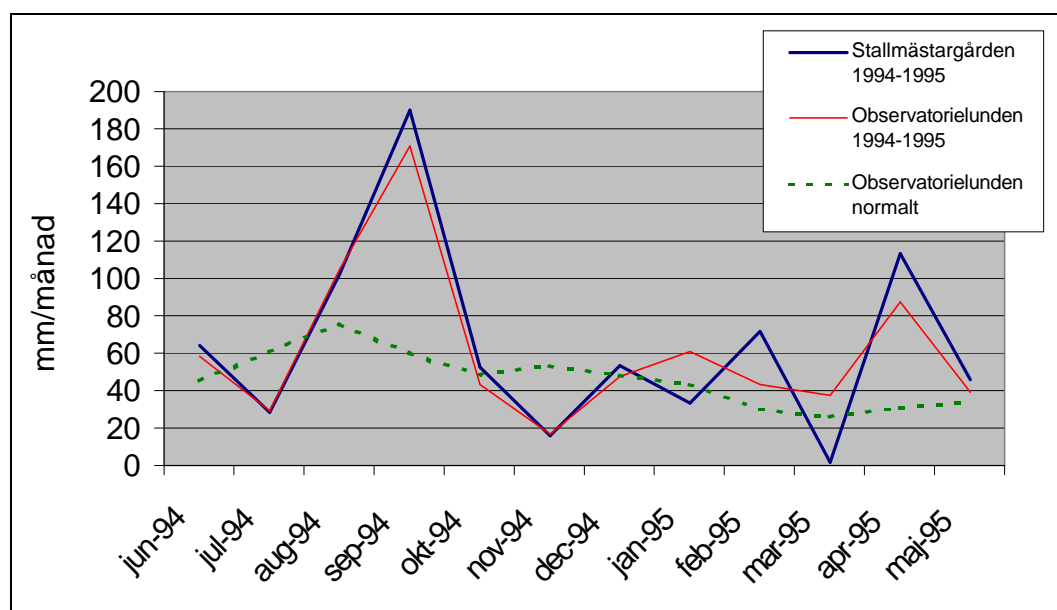


Figur 5.1 Nederbörds

mängd uppmätt i regnmätare vid Stallmästargården under provtagningsperioden 1 juni 1994 till och med 31 maj 1995.

SMHI's nederbördsräknare vid Observatorielunden uppmätte 738 mm under samma period. Avståndet mellan mätarna är cirka 1,4 km. Under större delen av mätperioden på 12 månader skiljde sig de flesta mätvärdena med $\pm 10\%$ vilket förklaras av dels de lokala förhållandena kring de båda mätarna, olika nederbördsräknare samt faktiska nederbörds

mässiga skillnader. Det var främst under januari, februari, mars och april 1995 som betydande skillnader registrerades. I januari var nederbördsmängden vid Stallmästargården ca 50% mindre än vid Observatorielunden. I februari var det tvärtom ca 65% mer nederbörd vid Stallmästargården. Under en stor del av mars månad var nederbördsmätaren vid Stallmästargården ur funktion. Endast 1,4 mm regn hade registrerats, vilket motsvarar 4% av nederbörden som uppmättes vid Observatorielunden. I april var den registrerade mängden ca 30% större än den som uppmättes vid Observatorielunden. Se figur 5.2. I bilaga 7 redovisas registrerad nederbörd från mätarna vid Stallmästargården och Observatorielunden.



Figur 5.2. *Nederbördsmängd under provtagningsåret (månadsvärden 940601-950531) uppmätt i regnmätare vid Stallmästargården respektive Observatorielunden under provtagningsperioden 1 juni 1994 till och med 31 maj 1995 samt jämförelse med ett normalår vid Observatorielunden.*

En anledning till att det registrerades mindre nederbörd vid Stallmästargården kan vara att regnmätaren vid Stallmästargården inte var uppvärmd och därför inte fungerade vid minusgrader. Observatorielundens regnmätare fungerade däremot även vid snö och kyla.

För att få fram en realistisk nederbördsmängd under det studerade året kompletterades värdena från Stallmästargårdens regnmätare med Observatorielundens värde för mars månad 1995. Den totala nederbördsmängden under det studerade året blev då 807 mm, vilket var ca 10% mer än den uppmätta mängden vid Observatorielunden. Under ett normalår är nederbördsmängden ca 550 mm. Nederbördsmängden under det studerade året var alltså knappt 50% större än under ett normalår.

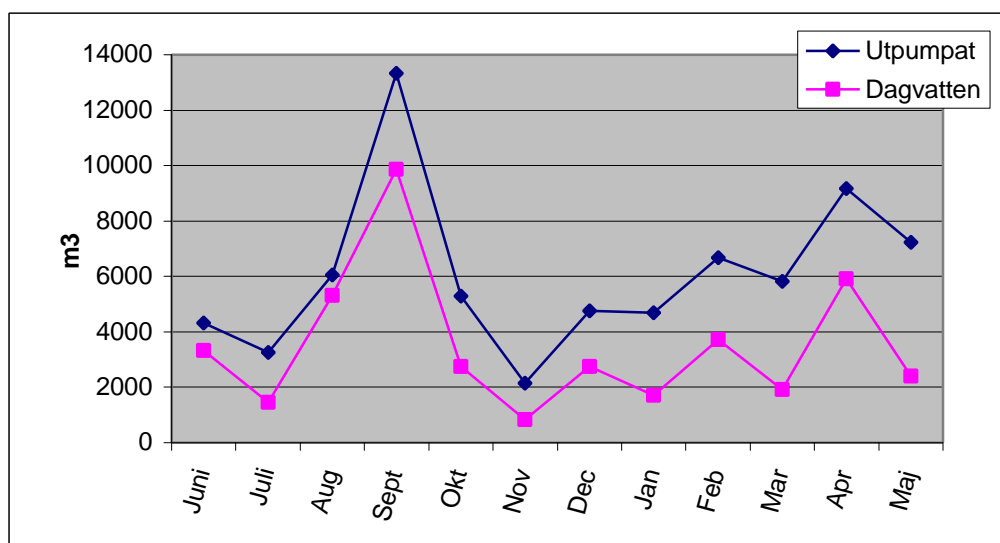
Samtliga nederbördsvärden avser okorrigerad nederbörd.

5.1.2 Dag- och dränvattenflöden

Den uppmätta nederbörden (807 mm) beräknas ha gett upphov till en total volym dagvatten in till magasinet på ca 38 000 m³ under mätperioden 940601 – 950531. Totalt pumpades 73 000 m³ vatten ut från magasinet, varför mängden dränvatten uppgick till ca 35 000 m³. Avsättningsmagasinet mottog dessutom ca 120 m³ spolvatten under den aktuella perioden. Genomsnittliga månadsflöden framgår av tabell 5.1 och figur 5.3 nedan

Period	Utpumpat m ³	Dagvatten m ³	Dränvatten		
			m ³	m ³ /dygn	l/s
jun-94	4 328	3 008	1 320	44	0,51
jul-94	3 253	1 316	1 937	62	0,72
aug-94	6 054	4 803	1 251	40	0,47
sep-94	13 325	8 925	4 400	147	1,70
okt-94	5 284	2 486	2 798	90	1,04
nov-94	2 158	752	1 406	47	0,54
dec-94	4 749	2 491	2 258	73	0,84
jan-95	4 696	1 551	3 145	101	1,17
feb-95	6 673	3 365	3 308	118	1,37
mar-95	5 817	1 744	4 073	131	1,52
apr-95	9 176	5 335	3 842	128	1,48
maj-95	7 234	2 162	5 072	164	1,89
Summa	72 747	37 938	34 809	-	-
Medel	6 062 m³/mån	3 162 m³/mån	2 901 m³/mån	95	1,10

Tabell 5.1. Beräknade mängder av dag- och dränvatten (månadsvärden).



Figur 5.3. Dagvattenvolym in till och utpumpat vatten ut ur avsättningsmagasinet under provtagningsåret (940601-950531). Månadsvärden. Skillnaden mellan de båda linjerna motsvarar volymen av det inkomna dränvattnet.

5.2 Föroreningar i dagvatten, resultat från flödesstyrd provtagning

Analysresultaten från de prover som togs på inkommande blandning av dag- och dränvatten redovisas i bilaga 1:1. På motsvarande vis redovisas i bilaga 2:1 analysresultaten från provtagningar på utpumpat dag- och dränvatten från magasinet.

För att kunna utvärdera analysresultaten från de prover som tagits på inkommande och utgående vatten har förhållandet mellan dagvatten och dränvatten beräknats för varje enskilt nederbördstillfälle då provtagning utfördes. Den föroreningshalt som är relaterad till det "egentliga" dagvattnet har därefter beräknats enligt följande samband:

$$\text{halt}_{\text{dagvatten}} = (\text{halt}_{\text{prov}} - (\text{andel dränvatten} * \text{halt}_{\text{dränvatten}})) / \text{andel dagvatten}$$

Resultaten från denna beräkning framgår av bilaga 1:2 för inkommande dagvatten, samt bilaga 2:2 för utpumpat dagvatten. I följande tabeller och diagram redovisas medel-, median-, max- och min-värden liksom årsvariationen för de olika parametrar som undersökts i dagvattnet under provtagningsåret (940601-950531). Koncentrationen av föroreningar i dränvattnet framgår av kapitel 5.4.

Andelen dränvatten i proverna på inkommande vatten är liten (ca 5%) och avvikelserna mot den beräknade föroreningsmängden i den "egentliga" dagvattnet är blygsam. För det utpumpade vattnet utgör däremot dränvattnet en betydande andel, ca 50%. Föroreningarna i dränvattnet är i huvudsak löst form och vid beräkningarna har därför antagits att ingen reningseffekt sker på denna delström. För ett par parametrar (kadmium och kvicksilver) är halten i dränvattnet under analysmetodens gränsvärde, samtidigt som detta gränsvärde är relativt högt i förhållande till de uppmätta halterna. Av denna anledning har halten i utgående dagvatten beräknats under antagandet att dränvattenkoncentrationen är dels lika med gränsvärdet, dels lika med 0 µg/l. Resultatet presenteras som ett intervall. Se bilaga 2:2. Vid fortsatta bearbetningar av dessa resultat har intervallens medelvärden använts

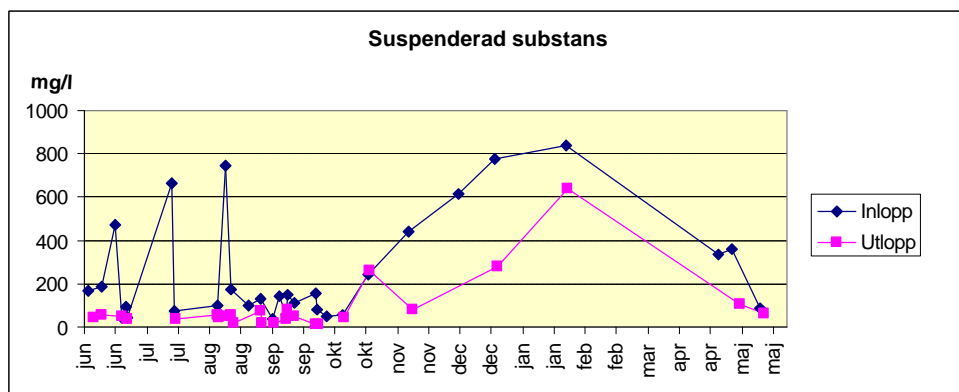
För några av parametrarna (tot. aromatiska kolväten, Kjeldalkväve) saknas analyser på dränvattnet varför halterna i det "egentliga" dagvattnet inte kan bestämmas. För dessa parametrar redovisas analysresultaten för det blandade dag- och dränvattnet. Även för pH och turbiditet redovisas värden för det blandade dag- och dränvattnet. Det matematiska sambandet mellan olika pH-värden är logaritmiskt och denna omräkning har ej genomförts. Omräkning har inte heller genomförts för turbiditet då ett linjärt samband inte kan förväntas föreligga mellan så två olika vatten som dagvattnet och dränvattnet. Det angivna medelvärdet för pH är beräknat som ett aritmetiskt medelvärde vilket inte är korrekt, då hänsyn inte tagits till det logaritmiska sambandet.

	Inlopp					Utlopp				
	medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov
Suspenderad substans (mg/l)	251	148,1	840	35,2	30	89	48,12	638	10,5	25
pH*	7,4**	7,4	8,4	6,6	29	7,7**	7,8	8,6	7,1	24
Konduktivitet (mS/m)	99	23	897	-6	30	86	38	700	-23	26
Klorider (mg/l)	623	51	7281	1	16	360	59	2609	-22	16
Turbiditet* (FTU)	204	73	1110	29	23	40	30	160	4	21

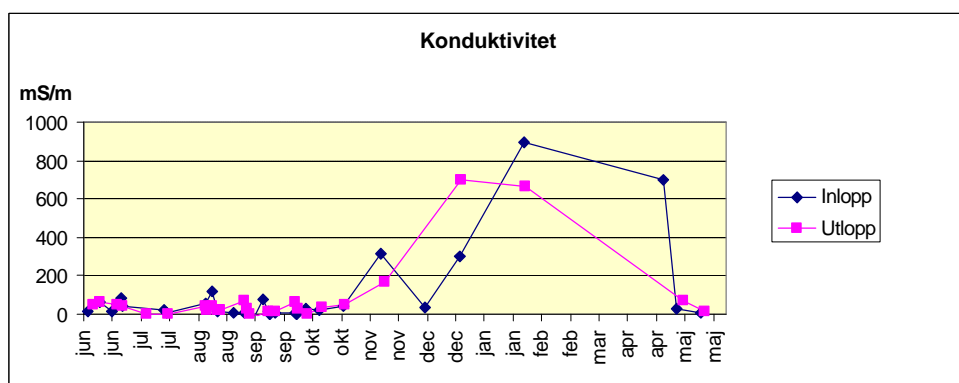
* Värdena avser blandat dag- och dränvatten

** Medelvärdesberäkning av pH-värde är ej matematiskt korrekt

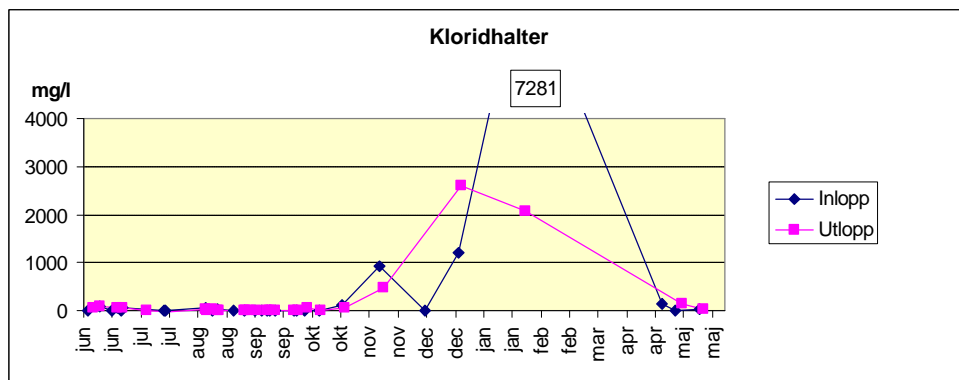
Tabell 5.2 Medel-, median-, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående dagvatten gällande suspenderad substans, pH, konduktivitet, klorider samt turbiditet.



Figur 5.4 Suspenderade substansens variation under provtagningsåret.



Figur 5.5 Konduktivitetens variation under provtagningsåret.

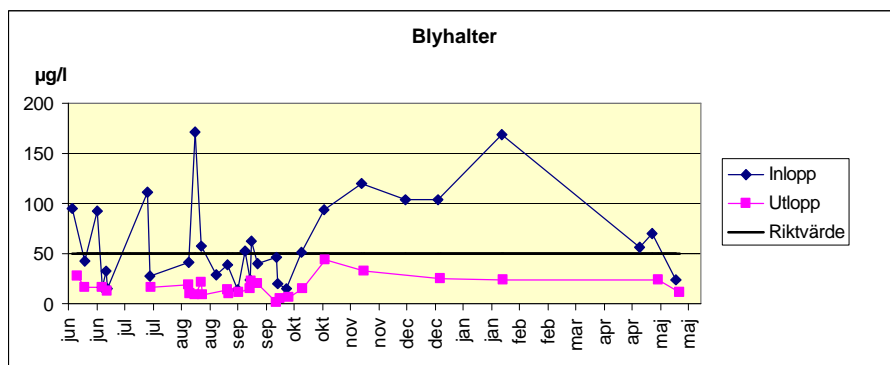


Figur 5.6 Kloridhalterna under provtagningsåret.

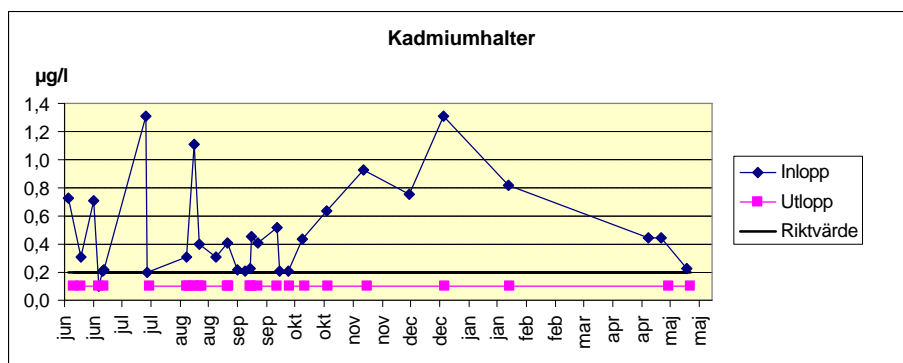
		Inlopp					Utlopp					Riktvärde
		medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov	
Bly	(µg/l)	61	49	172	14	30	17	15	44	1,0	26	<50
Kadmium	(µg/l)	0,5	0,4	1,3	0,1	30	0,3*	0,2*	0,9*	<0,1*	26	<0,2
Koppar	(µg/l)	101	76	242	30	30	33	26	89	17	26	<50
Krom	(µg/l)	25	22	67	3,1	30	10	8	21	4,3	26	<50
Kvicksilver	(µg/l)	0,4	0,1	3,2	< 0,1	28	0,2*	<0,1*	0,5*	<0,1*	24	
Nickel	(µg/l)	13	9,1	49	2,9	30	7,4	6,5	20	2,6	26	
Zink	(µg/l)	403	268	1515	59	30	177	135	453	72	26	<100

* Värdena avser medelvärde av de redovisade värdena i bilaga 2:2

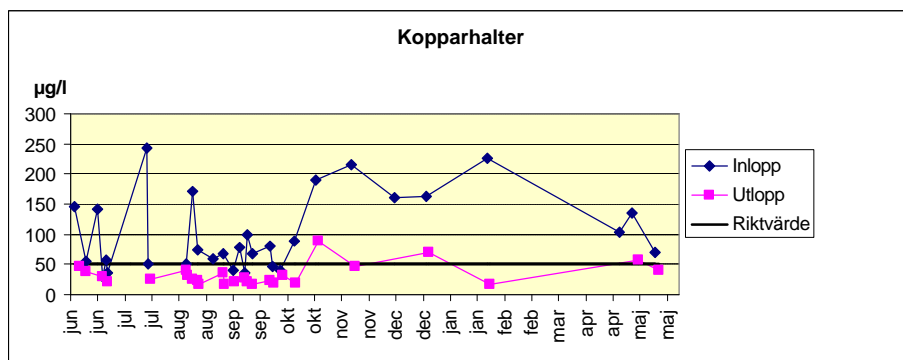
Tabell 5.3 Medel-, median, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående dagvatten gällande tungmetaller.



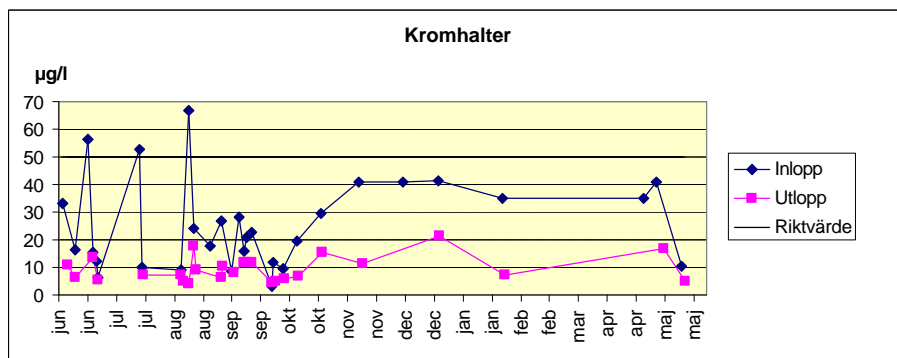
Figur 5.7 Variation under året för blyhalterna. Den raka linjen anger riktvärdet.



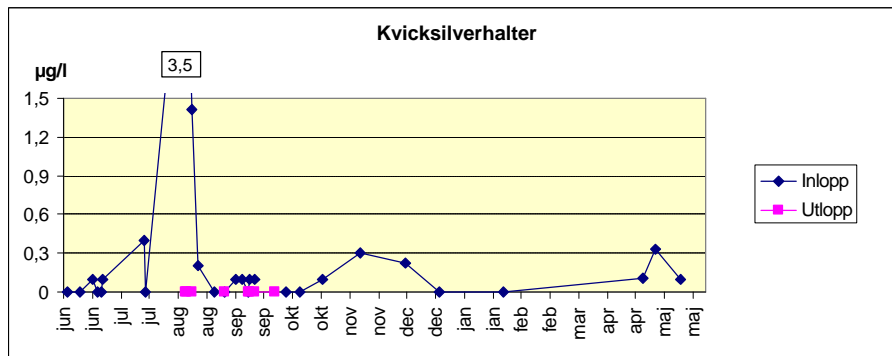
Figur 5.8 Variation under året för kadmiumhalterna. Den raka linjen anger riktvärdet.



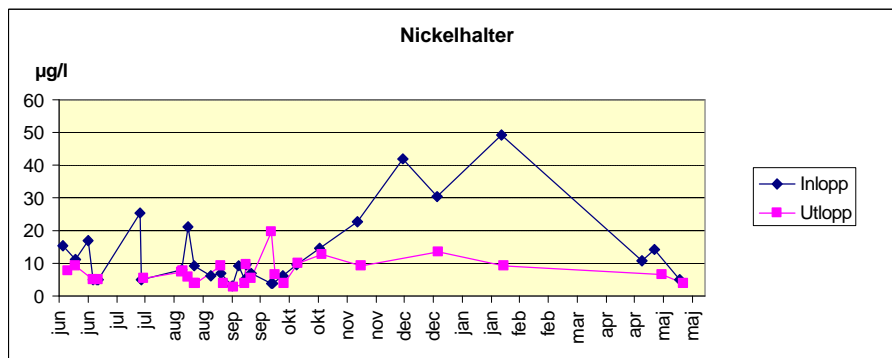
Figur 5.9 Variation under året för kopparhalterna. Den raka linjen anger riktvärdet.



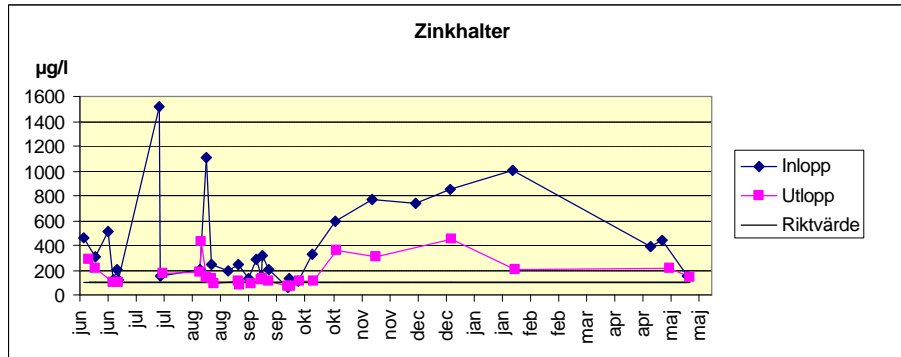
Figur 5.10 Variation under året för kromhalterna. Den raka linjen anger riktvärdet.



Figur 5.11 Kvicksilverhalternas variation under året.



Figur 5.12 Nickelhalternas variation under året.



Figur 5.13 Variation under året för zinkhalterna. Den raka linjen anger riktvärdet.

		Inlopp					Utlopp				
		medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov
TOC	(mg/l)	32	20	102	5,6	17	12	11	23	4,3	16
DOC	(mg/l)	9,1	8,6	16	3,5	17	9,3	8,1	18	3,5	16
COD Mn	(mg/l)	21	14	68	3,6	29	3,7	2,0	112	-26	25
COD Cr	(mg/l)	242	171	765	34	29	114	91	487	0	25

Tabell 5.4 Medel-, median-, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående dagvatten gällande organiskt material.

	Inlopp					Utlopp				
	medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov
Nitrat (mg/l)	0,9	0,8	3,0	0,1	20	0,8	0,9	2,7	-0,7	20
Kjeldal-kväve* (mg/l)	2,0	2,0	3,0	<1,0	18	1,3	1,2	1,7	<1,0	17
Totalkväve (mg/l)	2,3	2,0	6,0	0,4	30	2,3	1,6	10,5	0,3	24
Totalfosfor (mg/l)	0,36	0,27	2,19	0,05	30	0,14	0,12	0,51	0,03	26

* Värdena avser blandat dag- och dränvatten

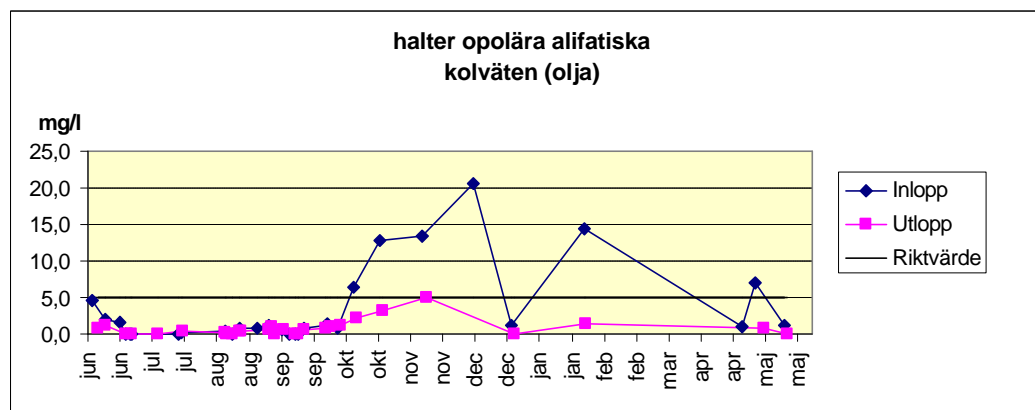
Tabell 5.5 Medel-, median-, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående dagvatten gällande nitrat, totalkväve, totalfosfor och klorider.

	Inlopp					Utlopp					Riktvärde
	medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov	
Opolära alifatiska kolväten (mg/l)	4	1,225	20,6	0,25	22	1	0,76	5,09	0,10	19	<5
Tot. aromater* (mg/l)	1,8	<1,0	2,3	<1,0	22	-	<1,0	<1,0	<1,0	20	

* Värdena avser blandat dag- och dränvatten

Tabell 5.6 Medel-, median-, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående vatten gällande olja och aromater. Analyser av halten aromater genomfördes ej på dränvatten, varför redovisade halter avser blandat dag- och dränvatten

För större delen av analyserna på aromater låg värdet under metodens analysgräns.



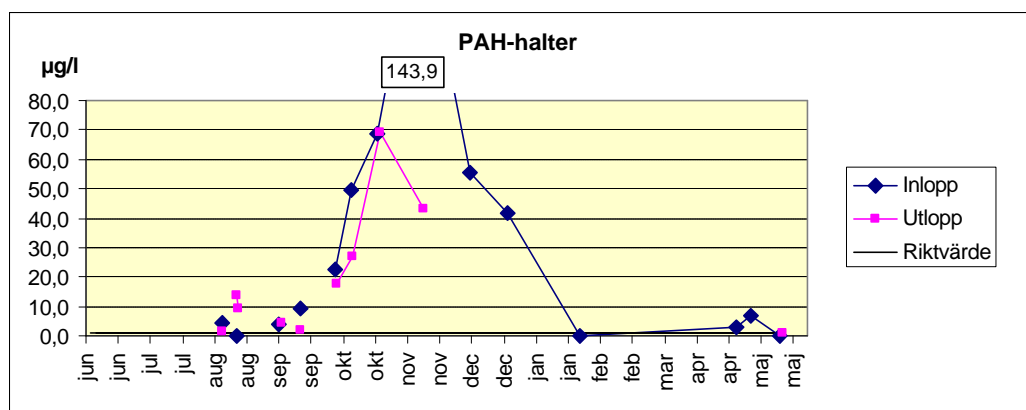
Figur 5.14 Variation under året för halten olja (opolära alifatiska kolväten). Den raka linjen anger riktvärdet.

	Inlopp					Utlopp					Riktvärde
	medel	median	max	min	antal prov	medel	median	max	min	antal prov	
PAH (µg/l)	37	7,9	144	2,91	13	18,3*	6,6*	67,6*	<2*	12	<1

* Värdena avser medelvärde av de redovisade värdena i bilaga 2:2

Tabell 5.7 Medel-, median-, max- och minvärden för avsättningsmagasinets inkommande och utgående dagvatten gällande PAH. Summa PAH är inklusive dicykliska aromatiska kolväten.

Dokumentationen avseende PAH-analyserna som genomförts på dränvattnet är inte fullständig, det är oklart vilka PAH-analyser som genomförts. Värdena för utloppet är därför osäkra. Se även kommentar i bilaga 4.



Figur 5.15 Variation under året för PAH-halterna. Den raka linjen (1,0 µg/l) anger riktvärdet.

5.3 Föroreningar i dagvatten – resultat från stickprover

5.3.1 Analys av PAH, PCB och dioxin

Under 1992 togs ett antal stickprover på dagvatten. Proverna är inte flödesproportionella och i viss utsträckning har andra analysmetoder använts jämfört med provtagningsåret. Resultaten är således inte direkt jämförbara med resultaten från de provtagningar som utförts under provtagningsåret 1994-95. I och med att analyser utförts på ämnen som PAH, PCB och dioxin är resultaten ändå intressanta och presenteras och kommenteras därför närmare i bilaga 4. I detta avsnitt redovisas en sammanfattning av resultaten.

		Inlopp				Utlopp				Riktvärde
		medel	max	min	antal prov	medel	max	min	antal prov	
PAH	(µg/l)	4,1	6,7	1,5	2	7,65	1,3	0,5	2	< 1
PCB	(µg/l)	17,9	27	8,7	2	0,9	5,3	2,5	2	-
Dioxin	(pg TEQ/l)	2,4	3,5	1,3	2	3,9	4,3	1,1	2	-

Tabell 5.8 Sammanfattning av analysresultat för analyser av PAH, PCB och dioxiner i stickprov tagna under 1992.

Under provtagningsåret togs dessutom vid två tillfällen under snösmältningen prover för analys av PAH. Även dessa analysresultat framgår av bilaga 4 och sammanfattas i följande tabell.

		Inlopp, snösmältning			
		medel	max	min	antal prov
PAH	(µg/l)	14,4	17,6	11,2	2

Tabell 5.9 Sammanfattning av analysresultat för analyser av PAH i stickprov tagna under snösmältning 950202 och 951124.

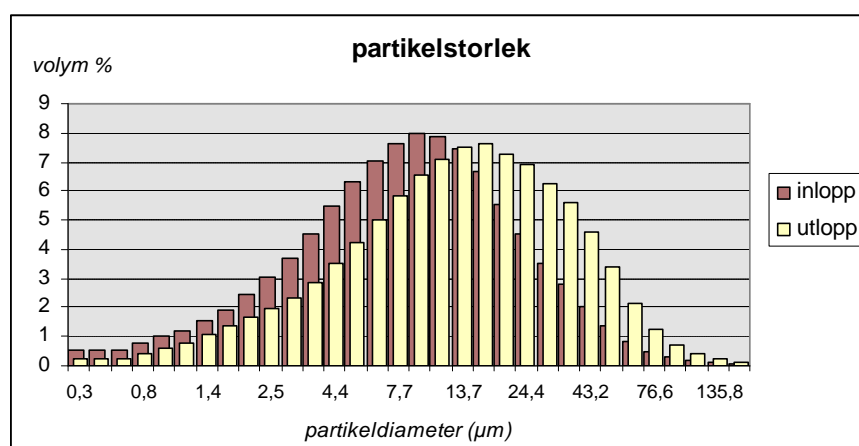
I bilaga 4 visas även profiler över de analyserade delparametrarna för PAH, PCB och dioxin i inkommande och utgående vatten.

5.3.2 Partikelstorleksfördelning

Stickprover togs vid två tillfällen för analys av partikelstorleksfördelningen, dels på inkommande vatten dels på utgående vatten. Analyserna har utförts av Ytkemiska institutet. Från varje stickprov togs två separata provuttag. Resultaten redovisas i bilaga 6.

	medeldiameter	mediandiameter	90:e percentil	10:e percentil
Inlopp (μm)	13,6	8,9	29,8	2,1
Utlopp (μm)	18,8	12,9	41,8	2,9

Tabell 5.10 Statistiska data över partiklarnas diameter i in- och utloppsvatten taget i samband med snösmältning, inlopp 951124 och utlopp 951125. (se bilaga 6). 90:e och 10:e percentil avser den partikeldiameter vilken underskrids av 90% respektive 10% av partiklarna.



Figur 5.16 Volymfördelning av partikeldiametern hos partiklarna i in- och utloppsvatten i samband med snösmältning, inlopp 951124 och utlopp 951125..

5.4 Föroreningar i drän- och spolvatten

Avsättningsmagasinet belastas av stora mängder dränvatten. Under det studerade året kom ca 35 000 m³ dränvatten in till magasinet vilket motsvarade ca 48% av den totala mängden inkommet vatten. Dränvattnet innehöll låga föroreningshalter (se tabell 5.11) och behövde inte renas. Ändå utgjorde dränvattnet en belastning på magasinet och dess komponenter på grund av det stora inflödet.

Bestämningen av föroreningsinnehållet i det ”egentliga” dagvattnet baseras på en fördelning av föroreningarna där halterna i dränvattnet utnyttjas. Några av halterna i dränvattnet är sannolikt mindre representativa som årsmedelvärden. Klorid och konduktivitet förefaller höga, vid fördelning av föroreningarna på dag- respektive dränvatten blir för dessa parametrar flera enskilda värden för dagvattnet negativa.

Avsättningsmagasinet belastas också med ca 120 m³ *spolvatten* per år fördelat på två tillfällen. Eugeniattunneln spolas i början av maj och oktober. Spolvattnet rinner först in i tunneldelens pumpstation för att sedan pumpas in i avsättningsmagasinets del 2. Spolvattnet är mycket starkt förorenat (7). Föroreningshalterna är många gånger högre än dagvattnets halter. (Se tabell 5.11)

	Dränvatten	Spolvatten*	Dag+ dränvatten	
			in	ut
Susp. subst. (mg/l)	0	8286	239	54
Cd (µg/l)	< 0,05	9,6	0,5	0,2
Cr (µg/l)	< 1	330	24	6,8
Cu (µg/l)	12	2055	96	25
Hg (µg/l)	< 0,1	1,0	0,4	0,1
Ni (µg/l)	4	-	12	5,9
Pb (µg/l)	< 1	2000	58	11
Zn (µg/l)	35	19800	386	120
Opol. alif. kolv. (mg/l)	< 0,1	50	4,0	0,8
Tot. arom. ämn. (mg/l)	ej analyserat	-	1,8	<1,0
PAH (µg/l)	< 2	62	35	11
TOC (mg/l)	4,6	-	31	9,4
DOC (mg/l)	4,6	-	8,8	7,3
CODMn (mg/l)	25	350	22	12
CODCr (mg/l)	381 (?)	5800	231	89
Nitrat (mg/l)	2,3	-	1,0	1,3
Tot-N (mg/l)	2,5	11	2,3	2,2
Tot-P (mg/l)	0,02	1,1	0,3	0,1
Klorider (mg/l)	173	484	592	284
pH	7,5	-	7,5*	7,7*
Turbiditet (FTU)	0,5	-	204	40
Konduktivitet (mS/m)	124	-	100	100

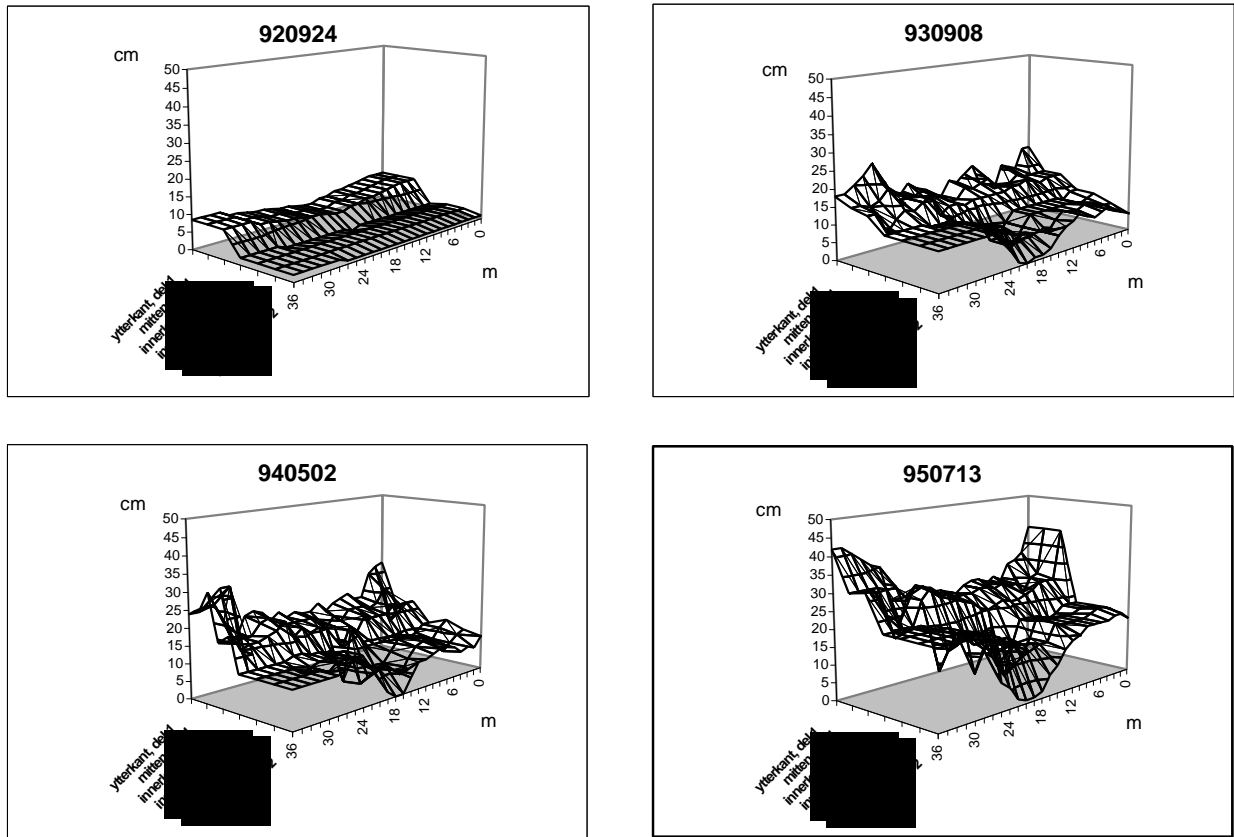
* Prover tagna direkt i rännsten

Tabell 5.11 Föroreningshalter i dränvatten från Norra Länken och spolvatten från Eugeniattunneln (Medelvärden av genomförda stickprover). Jämförelse mot inkommande och utgående halter i dag + dränvatten (medelvärden av flödesproportionell provtagning).

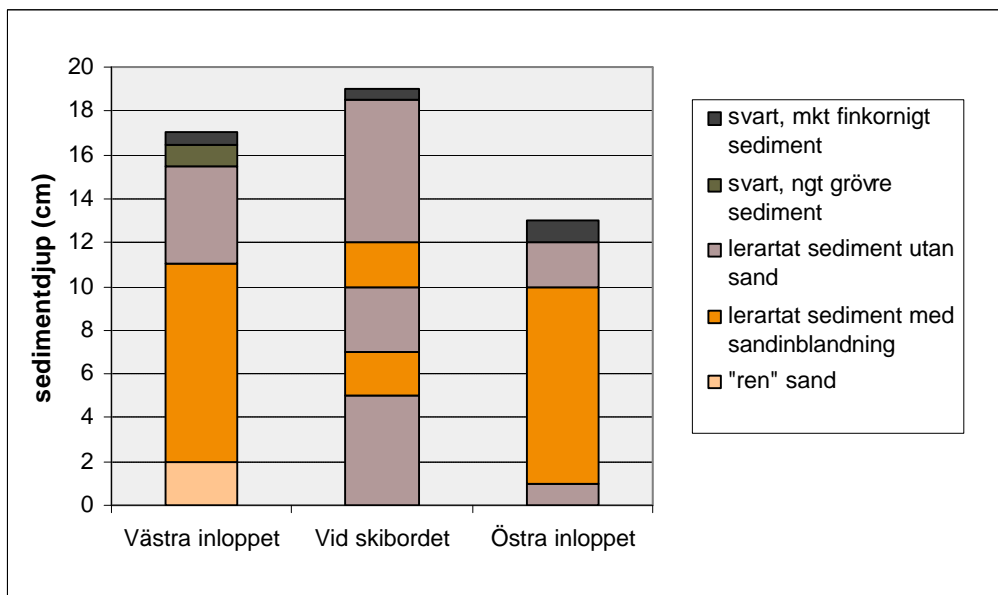
5.5 Resultat av sedimentprovtagningar

Varje år sedan idrifttagandet 1991 fram till 1995 har mätningar av sedimentdjupet i avsättningsmagasinet utförts. Vid mätningen i juli-95 hade ca 85 m³ sediment lagrats. Diagrammen i figur 5.17 redovisar slamlagrets uppmätta mäktighet vid olika tidpunkter. Under provtagningensåret (940601-950531) beräknas avsättningen uppgå till ca 30 m³ sediment.

Tre sedimentproppar togs i avsättningsmagasinets del för inkommande vatten (del 1) under juli 1995. Proverna togs vid de två inloppen samt intill skibordet som avskiljer magasinets två delar. Sedimentets skiktning studerades för de tre proverna. Resultatet visas i diagrammet nedan, figur 5.18.



Figur 5.17 a-d Sedimentdjup vid de olika mätningarna. Skibordet mellan bassängdel ett och två är belägen vid "innerkant".



Figur 5.18 Skiktning i sedimentet i avsättningsmagasinets del 1.

Skiktningen i sedimentet har undersökts på tre ställen i magasinets del 1 (se figur 5.21). Det översta skiktet, 0,5-1 cm, i samtliga prover bestod av svart mycket finkornigt material.

I provet vid det *södra inloppet* fanns det under det översta skiktet ett lager på 1 cm med svart något grövre sediment. Under det låg ett ca 5 cm tjockt lerartat sediment och därunder ca 1 dm lerartat sediment med ökande andel sand. Längst ner fanns ca 2 cm ren sand.

I provet vid *skibordet* fanns under det översta skiktet fem definierade lager lerartat sediment med en tjocklek på 2-6 cm. Vartannat lager hade sandinblandning.

I provet närmast det *nordvästra inloppet* fanns under det övre skiktet ca 2 cm lerartat sediment utan sandinblandning. Under detta ca 1 dm lerartat sediment med ökande andel sand. Underst fanns ca 1 cm lerartat sediment utan sand.

Sedimentet har analyserats med avseende på grundläggande fysikaliska egenskaper samt dess innehåll av föroreningar. Totalt har 6 samlingsprover vart och ett bestående av 9 delprover (3 olika djup i tre olika 3 punkter) tagits i avsättningsmagasinet (under 1992 till 1996) samt ett prov i tunnelpumpsumpen 1996 och därefter analyserats. Tabellen nedan sammanfattar analysresultaten, vilka presenteras i sin helhet i bilaga 3:1.

SEDIMENT	avsättningsmagasinet				tunnel- pumpsump
	medel	median	max	min	
<i>Cd (mg/kg TS)</i>	0,73	0,75	0,9	0,6	0,1
<i>Cr (mg/kg TS)</i>	63	67	77	39	62
<i>Cu (mg/kg TS)</i>	144	140	180	120	130
<i>Hg (mg/kg TS)</i>	0,3	0,3	0,5	0,1	< 0,1
<i>Mn (mg/kg TS)</i>	437	400	600	330	370
<i>Pb (mg/kg TS)</i>	205	205	260	160	160
<i>Zn (mg/kg TS)</i>	663	640	830	530	1200
<i>Total N (mg/kg TS)</i>	1200	410	1200	1200	
<i>Total P (mg/kg TS)</i>	410	1200	410	410	
<i>Tot. extr. alif. kolv. (mg/kg TS)</i>	28300	31000	40000	14000	29000
<i>Opol. alif. kolv. (mg/kg TS)</i>	13200	16000	17000	6600	14000
<i>Aromater (mg/kg TS)</i>	< 5000	-	< 5000	< 5000	< 500
<i>Torrsubstans (%)</i>	48	45,8	53,5	45,6	56
<i>Glödningsrest (%)</i>	81,6				84,9
<i>Densitet (kg/m³)</i>	1370		1530	1210	1390

Tabell 5.12 Föroreningshalter i sedimentet i avsättningsmagasinets pumpsump respektive tunnelpumpsumpen. De enskilda provtagningsstillfällena redovisas i bilaga 3.

En uppmätt slamvolym på 30 m³ med densiteten 1370 kg/m³ motsvarar ca 41 ton sediment med en TS-mängd på totalt ca 20 ton.

5.6 Massbalansberäkning

En massbalans har upprättats över inkommande och utgående föroreningsmängder. Inkommande föroreningar har för varje analyserat regn beräknats genom att den beräknade halten i dagvattnet multiplicerats med inkommen dagvattenvolym, för den ej analyserade nederbörden har det viktade medelvärdet för de analyserade regnen multiplicerats med inkommen dagvattenvolym. Mängden föroreningar i dränvatten och spolvatten har erhållits genom att multiplicera medelvärdena för de olika föroreningshalterna med respektive årsvolym.

Utgående föroreningar i vattenfasen har beräknats på motsvarande vis som för inkommande vatten. Mängderna i analyserade respektive ej analyserade regn har beräknats separat. Beräknade halter i dagvatten och medelvärde av halter i dränvatten har multiplicerats med respektive årsvolym. Föroreningsmängderna i sedimentet har bestämts genom att medelvärdet av resultaten från sedimentanalyserna har multiplicerats med den beräknade sedimentmängden (TS).

Massbalansberäkningarna redovisas närmare i bilaga 9. I tabellen nedan sammanfattas resultatet för de parametrar för vilka kompletta beräkningar kunnat genomföras.

<i>Parameter</i>	<i>Inkommande</i>	<i>Utgående och sediment</i>
<i>Bly</i> (g/år)	2 716	4 707
<i>Kadmium</i> (g/år)	21	25
<i>Koppar</i> (g/år)	4 483	4 453
<i>Krom</i> (g/år)	1 115	1 681
<i>Kvicksilver</i> (g/år)	12	11
<i>Zink</i> (g/år)	18 662	20 442
<i>Opol. alifat.</i> (kg/år)	131	291
<i>PAH</i> (g/år)	409	404
<i>Tot-N</i> (kg/år)	165	187
<i>Tot-P</i> (kg/år)	14	14

Tabell 5.13 Sammanställning av resultat från massbalansberäkningar.

I en korrekt massbalans är båda leden lika. I detta fall finns en rad faktorer som gör att siffrorna har en viss osäkerhet. Flera av parametrarna har tex inte analyserats för samtliga delposter. För dränvattnet baseras mängderna på två analystillfällen.

5.7 Resultat av sedimenteringsförsök

Proverna togs i samband med två höstregn, 920926 samt 921008. Septemberregnet innehöll högre halter än oktoberregnet när det gäller suspenderad substans, total fosfor, COD_{Cr}, koppar och mangan. Halterna av kadmium, krom, kvicksilver, bly och zink var högre i oktoberregnet.

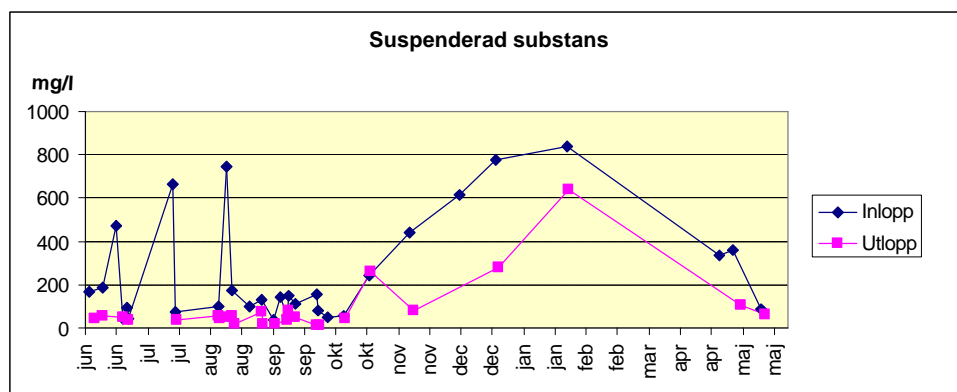
	halt före sedimentering	sed. tid	utan kemikalie	dosering av fällningskemikalie		
				10 mg Fe/l	25 mg Fe/l	50 mg Fe/l
Susp (mg/l)	357	1 h	57	57	51	65
		4 h	47	40	28	63
		24 h	27	39	21	13
Bly (mg/l)	<u>98</u>	1 h	36	31	16	27
		4 h	28	28	10	28
		24 h	21	24	7	28
Kadmium (mg/l)	<u>1,0</u>	1 h	<u>0,50</u>	<u>0,45</u>	<u>0,45</u>	<u>0,55</u>
		4 h	<u>0,40</u>	<u>0,40</u>	<u>0,40</u>	<u>0,60</u>
		24 h	<u>0,35</u>	<u>0,35</u>	<u>0,50</u>	<u>0,70</u>
Koppar (mg/l)	<u>150</u>	1 h	<u>84</u>	<u>78</u>	47	<u>61</u>
		4 h	<u>78</u>	<u>76</u>	39	<u>68</u>
		24 h	<u>60</u>	<u>59</u>	35	<u>67</u>
Krom (mg/l)	17	1 h	3,0	3,0	2,0	5,0
		4 h	2,0	2,5	2,0	3,0
		24 h	1,0	2,0	1,0	1,5
Kvicksilver (mg/l)	0,15	1 h	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		4 h				
		24 h				
Mangan (mg/l)	305	1 h	220	235	205	205
		4 h	185	230	200	205
		24 h	180	195	195	195
Zink (mg/l)	<u>670</u>	1 h	<u>280</u>	<u>270</u>	<u>285</u>	<u>320</u>
		4 h	<u>245</u>	<u>260</u>	<u>270</u>	<u>435</u>
		24 h	<u>220</u>	<u>250</u>	<u>335</u>	<u>455</u>
COD-Cr (mg/l)	455	1 h	210	203	153	158
		4 h	190	185	135	143
		24 h	175	170	133	113
Totalfosfor (mg/l)	1,4	1 h	0,63	0,55	0,33	0,28
		4 h	0,53	0,52	0,28	0,28
		24 h	0,52	0,50	0,24	0,09

Tabell 5.14 Sedimenteringsförsök i 1, 4 och 24 timmar med olika halter av fällningskemikalie och även utan tillsats av kemikalie. Understrukna siffror visar att halten ligger över Miljöförvaltningens riktvärde. Medelvärden av två regn och därmed två separata fällningsförsök. Resultat från de enskilda fällningsförsöken visas i bilaga 5.

6. Diskussion

6.1 Föroreningar i dagvatten - resultat av flödesstyrd provtagning

Generellt var halterna suspenderande ämnen varierande under perioden juni – augusti följt av genomgående låga halter under augusti – september för att sedan vara avsevärt högre under perioden oktober – maj.



Figur 6.1 Suspenderade substansens variation under provtagningsåret.

Detta mönster följs tydligt av samtliga metaller med undantag för kvicksilver. Även övriga analyserade ämnen följer i huvudsak ett liknande mönster med undantag för DOC och opolära alifatiska kolväten samt klorider och konduktivitet, dock med varierande tydlighet. Värdena för kvicksilver (med undantag för ett extremvärde i augusti) och DOC varierar inom ungefär samma intervall under hela provtagningsperioden. Klorid och konduktivitetsvärdena är förhöjda enbart under vinterperioden, vilket är naturligt då dessa normalt är starkt kopplade till användningen av vägsalt. Opolära alifatiska kolväten är låga under sommaren men högre och mer varierade under övriga delen av året. Mönstret kan sannolikt förklaras med en högre avdunstning av olja under sommarhalvåret. En liknande variation förefaller gälla även för PAH, vilket styrker denna förklaring, men antalet analyser under sommarperioden är litet.

6.1.1 Föroreningshalter i relation till miljöförvaltningens riktvärden

Tungmetaller

I avsättningsmagasinets inkommande dagvatten låg **zink**halterna över riktvärdet, 100 µg/l, i samtliga prover utom ett. Detsamma gällde **kadmium** där alla prover utom ett låg över eller på gränsen till riktvärdet 0,2 µg/l. **Koppar**halterna låg över riktvärdet 50 µg/l i 80% av proverna. **Bly**halterna låg över riktvärdet, 50 µg/l, i knappt 50% av proverna. **Krom**halterna låg över riktvärdet, 50 µg/l, i 10% av proverna. Medianhalterna för **kadmium**, **koppar** och **zink** översteg miljöförvaltningens riktvärden medan medianhalterna för **bly** och **krom** var lägre än riktvärdena.

PAH

Större delen av PAH-analyserna som genomfördes på de kontinuerligt tagna proverna hade inte tillräcklig noggrannhet eftersom halterna underskred detektionsgränsen. Detta gör att det inte finns något tillförlitligt underlag för en närmare analys. Det som ändå kunde utläsas ur resultaten är att de ämnen som ligger över detektionsgränsen, mellan ett och fyra ämnen per analyserat prov, resulterar i att Miljöförvaltningens riktvärde, 1µg/l, överskreds i samtliga fall. Halterna under hösten/vintern var speciellt höga. (se bilaga 1:3). PAH bildas vid förbränning och är till stor del bundet till sotpartiklar. Dessa partiklar fastnar i snön och bidrar till den höga föroreningshalten i smältvattnet. PAH som härrör från drivmedelsspill etc avdunstar samtidigt i mindre utsträckning under vinterhalvåret och bidrar också till de förhöjda halterna under vinterperioden.

Då PAH är ett samlingsnamn för ett stort antal besläktade ämnen är det viktigt att analyser utförs och resultatet hanteras på samma sätt för att jämförelser skall kunna göras. I bilaga 1:3 summeras därför PAH-värden inklusive och exklusive dicykliska kolväten. Oberoende av vilken summering som görs överskreds riktvärdet i samtliga fall.

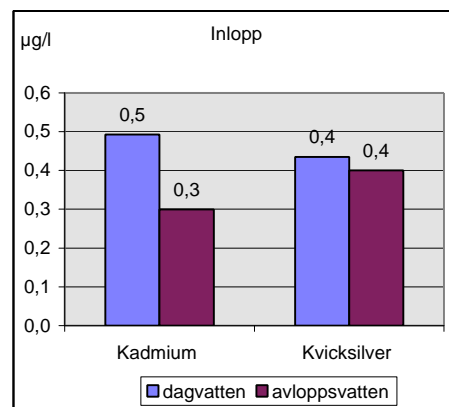
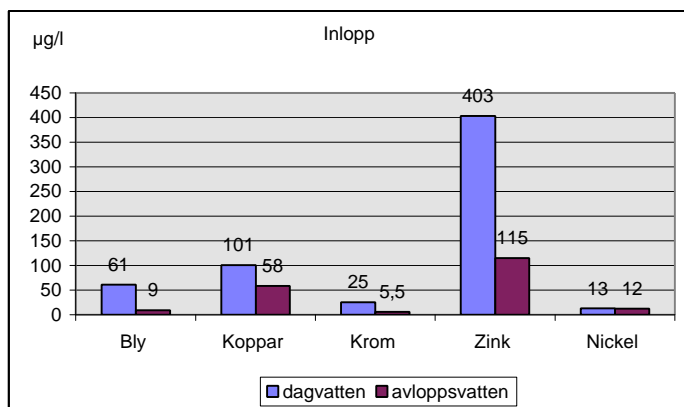
Olja (opolära alifatiska kolväten)

I inkommande vatten till avsättningsmagasinet överskreds Miljöförvaltningens gränsvärde, 5 µg/l, i ca 27% av proverna. Samtliga dessa prover togs under perioden oktober-april. De förhöjda värdena förklaras, åtminstone delvis, av att avdunstningen är lägre under den kalla årstiden. Proverna har tagits ut så att ett representativt prov ur hela vattenpelaren erhöles. Oljeföroreningar ansamlas normalt på ytan. Sannolikt är oljehalterna i inkommande vatten högre än vad provtagningen visade. Massbalansen och särskilt det stora innehållet av olja i sedimenten styrker detta.

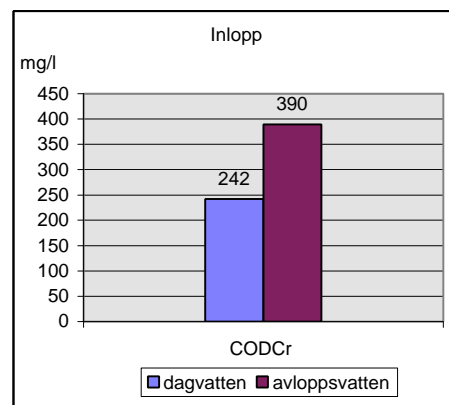
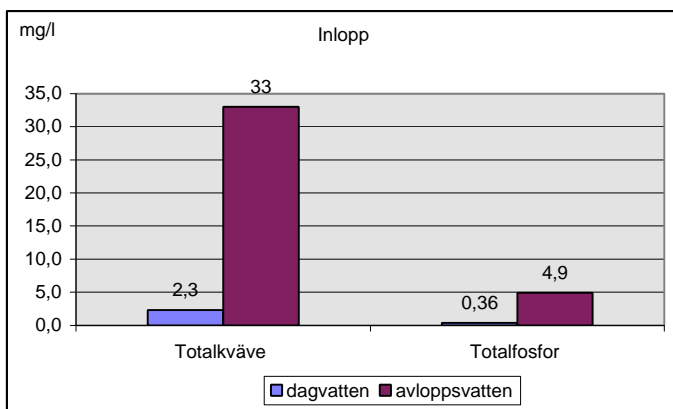
6.1.2. Jämförelse mellan dagvatten och avloppsvatten

Jämfört med avloppsvattnet som kom in till Henriksdals reningsverk innehöll dagvattnet från Norra Länkens trafikområde högre halter av, krom, koppar, nickel, bly, och zink (se figur 6.2. och 6.3). Halterna kadmium och kvicksilver i dagvattnet var jämförbar med halterna i avloppsvattnet. Avloppsvattnet innehöll högre halter av kemiskt syreförbrukande ämnen (COD), totalkväve och totalfosfor (se figur 6.4 och 6.5). Halten kvicksilver är hög (0,4 µg/l) vilket till viss del beror på att många analyser underskrider analysmetodens gräns och därför uteslutits i statistikbearbetningen. Med ett antagande om att halterna i dessa fall är lika med noll erhålls en medelhalt av 0,25 µg/l. Det bör påpekas att större delen av kvicksilvret i avloppsvattnet kommer från tandläkare och sjukhus vilket pekar på att halten i dagvattnet är hög, även om hänsyn tas till värden under analysgränsen. Förmodligen bidrar luftdeposition från det i närheten belägna krematoriet till detta.

Det kan konstateras att dagvattnet innehöll högre halter av de föroreningar som förknippas med trafik.



Figur 6.2 och 6.3 Jämförelse mellan dagvatten in till avsättningsmagasinet och avloppsvatten in till Henriksdals reningsverk.



Figur 6.4 och 6.5 Jämförelse mellan dagvatten in till avsättningsmagasinet och avloppsvatten in till Henriksdals reningsverk.

Dagvattnet och avloppsvattnet innehöll ungefär lika hög medelhalt av suspenderad substans. De största relativa skillnaderna i halter mellan inkommande dag- och avloppsvatten utgjordes av totalkväve som var 14 gånger högre och totalfosfor som var 13 gånger högre i avloppsvatten. Blyhalten var knappt 7 gånger högre och kromhalten var 4,5 gånger högre i dagvatten.

Det är normalt att avloppsvattnet innehåller höga halter kväve och fosfor, liksom höga halter organiska ämnen. Dessa ämnen härrör huvudsakligen från bad, disk, tvätt och WC samt från restaurang och livsmedelssektorn och har ingen motsvarande källa som belastar dagvattnet. Analyserna visar dock att skillnaden i COD-halt är relativt liten, halterna i dagvattnet får betecknas som höga vilket är en följd av den höga trafikintensiteten. Ur recipientsynpunkt är dock effekterna olika. Avloppsvattnet innehåller normal avsevärt mycket större andel lättnedbrytbart organiskt material, vilket resulterar i en snabb syretäring vid utsläpp till recipienten. Dagvattnet innehåller däremot en betydligt större andel svårnedbrytbara organiska föroreningar vilka potentiellt sett kan medföra värre toxiska effekter (beroende på vilka föroreningar som är aktuella), även om syretäringen sker långsammare.

6.2 Rening, reduktion och jämförelse med riktvärden och renat avloppsvatten

Dagvattnets föroreningsinnehåll i inkommande och utgående vatten redovisas i tabellen nedan tillsammans med motsvarande siffror för Henriksdals avloppsreningsverk. I den följande texten görs även vissa jämförelser mellan reningsgrad och föroreningsinnehåll i avloppsvatten.

	DAGVATTEN NORRA LÄNKEN			HENRIKSDALS RENINGSVERK		
	inlopp	utlopp	reduktion %	inlopp	utlopp	reduktion %
<i>Susp (mg/l)</i>	251	89	65	230	10	96
<i>Bly (µg/l)</i>	61	17	73	9	< 1	> 89
<i>Kadmium (µg/l)</i>	0,49	0,25	50	0,3	< 0,1	> 67
<i>Koppar (µg/l)</i>	101	33	67	58	< 10	> 83
<i>Krom (µg/l)</i>	25	10	63	5,5	< 1	> 82
<i>Kvicksilver (µg/l)</i>	0,43	0,18	58	0,4	< 0,1	> 75
<i>Nickel (µg/l)</i>	13	7,4	43	12	9	25
<i>Zink (µg/l)</i>	403	177	56	115	31	73
<i>Opolära alif. kolv. (mg/l)</i>	4,3	1,2	73			
<i>Summa PAH (µg/l)</i>	37	18	51			
<i>TOC (mg/l)</i>	32	12	61			
<i>DOC (mg/l)</i>	9,1	9,3	-3			
<i>CODMn (mg/l)</i>	21	4	82			
<i>CODCr (mg/l)</i>	242	114	53	390	44	89
<i>Nitrat (mg/l)</i>	0,88	0,82	7		6,1	
<i>Totalkväve (mg/l)</i>	2,3	2,3	2	33	22	33
<i>Totalfosfor (mg/l)</i>	0,36	0,14	61	4,9	0,4	92
<i>Klorider (mg/l)</i>	623	360	42			

Tabell 6.1 Reduktion genom sedimentering i avsättningsmagasinet och reduktion genom rening i Henriksdals reningsverk.

6.2.1 Suspenderad substans

Suspenderad substans reducerades med ca 65% vid sedimentering i avsättningsmagasinet. Reduktionen var mindre än den i Henriksdals reningsverk där den var ca 96%. Förhållandena är inte direkt jämförbara eftersom sedimenteringen är mer kontrollerad i reningsverket och sker i flera steg. Avsättningsmagasinet är ett genomströmningsmagasin där vattnet utsätts för omrörning när nytt vatten kommer in.

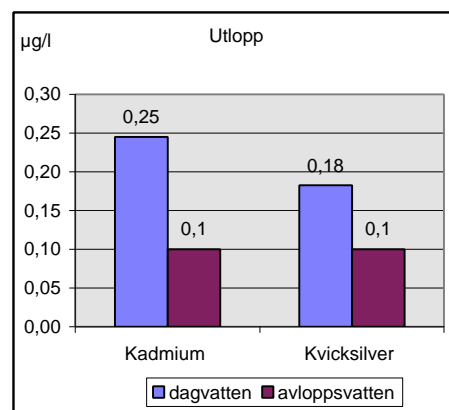
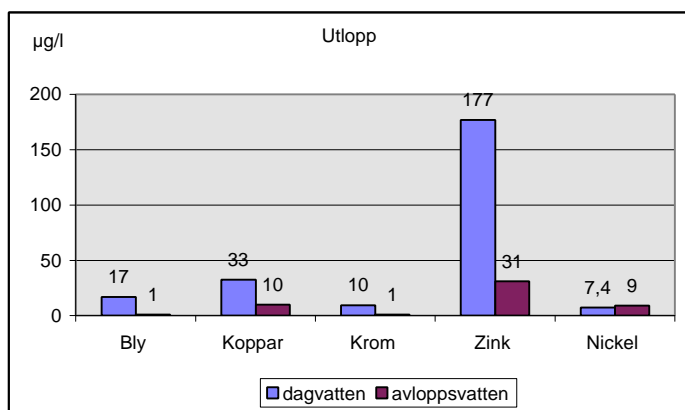
Under det studerade året har det funnits en avsevärd mängd sediment på bassängens botten eftersom magasinet inte tömts sedan idrifttagandet 1991. I och med att den stora sedimentmängden i avsättningsmagasinet kan ha medfört att sediment virvlats upp (omlagring av sediment tyder på detta, se avsnitt 6.5) och följt med utloppsvattnet, är det en nackdel att provtagningen utfördes under ett år som inte är representativt ur sedimentmängdssynpunkt. Eftersom man har tänkt sig att magasinet skall tömmas en gång om året borde provtagning ha gjorts från en tömning och ett år framåt vilket hade givit mer realistiska förhållanden.

6.2.2 Tungmetaller

Det renade vattnets föroreningshalter i förhållande till riktvärdena var tillfredsställande då det gäller **krom** och **bly**. De reducerades ca 63% respektive 73% och halterna i samtliga prover underskred respektive riktvärde. **Koppar** reducerades med 67%. Halterna låg under riktvärdet i 88% av proverna, dvs i alla prover utom tre. **Kadmium** reducerades 50% och halterna låg under riktvärdet i 62% av proverna vilket inte kan anses helt tillfredsställande. Den högsta halten var drygt fyra gånger högre än riktvärdet. **Zink** reducerades med ca 56% vilket inte var tillräckligt då halterna låg under riktvärdet i endast 19% av proverna, vilket motsvarade fem prover. Den högsta zinkhalten var drygt fyra gånger högre än riktvärdet.

Halterna för vissa ämnen i inloppsvattnet var så pass höga att en relativt god reduktion inte räcker för att få ner halterna under riktvärdet. Detta medför att anläggningen bör kompletteras genom ytterligare ett reningssteg. Det kan även tänkas att reduktionsresultaten skulle varit bättre om proverna tagits under ett år då sedimentmängden i magasinet varit mindre.

Jämfört med Henriksdals reningsverk var reduktionen av nickel och zink effektivare i avsättningsmagasinet, för övriga metaller var avloppsreningsverket mer effektivt. I utgående dagvatten var halterna av kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly, zink högre än i utgående avloppsvatten från Henriksdals reningsverk.



Figur 6.6 och 6.7 Jämförelse mellan utpumpat dagvatten från avsättningsmagasinet och renat avloppsvatten ut från Henriksdals reningsverk.

6.2.3 Organiska ämnen, kväve och fosfor

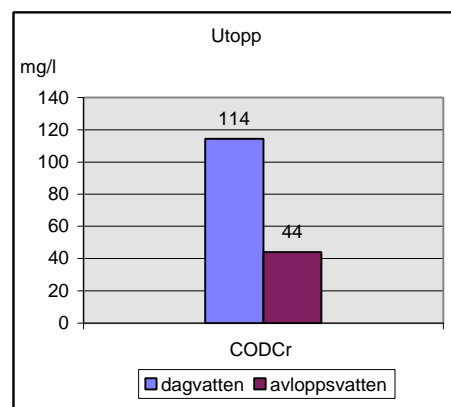
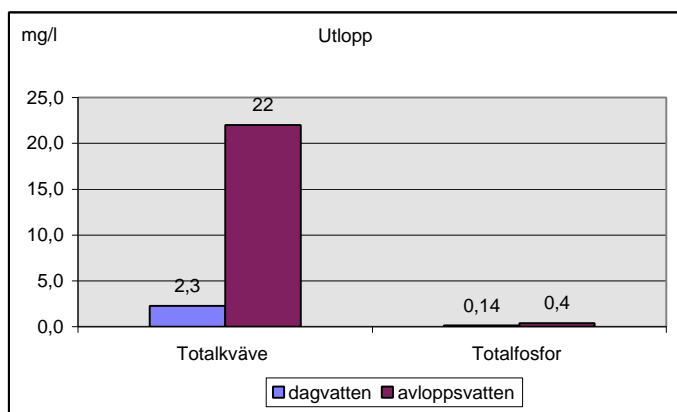
Halten **totalt organiskt kol** (TOC) reducerades med ca 61%. In- och utloppsvattnet hade ungefär lika höga halter **löst organiskt kol** (DOC) vilket tyder på att det passerade avsättningsmagasinet utan att reduceras. Av dessa siffror kan slutsatsen dras att ca 88% av det partikelbundna organiska kolet reducerades genom sedimentering i magasinet. **COD**-halten (mätt som COD_{Ct}) reducerades med ca 53%.

Enligt resultaten reduceras *opolära alifatiska kolväten* (olja) med ca 73% vilket verkar vara tillräckligt eftersom riktvärdet underskrids i samtliga fall utom vid ett tillfälle. Utloppsvattnet pumpas ut från botten av pumpstationen. Olja som finns i avsättningsmagasinet på vattenytan eller lagrats i sedimenten borde stanna kvar i magasinet.. Det noterades aldrig att oljefilm syntes på vattenytan inne i magasinet

PAH-halterna, i de prover som togs under det studerade året, reducerades med ca 50% vilket inte alls var tillräckligt då utloppshalterna överskred riktvärdet i samtliga prov, utom ett, i de resultat som angavs över detektionsgränsen. Det högsta värdet i utloppsvattnet var ca 70 gånger högre än riktvärdet, när de dicykliska delparametrarna inräknades i PAH-värdet. Utan de dicykliska ämnena överskreds gränsvärdet som mest med ca 20 gånger.

Totalkvävehalten var lika i både in- och utloppsvattnet vilket tyder på att kväve inte reducerades nämnvärt i avsättningsmagasinet. En viss reduktion bör ske, då en del av kvävet är partikelbundet, samt att kväve under vissa betingelser avgår i gasform. Halten totalkväve i dränvattnet är nästan identisk med såväl halten i in- som utgående vatten. Genom att variationen över tiden inte undersökts blir fördelningen mellan ”dag” och ”dränvatten” trubbig och (den sannolika) reduktionen framgår ej på samma sätt som om haltskillnaden varit större. **Totalfosfor** däremot reducerades ca 61%. Fosfor är normalt partikelbundet i högre utsträckning än kväve och avskiljs i betydligt större grad genom sedimentering. Att kvävehalten i det utpumpade dagvattnet var lägre än reningsverkets utgående vatten, beror till största del på att halten i inloppsvattnet var låg.

Reningsverken har en effektivare metod att reducera föroreningar som COD, fosfor och kväve. Inkommande dagvatten innehöll de lägsta halterna av dessa tre föroreningar. Renat avloppsvatten innehöll högre halter av totalkväve och totalfosfor medan halterna av COD var betydligt högre i utgående dagvatten än i avloppsvattnet



Figur 6.8 och 6.9 Jämförelse mellan utpumpat dagvatten från avsättningsmagasinet och renat avloppsvatten ut från Henriksdals reningsverk.

6.3 Föroreningar i dagvatten, resultat av stickprov

6.3.1 PAH

Analyser har utförts på partikulärt bundna respektive lösta PAH-ämnen. Det utpumpade vattnet hade samma profiler i partikulär respektive löst del som inkommande regnvattnet. Halterna i utloppsvattnets partikulära del var dock ca en femtedel av halterna i det inkommande dagvattnets partikulära del. Halterna i utloppsvattnets lösta del var högre än motsvarande i inloppsvattnet. Proverna från utloppsvattnet var inte tagna i samband med inloppsproverna och var följaktligen inte förknippade med samma regn. Resultaten redovisas och kommenteras närmare i bilaga 4.

6.3.2 PCB och Dioxin

PCB- och dioxinanalyserna gjordes på prov från två regntillfällen (se bilaga 4), vilket inte gav tillräckligt underlag att dra några generella slutsatser. Den partikulära delen i PCB-analyserna utgjorde i medeltal ca 75% i inloppsvattnet och ca 85% i utloppsvattnet. I dioxinanalyserna utgjorde den partikulära delen ca 97% i inloppsvattnet och i utloppsvattnet utgjorde den ca 25%. I den partikulära delen ingår partiklar större än 1,2 mm. Resultaten visar att både PCB och dioxiner till stor del är partikelbundna. Huruvida avsättningsmagasinet reducerar dessa ämnen tillfredsställande är svårt att dra några slutsatser om. Resultaten redovisas närmare i bilaga 4.

6.3.3 Partikelstorleksbestämning

Partikelstorleksbestämningen som gjordes på ett prov från snösmältvatten visade att medel- och mediandiametern var större i avsättningsmagasinets utloppsvattnet än i inloppsvattnet (se bilaga 6 och figur 5.1).

Detta beror sannolikt på att i det inkommande vattnets partiklar finns både små tunga partiklar som sedimenterar och stora lätta, exempelvis kolpartiklar, som passerar magasinet utan att sedimentera i lika stor utsträckning.

Resultatet kan också ha påverkats av att det låg relativt mycket sediment i magasinet. Meningen är att magasinet skall tömmas på sediment en gång varje eller vartannat år. Magasinet hade inte tömts på sediment någon gång sedan idrifttagandet 1991 (uppgift mars – 98). Således innehöll magasinet under provtagningsperioden tre till fyra års sedimentproduktion. Detta medförde att sedimenterat material lättare virvlades upp och följde med vattnet i större utsträckning än om mängden varit mindre. Den stora sedimentmängden bidrog troligtvis också till att en hel del sediment följde med då hävertrören sög in vatten till pumpstationen och sedan följde med i utpumpningen ut till recipienten. Partikelstorleken i det utpumpade vattnet kan alltså härröra från tidigare sedimenterat material.

Resultaten kan ej anses vara representativa för regn utan gäller endast smältvatten.

6.4 Drän- och spolvatten

Nitrat- och totalkvävehalten samt halten COD_{Mn} i dränvattnet är högre än i dagvattnet. Räknat som årsmängder är bidraget av dessa föroreningar störst från dränvattnet. För övriga parametrar var halterna genomgående lägre eller mycket lägre. Mängden kvicksilver förefaller också vara hög, men detta är en effekt av att årsmängden beräknats utifrån detektionsgränsen. Den egentliga mängden är sannolikt mindre.

Spolning av Eugeniattunneln tillför avsättningsmagasinet totalt ca 120 m³ **spolvatten** per år. Även om spolvattenvolymen utgör en liten del av dagvattenvolymen så har spolvattnet ändå en väsentlig påverkan som punktkälla på grund av sin mycket höga föroreningshalt. Med utgångspunkt från de beräknade föroreningsmängderna, baserade på föroreningsmängd i sediment och utgående vatten, utgjorde **zink** i spolvattnet ca 13% av den totala mängden som kommer in till magasinet per år. Mängden **bly, kadmium, koppar** och **olja** i spolvattnet utgjorde ca 4 - 9%. **Krom, PAH, totalkväve** och **totalfosfor** utgjorde 1 - 4% och **kvicksilver** i spolvattnet utgjorde ca 1% av den totala föroreningsbelastningen. Mängden **suspenderad substans** från spolvattnet utgjorde ca 9% av totala mängden.

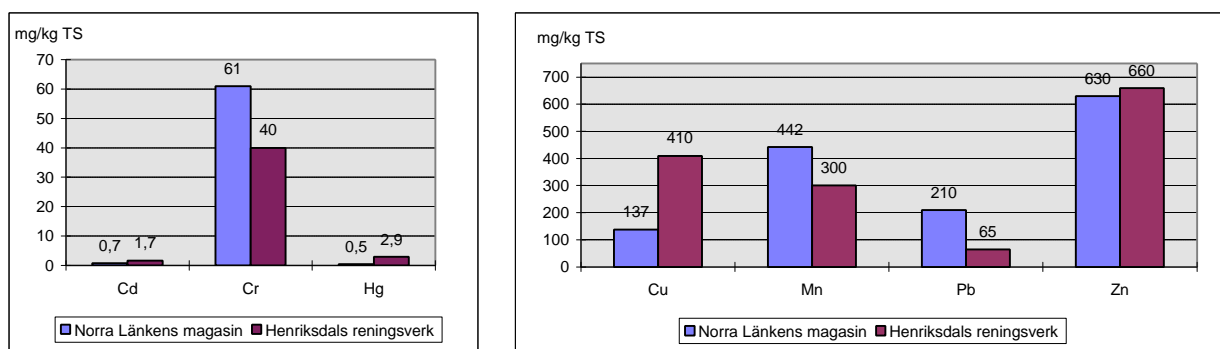
I Miljöförvaltningens råd enligt miljöskyddslagen framgår det att spolvatten inte bör släppas till avloppsreningsverk och inte heller utan föregående rening till recipient. Riktvärdena gäller även för renat spolvatten. Se även rapporten "Spolvatten från trafikunnelar i Stockholm", Stockholm Vatten AB, 2001 (7).

6.5 Sediment

Skiktningen skilde sig något mellan de tre proverna. Vid det södra inloppet tyder skiktningen på ständig omrörning som äger rum i närheten av inloppet. Även vid det nordöstra inloppet tyder skiktningen på omrörning i sedimentet. Vid skibordet däremot tyder däremot skiktningen bestående av flera skikt med omväxlande sandinblandning på att det inte sker någon kontinuerlig omrörning i den här punkten. (se figur 5.21).

6.5.1 Jämförelse mellan sediment och reningsverksslam

Sedimentet i avsättningsmagasinet innehöll högre halter av krom, mangan och bly jämfört med slam i Henriksdals reningsverk. Avloppsslammet i reningsverket innehöll däremot högre halter av kadmium, koppar, kvicksilver och zink. (se figur 6.10 och 6.11). Slammet i Henriksdal innehöll dessutom ca 85 gånger högre halt av totalfosfor och ca 30 gånger högre halt totalkväve än sedimentet i magasinet.

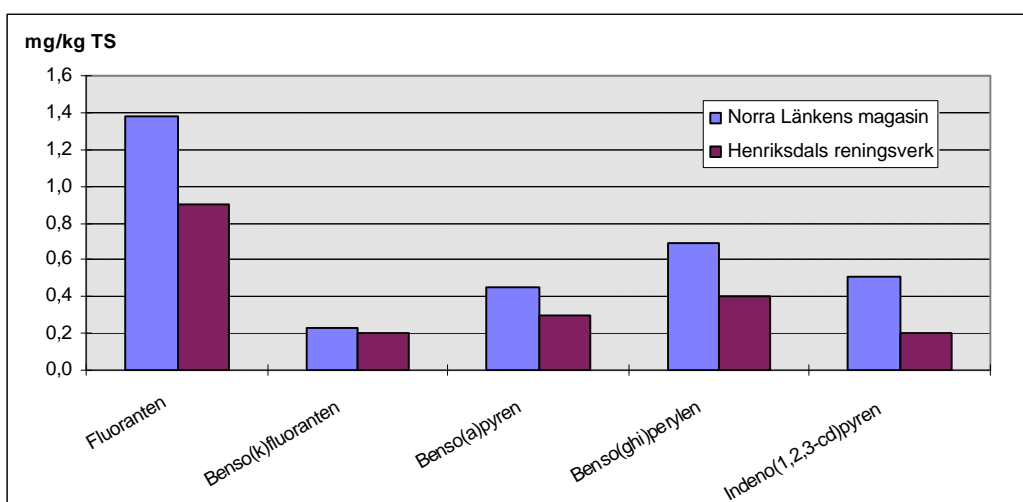


Figur 6.10 och 6.11 Tungmetallinnehåll i slam från Norra Länkens avsättningsmagasin och Henriksdals reningsverk.

Det är rimligt att sedimentet i avsättningsmagasinet har högst halter av de trafikrelaterade tungmetallerna. Huvudkällan för koppar i reningsverksslammet är kopparledningarna i ledningsnätet. För kvicksilver är det tandvården och sjukhus som är de största källorna.

Avsättningsmagasinets sediment hade en glödgningsrest på ca 82% medan reningsverksslammet hade knappt 50%. Detta visar att det finns en större del oorganiskt material, tex sand och grus, i avsättningsmagasinet som "späder ut" föroreningshalterna i magasinets sediment.

En jämförelse mellan PAH-innehåll i sedimentet i avsättningsmagasinet och slam i Henriksdals reningsverk visade att halterna, mätta i mg/kg TS, genomgående var något högre i avsättningsmagasinet. Vid jämförelsen användes de fem PAH-ämnen som analyserats i slammet från de båda anläggningarna.



Figur 6.12 PAH-innehåll i slam från Norra Länkens avsättningsmagasin och Henriksdals reningsverk.

6.5.2. Sedimentmängder och föroreningsmängder i sediment

Den totala mängden sediment in till avsättningsmagasinet under ett år har beräknats utifrån mätningarna av sedimentdjup. Vid mätningen i juli-95 hade ca 85 m³ sediment lagrats i magasinet. Under provtagningsåret (940601-950531) hade därmed ca 30 m³ sediment bildats vilket motsvarar ca 20 000 kg torrs substans.

Med utgångspunkt från medelvärdet av analyserna av sedimentproverna som redovisats i tabell 5.12 har det totala föroreningsinnehållet i slammet som avsattes under provtagningsåret beräknats till följande, se tabell 6.2 nedan.

<i>Parameter</i>	<i>Mängd i sediment</i>
<i>Bly</i>	(g/år) 4 044
<i>Kadmium</i>	(g/år) 14
<i>Koppar</i>	(g/år) 2 838
<i>Krom</i>	(g/år) 1 246
<i>Kvicksilver</i>	(g/år) 5,7
<i>Zink</i>	(g/år) 13 086
<i>Opol. alifat.</i>	(kg/år) 260
<i>PAH</i>	(g/år) 138
<i>Tot-N</i>	(kg/år) 24
<i>Tot-P</i>	(kg/år) 8,1

Tabell 6.2 Beräknat föroreningsinnehåll i sediment avsatt under provtagningsåret.

Mängden olja (opolära alifatiska kolväten) förefaller stor jämfört med inkommande mängder. Sannolikt underskattas dock oljehalten i vattenfasen.

Även mängden bly är stor i förhållande till beräknat tillflöde. Genom att magasinet inte tömts på sediment har provtagning och analys skett flera gånger på det tidigast avsatta sedimentet. Därigenom har dessa föroreningar blivit överrepresenterade. Det är väl känt att utsläppen av bly från trafik successivt har minskat sedan övergången till blyfri bensin inleddes. Detta kan till viss del förklara denna avvikelser.

Den totala trafikytan i Stockholm med mer än 20 000 fordon per dygn var ca 264 ha varav 66 ha var kopplat till reningsverk och 198 ha till recipient. Med utgångspunkt från den uppskattade sedimentmängden i magasinet (20 ton torrs substans per år från 5,4 ha trafikyta) genereras varje år närmare 1 000 ton TS från Stockholms gator, med en trafikintensitet överstigande 20 000 fordon per dygn, som skulle kunna avskiljas i anläggningar liknande avsättningsmagasinet vid Norra Länken. Av dessa mängder hamnar ca 250 ton TS hos reningsverken och 750 ton TS per år i recipienterna.

6.5.3. Sediment i tunnelpumpsumpen

I tunnelpumpsumpen sker viss sedimentation av Eugeniattunnelns spolvatten innan detta pumpas in i avsättningsmagasinet. Prov från tunnelpumpsumpen togs vid ett tillfälle i februari 1996. (se tabell 5.12) Resultaten visar att föroreningshalterna var ungefär lika höga som i avsättningsmagasinets sediment utom då det gällde bly, kvicksilver kadmium och zink. I tunnelsedimentet utgjorde kadmiumhalten ca 13% av halten i avsättningsmagasinets sediment, kvicksilverhalten var mindre än 33% och blyhalten utgjorde ca 78%. Zinkhalten var däremot ungefär dubbelt så hög i tunnelpumpsumpen.

6.5.4. Omhändertagande av sediment

Miljöförvaltningen har tagit fram riktlinjer för hur sedimentet skall behandlas. Behandlingen bestäms av innehållet av kolväten och möjlig nedbrytning av dessa. Om sedimentet innehåller halter på mer än 1 000 mg alifatiska kolväten per kg torrsubstans krävs behandling med kompostering. Om halterna ligger över 20 000 mg/kg TS skall det betraktas som miljöfarligt avfall och behandlas på godkänd deponi. Medelhalten alifatiska kolväten i avsättningsmagasinets sediment låg runt 28 300 mg/kg TS räknat som totalt extraherbara respektive 13 200 mg/kg TS räknat som opolära (se tabell 5.12.). Inför varje tömning av magasinet bör prover tas för analys av sedimentets föroreningsgrad för bedömning av lämpligt omhändertagande.

6.6 Massbalans

Föroreningsmängderna in till magasinet räknades ut på två sätt (se tabell 5.13), dels en summering av inkommande mängder i de olika delströmmarna och dels en summering av innehållet i utgående vatten samt avsatta mängder i sedimentet.

I de fall samtliga delmängder kunnat beräknas är överrensstämelsen mellan resultaten i regel god eller mycket god. När det gäller bly och olja (opolära alifatiska kolväten) är dock avvikelserna betydande och en förklaring måste sökas. Som nämnts i kap 6.5.2 underskattas troligen oljeinnehållet i vattenfasen vilket inte sker vid analys av sediment. När det gäller resultatavvikelsen för bly kan den bero på att äldre, mer blyrika sediment är överrepresenterade i de prover som tagits. Dessutom finns det en rad osäkerhetsfaktorer förknippade med provtagningarna, analyserna och beräkningarna.

Även i de fall överrensstämelsen är tillfredsställande kan systematiska felkällor föreligga. De osäkerhetsfaktorer och möjliga felkällor som har identifierats redovisas i kapitel 6.7.

6.7 Felkällor och osäkerhet

Mätning, provtagning och analys av dagvatten är komplicerat. Den genomförda undersökningen är omfattande och antalet prover och analyser är mycket stort. Resultatens och slutsatsernas tillförlitlighet har kommenterats i flera olika sammanhang i rapporten. I detta avsnitt görs en sammanställning över olika möjliga felkällor och osäkerheter i resultaten och deras tolkning.

Dag- och dränvattenvolymer och -flöden

- Flödesuppgifter för de olika provtagningstillfällena har inte bestämts utifrån flödesmätningar i inloppet. Dagvattenflödena har istället bestämts utifrån beräknad avrinning från registrerad nederbörd under perioden för varje enskild provtagning. För varje enskilt prov har dessutom dränvattenmängden beräknats som tillrinningen under provtagningsperioden. Dränvattentillrinningen har med hjälp av driftövervakningssystemet bestämts som månadsmedelflöden. Fördelningen mellan dagvatten och dränvatten kan därför vara behäftad med stor felmarginal.
- Bestämningen av nederbördsmängden under de månader då regnmätaren vid Stallmästargården inte fungerade på grund av minusgrader innebär en osäkerhet avseende de faktiska nederbördsförhållandena som leder till en osäkerhet avseende dagvattenmängderna.
- Onoggrannhet i bestämningen av tillrinningsytans storlek samt beräkningen av avrinningskoefficienterna medför en osäkerhet när det gäller dagvattenavrinningen som påverkar de beräknade dagvattenmängderna.

Provtagning och analys av vatten

- Halterna i dränvattenflödet baseras på analyser från två stickprover. Även om dränvattnets sammansättning endast varierar måttligt över tiden är det för få analyser för att ge ett representativt resultat för samtliga parametrar. Volymmässigt är dränvattenflödet under året av samma storleksordning som dagvattenflödet.
- Prover togs vid drygt 30 nederbördstillfällen under tolv månader. Detta motsvarar endast ca en fjärdedel av totala antalet nederbördstillfällen under samma period. För att få fram den totala föroreningsbelastningen från nederbörden under ett år har föroreningshalterna i den oanalyserade nederbörden antagits motsvara genomsnittet för de analyserade nederbördstillfällena.
- Få prover togs under vintern då dagvattnet har höga föroreningshalter. Dessutom registrerades inte all nederbörd av mätaren då det var minusgrader vilket gjorde att det troligtvis mest förorenade vattnet är underrepresenterat i beräkningarna och analyserna.

Provtagning och analys av sediment

- Mätningen och beräkningen av sedimentdjup och sedimentmängd i magasinet har genomförts med metoder med relativt stor onoggrannhet (mätsticka). Sedimenttillväxten under provtagningsåret är därför relativt osäker.
- Sedimentets partikelsammansättning, densitet och föroreningsinnehåll kan variera över de olika delarna i bassängen på ett sätt som inte kan utläsas provtagningarna.
- Genom att magasinet inte tömts på sediment under flera år har sannolikt prov tagits flera gånger på "samma" sediment. Detta gör att föroreningsinnehållet i sedimentet speglar förhållandena under flera år, inte bara provtagningsåret. Dessutom är sannolikt de äldsta sedimenten överrepresenterade i analyserna

6.8 Laboratorieförsök

Sedimenteringsförsök i laboratorium har gjorts på dagvatten som togs vid två tillfällen under hösten-92 (se bilaga 5). Resultat från sedimentering i 24 timmar utan fällningskemikalie kan jämföras med resultat från avsättningsmagasinet där vattnet skall sedimentera i ca 30 timmar.

Oavsett om fällningskemikalie användes eller inte så erhöles, precis som vid sedimentering i avsättningsmagasinet, en acceptabel reduktion av *krom* och *bly*. Observera att kromhalterna låg under riktvärdet redan från början. Däremot reducerades *kadmium*, *koppar* och *zink* inte tillräckligt i relation till riktvärdena. I det ena provet reducerades koppar tillräckligt mycket med tillsats av fällningskemikalie. Försöken tyder på att fällningskemikalier inte har någon nämnbar inverkan på sedimenteringsresultatet för tungmetaller.

	sed. tid	utan kemikalie	dosering av fällningskemikalie		
			10 mg Fe/l	25 mg Fe/l	50 mg Fe/l
Susp (mg/l)	1 h	84%	84%	86%	82%
	4 h	87%	89%	92%	82%
	24 h	92%	89%	94%	96%
Bly (mg/l)	1 h	64%	68%	84%	73%
	4 h	71%	72%	90%	72%
	24 h	78%	75%	93%	72%
Kadmium (mg/l)	1 h	<u>50%</u>	<u>55%</u>	<u>55%</u>	<u>45%</u>
	4 h	<u>60%</u>	<u>60%</u>	<u>60%</u>	<u>40%</u>
	24 h	<u>65%</u>	<u>65%</u>	<u>50%</u>	<u>30%</u>
Koppar (mg/l)	1 h	<u>44%</u>	<u>48%</u>	69%	<u>60%</u>
	4 h	<u>48%</u>	<u>50%</u>	74%	<u>55%</u>
	24 h	<u>60%</u>	<u>61%</u>	77%	<u>56%</u>
Krom (mg/l)	1 h	82%	82%	88%	71%
	4 h	88%	85%	88%	82%
	24 h	94%	88%	94%	91%
Kvicksilver (mg/l)	1 h	>33%	>33%	>33%	>33%
	4 h				
	24 h				
Mangan (mg/l)	1 h	28%	23%	33%	33%
	4 h	39%	25%	34%	33%
	24 h	41%	36%	36%	36%
Zink (mg/l)	1 h	<u>58%</u>	<u>60%</u>	<u>57%</u>	<u>52%</u>
	4 h	<u>63%</u>	<u>61%</u>	<u>60%</u>	<u>35%</u>
	24 h	<u>67%</u>	<u>63%</u>	<u>50%</u>	<u>32%</u>
COD-Cr (mg/l)	1 h	54%	55%	66%	65%
	4 h	58%	59%	70%	69%
	24 h	62%	63%	71%	75%
Totalfosfor (mg/l)	1 h	55%	61%	77%	80%
	4 h	62%	63%	80%	80%
	24 h	63%	64%	83%	94%

Tabell 6.3 Reduktion av föroreningar i dagvatten vid sedimenteringsförsök under 1, 4 och 24 timmar med olika halter av fällningskemikalie samt utan tillsats av kemikalie. Understrukna siffror visar att halten överskrider Miljöförvaltningens riktvärde. Medelvärden av två regn och därmed två separata fällningsförsök. Resultat från de enskilda fällningsförsöken visas i bilaga 5.

Suspenderad substans fick en genomsnittlig reduktion på 92% oavsett om fällningskemikalie användes eller inte. Detta var ett mycket bättre resultat än vad som erhöles genom sedimentering i avsättningsmagasinet (65%). En förklaring är att laborieförsöken utfördes i ett slutet system i rumstemperatur, medan avsättningsmagasinet är ett genomströmningssystem inne i ett bergrum där temperaturen är betydligt lägre.

7. Slutsatser

7.1 Undersökningens upplägg och genomförande

Flödet in till och ut från anläggningen har nyttjats för att styra provtagningen, men uppgifter om de aktuella flödena har inte registrerats eller sparats. I stället har flödet i efterhand beräknats utifrån nederbörd och hårdgjord yta, en metod som ger ett betydligt mera osäkert resultat. Eftersom nederbördsräknaren dessutom inte fungerade tillfredsställande under delar av provtagningsåret har nederbördsdata från annan mätare på annan plats använts varvid osäkerheten avseende flera av de mest grundläggande parametrarna blivit ännu större.

Rapporten över undersökningarna har färdigställts av flera olika författare under flera år efter avslutade undersökningar. Detta har medfört att en del detaljkunskap och dokumentation om genomförandet av undersökningarna gått förlorad. Samtidigt har det allmänna kunskapsläget när det gäller dagvatten förändrats under tiden.

7.2 Föroreningsinnehåll i dagvatten

Höga föroreningshalter förekommer i samband med intensiva sommarregn och långvariga vinter- och vårregn samt snösmältningsperioder.

Med utgångspunkt från de riktvärden som Miljöförvaltningen har tagit fram för att skydda Stockholms recipienter innehåller dagvattnet från Norra Länken alldeles för höga föroreningshalter för att släppas orenat till recipient eller reningsverk.

Analysresultaten för inkommande dagvatten till anläggningen visar att 97% av analyserna av zink- och kadmiumhalterna, 80% av kopparhalterna, 50% av blyhalterna och 10% av kromhalterna ligger över eller tangerar respektive riktvärde. 90% av PAH-halterna och 27% av oljehalterna ligger också över sitt riktvärde. Kvicksilverhalten får anses som relativt hög och beror troligtvis på att norra krematoriet ligger i närheten av tillrinningsområdet.

De fåtal stickprov som analyserats med avseende på PAH visar att partikeldelen svarar för ca 99% av det totala PAH-innehållet. Detta tyder på att det borde vara möjligt att reducera större delen PAH genom sedimentering.

Jämfört med inkommande avloppsvatten till Henriksdals reningsverk innehåller dagvattnet högre halter av de ämnen som anses vara trafikrelaterade dvs bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. Avloppsvattnet innehåller högre halter av syreförbrukande ämnen, totalkväve och totalfosfor.

7.3 Föroreningsinnehåll efter rening i avsättningsmagasin

I förhållande till Miljöförvaltningens *riktvärden* innehåller det renade dagvattnet fortfarande för höga halter av vissa ämnen. 100% av PAH-halterna, 81% av zinkhalterna, 38% av kadmiumhalterna och 12% av kopparhalterna samt 5% av oljehalterna ligger över respektive riktvärde. Bly- och kromhalterna ligger under riktvärdet i samtliga prover. Medianvärden av

uppmätta halter av bly, kadmium, koppar, krom, opolära alifater i det renade dagvattnet underskrider dock riktvärdena medan medianvärdena för zink och PAH överskrider riktvärdena.

7.4 Föroreningsinnehåll i sediment

Halterna opolära alifatiska kolväten i sedimentet ligger på ca 13 200 mg/kg TS vilket gör att sedimentet måste behandlas med kompostering enligt Miljöförvaltningens riktvärde. Gränsen för att sedimentet ska behandlas som farligt avfall är 20 000 mg/kg TS.

Avsättningsmagasinets sediment innehåller en större andel oorganiskt material jämfört med reningsverksslam liksom högre halter av krom, mangan och bly jämfört med slam i Henriksdals reningsverk. Avloppsslammet i reningsverket innehöll däremot högre halter av kadmium, koppar, kvicksilver och zink samt avsevärt högre halter av totalfosfor och totalkväve.

Under provtagningsåret genererades ca 30 m³ sediment, motsvarande ca 20 ton torrsubstans (TS), från avsättningsmagasinets tillrinningsyta på 5,4 ha. Med utgångspunkt från detta genereras ca 1 000 ton torrsubstans varje år från Stockholms gator med mer än 20 000 fordon per dygn, som kan avskiljas i denna typ av anläggning.

7.5 Avsättningsmagasinets reningseffektivitet

Krom, bly och **olja** reduceras tillräckligt eftersom halterna i samtliga prover underskrider riktvärdet. Krom reduceras ca 63%, bly och olja ca 73%.

Koppar och **kadmium** reduceras inte helt tillfredsställande då 12% av kopparhalterna och 38% av kadmiumhalterna fortfarande ligger över respektive riktvärde. Koppar reduceras ca 67% och kadmium reduceras ca 50%. Medianvärdena för dessa ämnen underskrider riktvärdena.

Zink och **PAH** reduceras inte alls tillfredsställande i och med att zinkhalterna ligger över riktvärdet i 81% av proverna och PAH-halterna överskrider riktvärdet i 90% av proverna. Zink och PAH reduceras ca 56% respektive 51%.

Även om de olika ämnena reduceras med mellan 50 och 75% genom sedimentering i avsättningsmagasinet är det inte tillräckligt eftersom halterna i dagvattnet före sedimenteringen är så höga. För att komma åt de ämnen som inte reduceras tillräckligt behövs ett ytterligare reningssteg. Speciellt oroväckande är de höga halterna av PAH.

Resultaten från **laboratorieförsöken** visar att reduktionen av de olika ämnena liknar den vid sedimentering i avsättningsmagasinet, oavsett om fällningskemikalier tillsatts eller inte. Undantaget är suspenderad substans som reduceras mer effektivt i laboratorieförsöken.

7.6 Anläggningens funktion

Anläggningen har fungerat tillfredsställande driftsmässigt och har inte haft några störningar sedan idrifttagandet som orsakats av annat än konstruktionsmässiga brister.

7.7 Förslag till förbättrande åtgärder i magasinet

Skiljeväggarna mellan del 1, del 2 och pumpstationen i avsättningsmagasinet bör vara högre. Vattennivån i magasinet ligger ofta över skibordshöjden, ca 70% av året, vilket medför att inkommande vatten sprider sig över hela bassängen inklusive pumpstationen. Vattnet rörs om och grumlas och får dessutom en kortare sedimenteringstid än nödvändigt. Alternativt bör magasinet förses med nedhängande väggar mellan del 1, del 2 och pumpstationen. Dessa skulle då fungera dels som oljeavskiljare och dels som skiljeväggar som delar in magasinet så att vatten först sedimenterar i del 1, sedan i del 2 och därefter sugs in i pumpstationen via hävertrör. Detta skulle ge ett mer kontrollerat och lugnare sedimenteringsförfarande. En alternativ lösning är att konstruera avskiljande väggar endast kring pumpsumpen för att minimera sedimenteringsmängden i denna.

Spolvatten från Eugeniattunneln pumpas från tunnelpumpstationen till magasinets del 2 i närheten av pumpsumpen. Med tanke på spolvattnets höga föroreningsgrad borde inloppet ligga i bassängdel 1 för att få längsta möjliga sedimenteringstid.

De inkommande dagvattenledningarna bör mynna i en **hastighetsdämpande konstruktion** för att förhindra att sedimentet i bassängdel 1 rörs om när inloppsvattnet kommer in i magasinet.

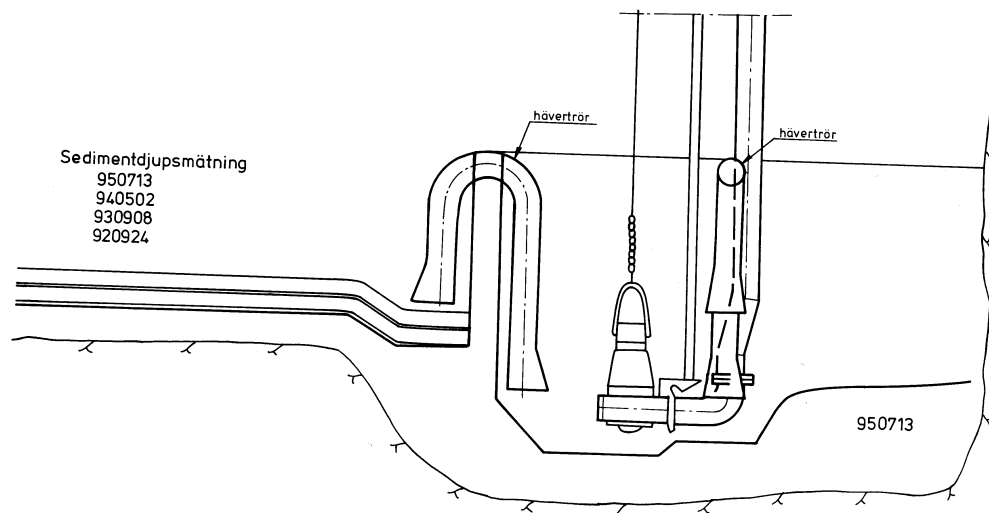


Bild 7.1 Hävertrören bör suga in vatten från ett större avstånd från botten.

Hävertrören bör suga in vatten med större avstånd från botten. I dag är avståndet mellan bassängbotten och hävertrören 10 cm. Sedimentdjupet överskred detta avstånd redan efter två år vilket gör att sediment sugs in i pumpsumpen via rören. Vid sedimentdjupsmätningen i juli 1995, tre år och tio månader efter idrifttagandet, var djupet vid hävertrören ca 20 cm.

7.8 Alternativa dagvattenstrategier

Vid dagvattenrening i avsättningsmagasin avskiljs en del föroreningar från dagvattnet. Man måste emellertid komma i håg att föroreningarna i stor utsträckning ansamlas i ett sediment vilket behöver omhändertas på ett långsiktigt hållbart sätt. Dagvattenrening är både kostsamt och utrymmeskrävande vilket motiverar en strategi där insatserna i första hand inriktas mot att begränsa föroreningskällorna.

Det bästa sättet att på allvar komma till rätta med dagvattenproblemet är att arbeta med åtgärder vid källorna så att föroreningar i minsta möjliga utsträckning hamnar i dagvattnet. Åtgärder måste sättas in för att till exempel förändra materialvalet inom biltillverkningen och byggindustrin, dessutom måste det totala transportarbetet minskas. Det är viktigt att arbeta både lång- och kortsiktigt med dessa frågor. Åtgärder måste också sättas in för att ta hand om det förorenade dagvattnet som trots allt uppstår och som idag hotar kvaliteten hos våra sjöar, vattendrag och reningsverksslam.

Genom andra typer av åtgärder såsom tätare intervall mellan tillfällena då vägen sopas kan mängden föroreningar i dagvattnet reduceras. Detta påverkar dock inte den totala mängden föroreningar som behöver hanteras. Genom att omsorgsfullt planera och genomföra halkbekämpningsinsatser kan också föroreningsmängderna i dagvattnet påverkas. Det är emellertid viktigt att i denna fråga noga väga trafiksäkerhetsaspekterna mot miljönyttan.

8. Referenser

- 1 Vattenprogram för Stockholm – sjöar och vattendrag. Programperioden 1994-1998. Miljöförvaltningen, Stockholm Vatten AB med flera förvaltningar, 1994
- 2 Stockholms avloppssystem Plan 1983, Stockholms VA-verk, 1983.
- 3 Miljöeffekter av vägdagvatten, VTI rapport nr 391, 1994, Lennart Folkesson Väg- och transportforskningsinstitutet
- 4 Råd enligt miljöskyddslagen och begäran om upplysningar för dagvatten från trafikleder och trafikplatser med utsläpp till recipienter samt råd för spolvatten till reningsverk, Miljöförvaltningen, 1995-06-22
- 5 Avsättningsmagasin Norra Länken funktion driftinstruktion, Stockholm Vatten AB, 931129
- 6 Miljörapport 1994, Stockholm Vatten AB
- 7 Spolvatten från trafiktunnlar. Rapport 11/2001, Stockholm Vatten AB, 2001

9. Bilageförteckning

	Bilaga nr.
Analysresultat, Inlopp	1
dag- och dränvatten	1:1
dagvatten	1:2
PAH i dagvatten	1:3
Analysresultat, Utlopp	2
dag- och dränvatten	2:1
dagvatten	2:2
PAH i dagvatten	2:3
Analysresultat, Sediment	3
avsättningsmagasinet	3:1
tunnelpumpsumpen	3:2
Analysresultat, Stickprov	4
utvärdering av stickprov avseende PAH, PCB och dioxin	4
dagvatten 1992	4:1
PAH 1992	4:2
PAH 1995	4:3
PCB 1992	4:4
dioxin 1992	4:5
Analysresultat, sedimenteringsförsök	5
Partikelstorleksbestämning	6
Nederbördsdata	7
Beteckningar	8
Massbalans	9