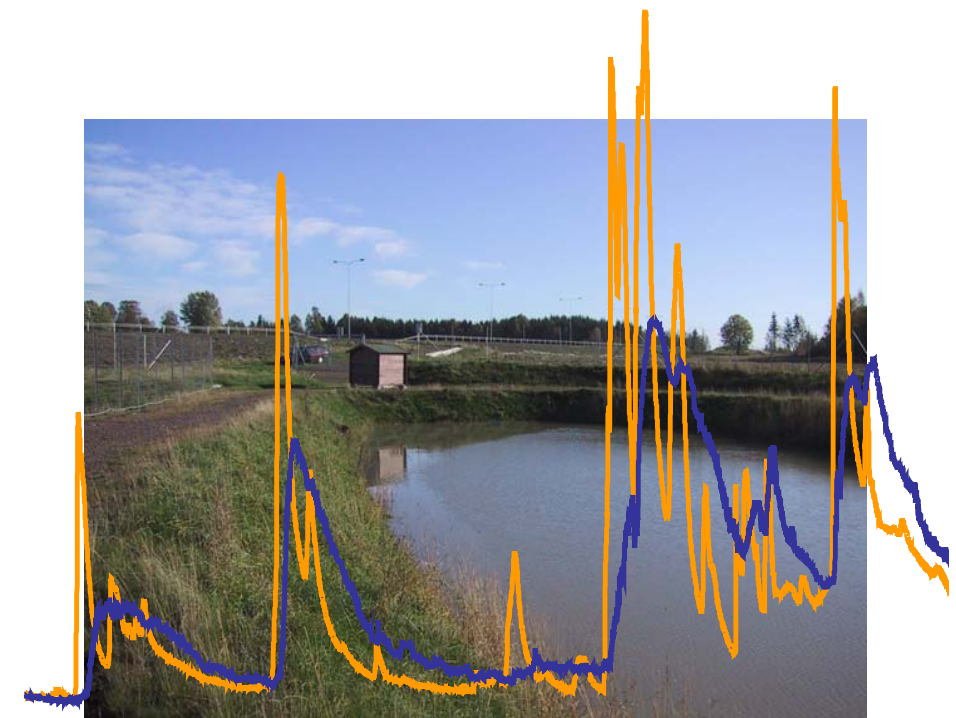




RAPPORT LNR 4935-2005

## PORECA

Forurensningsreduserende effekt  
av Nygård rense- og  
fordrøyningsbasseng for veg-  
avrenning, samt vegavrenning til  
Kjeksrudbekkene og  
Brekkebekken



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

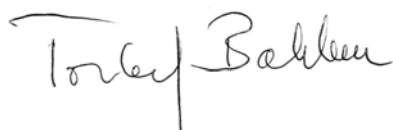
9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel <b>PORECA</b> Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken	Løpenr. (for bestilling) 4935-2005	Dato 05.12.2005
	Prosjektnr. Udemnr. 21031	Sider Pris 69
Forfatter(e) Torleif Bækken, Christina M. Avolio, Arne Veidel og Morten Willberg	Fagområde Samferdsel	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen, Vegdirektoratet og Statens vegvesen, Vestfold, Bragernes Prosjektkontor	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Typiske eksempler på forurensningsstoffer fra vei og veitrafikk er tungmetaller, PAH og veisalt. Stoffene finnes i svært ulike konsentrasjoner og har svært forskjellige kjemiske egenskaper. Det gjør dem ulikt tilgjengelige for mulige renseprosesser. Av den totale forurensningsproduksjonen vil en vesentlig andel nå veibanen, veiskråninger og grøfter langs veien direkte. Forurenset overvann fra veibanen når grøftene eller går direkte i sluk. I grøfter og veiskråninger vil en større eller mindre del av forurensningene holdes tilbake ved at overvannet infiltreres i vegetasjon og jordsmonn. Avrenningsvannet som etter hvert når sluk og rørsytemet ledes via ett eller flere sandfang før det slippes ut i en resipient, direkte eller via rense- og fordrøyningsbasseng. Denne undersøkelsen inneholder tre deler: Infiltrasjon av avrenningsvann fra veggen i steinfylling ved Kjeksrud, avrenning via sandfang til Brekkebekken, virkning av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng på avrenningsvann fra veg.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Vegforurensning</li> <li>Fordrøyningsbasseng</li> <li>Metaller</li> <li>Vegsalt</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Road pollution</li> <li>Retention basin</li> <li>Metals</li> <li>Road salt</li> </ol>
--	---



Torleif Bækken  
Prosjektleder



Stig A. Borgvang  
Forskningsleder



Øivind Sørensen  
Prosjektdirektør



# **PORECA**

Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken



## Forord

Det konstrueres stadig flere rense- og fordrøyningsbassenger langs nye hovedveger. Slike tiltak mot vegforurensning er forholdsvis nye i Norge, og det er derfor begrenset erfaring med og kunnskap om hvordan de fungerer. Statens vegvesen, ved Vegdirektoratet, og utbyggingsprosjekt for E18 (Prosjekt E18 Nord) i Vestfold ønsket å få mer kunnskap om dette. Det var samtidig ønsket mer dokumentasjon på hvordan forurensningstilførselen fra en hovedveg kan påvirke vannkvaliteten en liten bekke-resipient, samt en vurdering av om steinfyllinger kunne fungere som rensemedium. Stedene som ble valgt ut for undersøkelser lå alle langs den nye E18-traseen mellom Sande og Holmestrand i Vestfold. Disse var rense- og fordrøyningsbassenget ved Nygård, Brekkebekken og sprengsteinfyllingen ved Kjeksrud.

Arne Veidel og Morten Willberg, NIVA har hatt ansvar for installasjon og oppfølging måleteknisk utstyr. Christina M. Avolio NIVA har bearbeidet data fra de kontinuerlige målingene.

Prosjektet er finansiert av Vegdirektoratet og Prosjekt E18 Nord. Prosjektgruppen har bestått av Jon Krokeborg (Vegdirektoratet), Karl Høiland (Prosjekt E18 Nord), Grethe Bodholt (Prosjekt E18 Nord) og Torleif Bækken (NIVA). Prosjektleder for vegvesenet har vært Grethe Bodholt og ved NIVA undertegnede. Alle takkes for et godt samarbeid.

Oslo 05.12.2005

Torleif Bækken

---



## Sammendrag

Forurensninger fra vei og veitrafikk har i hovedsak kilder som avgasser og slitasjeprodukter fra biler og produkter fra vedlikehold av veien. Typiske eksempler på forurensningsstoffer fra vei og veitrafikk er tungmetaller, PAH og veisalt. Stoffene finnes i svært ulike konsentrasjoner og har svært forskjellige kjemiske egenskaper. Det gjør dem ulikt tilgjengelige for mulige renseprosesser. Av den totale forurensningsproduksjonen vil en vesentlig andel nå veibanen, veiskråninger og grøfter langs veien direkte. Forurenset overvann fra veibanen når grøftene eller går direkte i sluk. I grøfter og veiskråninger vil en større eller mindre del av forurensningene holdes tilbake ved at overvannet infiltreres i vegetasjon og jordsmonn. Avrenningsvannet som etter hvert når sluk og rørsystemet ledes via ett eller flere sandfang før det slippes ut i en resipient, direkte eller via rense- og fordrøyningsbasseng.

Vegvesenet ønsket i dette prosjektet å belyse tre problemstillinger i forbindelse med veiforurensning og tiltak hvorav punkt 3 skulle ha hovedfokus:

1. Er en sprengsteinrøys som veifyllingen til E18 ved Kjeksrud i Vestfold egnet som rensemedium for veiforurensninger? Vurderes utfra prøvetaking av forurensningsparametere nedstrøms røysa.
2. Hvordan påvirkes en liten vannresipient av urensset avrenningsvann fra ny E18 parsell. Overvåkning av forurensningsparametere i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms kryssing av E18 sør for Sande i Vestfold..
3. Tiltak mot forurensning. Hvordan fungerer rense- og fordrøyningsbassengene som er konstruert langs den nye E18 i Vestfold. Bassenget ved Nygard anvendes som eksempel-studie (case study).

Prosjektet inneholder derfor tre deler.

### **1. Kjeksrudbekkene.**

Infiltrasjon i steinfylling ved Kjeksrud. Ved infiltrasjon i grunnen kan en stor del av miljøgiftene holdes tilbake. Ved Kjeksrud, ved den nye E18 i Vestfold, ligger veggen på en stor steinfylling, røys. Avrenningsvann kunne spores i bekker. Det ble gjort en vurdering av røysas egenskaper til å rense avrenningsvann fra veggen.

Bekker som mottar avrenning fra vegfyllingen ved Kjeksrud hadde forhøyede konsentrasjoner av en rekke kjemiske stoffer typiske for overflateavrenning fra veg. Den forhøyede saltkonsentrasjonen er forårsaket av vegsalt som renner gjennom fyllingen. Tungmetallene kan også komme fra overflateavrenning, men vi kan ikke utelukke at disse også er løst fra selve sprengsteinfyllingen. Sprengstoffrester i fyllingen medførte høye nitrogenkonsentrasjoner. Natriumioner fra vegsaltet holdes noe tilbake enten i grøft og vegkant eller i fyllingen. Dette kan tyde på at også andre metaller vil kunne bindes på tilsvarende steder. Generelt er imidlertid steinmasser ikke et optimalt medium for å binde opp vegforurensninger. Vannkvaliteten i de undersøkte bekkene ved Kjeksrud var påvirket både av vegsalting og av generell forurensning fra veganlegget. Påvirkningsgraden vurderes imidlertid som moderat.

### **2. Brekkebekken.**

Tradisjonelt går overvannet fra veg bare via sandfang før det slippes til resipienten. Sandfang har begrenset renseevne, og vil bare ta unna de tyngste partiklene. Ved stor vannføring vil det også foregå en resuspensjon av de lettere partiklene i sandfanget. Virkning av denne type påslipp på vannkvaliteten ble overvåket i en liten bekk, Brekkebekken, der hvor den passerer E18 i en lengre kulvert sør for Sande.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av vegforurensninger i Brekkebekken var forholdsvis lave for de fleste parametre. Ofte var de å finne i forurensningsklasse I eller II (ubetydelig- eller moderat forurenset vann) sett i forhold til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet. Maksimumskonsentra-



sjonene var imidlertid ofte meget høye og tilsvarte sterkt- (klasse IV) eller meget sterkt- (klasse V) forurensset vann. Dette var tilfelle med vegsalt og de fleste tungmetallene. Den prosentvise økningen i konsentrasjoner fra oppstrøms vegen til nedstrøms var betydelig for de fleste forurensningsstoffene sett som gjennomsnittskonsentrasjoner, men særlig for maksimumskonsentrasjoner. Episoder med høye konsentrasjoner av forurensninger må forventes å opptre hyppigere enn observert ved disse stikkprøvene.

### **3. Nygård rense- og fordrøyningsbasseng.**

I Norge er det ganske nytt at det bygges basseng for å rense vegavrenning og fordrøye avrenning- og forurensningstopper. En rekke rense- og fordrøyningsbasseng er bygget langs den nye E 18 i Vestfold. Disse bassengene ble konstruert med den hensikt å fange opp partikkelforurensninger, fortynne den første konsentrasjonstoppen av vannløselige- og suspenderte forurensninger i en avrenningsepisode, samt å flate ut vannføringstopper etter kraftig regnvær.

Innledningsvis i prosjektet ble det observert at en del av rense- og fordrøyningsbassengene langs E18 i Vestfold bare delvis fungerte etter hensikten, mest trolig på grunn av konstruksjonsmessige årsaker. Det er ikke gjort noen systematisk undersøkelse av alle bassengene, men vi observert at bassenger som var beregnet å ha permanent vannspeil har vært helt eller delvis tørre. Årsaken kan være at veiskuldre og veggrøfter ikke er tilstrekkelig tett, og at vannet derfor går i grunnen og ikke til overvannssystemene, eller at det er lekkasjer eller feilkoblinger i rørsystemet under veis til bassengene. Typiske for denne situasjonen var bassengene ved Kjeksrud. Ved bassenget ved vegkryssingen på Island var det permanent vannspeil. Innløpsvannet kom imidlertid fra grunnen og ikke via innløpsrøret. Det er uklart om dette vannet inneholder overflateavrenning fra vegen eller om det bare er grunnvann eller en bekk på avveier.

Nygård rensbasseng syntes i utgangspunktet å fungere tilfredsstillende m.h.t. vannføring i innløpsrøret, og i å holde på et permanent vannspeil. Det ble derfor valgt ut for detaljstudier. Bassengets vannflate er omkring 80 m lang og 16 m bred ved normal vannstand på 1 m. Bassenget består av to hoveddeler. Ved innløpet er det et støpt slambasseng skilt fra hovedbassenget ved en terskel. Hovedbassenget er gravd ut i naturlige masser og tett med duk og leire. Det totale volumet ved 1 dyp er ca 1550 m<sup>3</sup>. Slambassenget utgjør mindre enn 10 % med et volum på ca 104 m<sup>3</sup>. Bassenget har dykket utløp for å hindre eventuell olje eller andre flytende stoffer å nå resipienten.

Det ble påvist lekkasje i bassenget de første årene, men det syntes å tette seg etter hvert. Rørsystemet for overflateavrenningen fra vegen drenerer også høyt grunnvann. Det medfører at bassenget tilføres vann også i perioder uten veiavrenning. Grunnvannet tynner ut avrenningsvannet fra vegen. Det har redusert konsentrasjonene av forurensninger i vannet.

Det er liten grad av oppstuvning av vann i bassenget. Flommtopper av den størrelse som er målt over undersøkelsesperioden dempes lite. Den teoretiske oppholdstiden ved midlere vannføring (1,84 L/s) er ca. 10 døgn. Ved maksimum målt vannføring (ca. 20 L/s) er teoretisk oppholdstid ca. ett døgn. Målinger av kjemiske pulser ved innløp og utløp viser at den reelle oppholdstiden er mindre, og at bare deler av vannmassene i bassenget anvendes for fortynning/opphold. Under vintersituasjoner med is kan det effektive vannvolumet reduseres betydelig. Omkring 40 % reduksjon ble observert. Ved snøsmelting i milde perioder vinter og vår, vil den reduserte oppholdstiden komme samtidig med situasjoner med potensielt mye forurensninger i avrenningsvannet, og gi større forurensningsstøt i resipienten enn ellers.

Forurensningstopper av partikler dempes betydelig i bassenget. Under perioder med liten vanngjennomstrømning øker partikkelkonsentrasjonen i den dypeste delen av bassenget. Ellers fordeler de små partiklene som kommer over i hovedbassenget, seg lett i hele vannmassen. En kraftig algebegroing i bassenget fanger store mengder partikler. Omkring 1.8 tonn partikler holdes tilbake i bassenget hvert år, mest små leirpartikler. Sedimentlaget på bunnen av sedimentasjonsbassenget er fremdeles forholdsvis lite, omkring 5-15 cm tykt. I hovedbassenget er det meget lite, omkring 1-2 cm tykt. Det vil derfor

gå mange år mellom hver gang det er behov for å tømme sedimentasjonsbassenget for slam. Fordi størsteparten av partiklene som kommer inn til bassenget er små vil det lett foregå en resuspensjon ved stor vannføring.

Forurensningstopper av vegsalt dempes betydelig gjennom bassenget. Saltholdig vann er tyngre enn vanlig ferskvann. Det legger seg derfor langs bunnen av bassenget. De høyeste saltkonsentrasjonene er observert langs bunnen av sedimentasjonsdelen ved innløpet. Noe av saltvannet vil imidlertid blandes inn i deler av det øvrige bassengvannet: det vises som reduserte salttopper ved utløpet en tid etter at det ble observert ved innløpet. I perioder med lite salt avrenningsvann vil etter hvert det salte vannet tynnes ut. Slik porsjoneres det fortynnet salt vann videre ut i resipienten. Alle detaljstudiene har vist at det alltid har vært et mer eller mindre tykt skikt saltholdig vann langs bunnen.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av tungmetaller i innløpsvannet til rensebassenget var forholdsvis lave til å være i vegavrenning. Også konsentrasjonene av PAH lave. Årsaken er 1) fortynning av grunnvann og 2) tilbakeholdelse/rensing i grøftesystemet. Det er å forvente at konsentrasjonen i avrenningen vil øke med økt akkumulering i grøftene over tid. Prøver i selve bassenget viste også lave konsentrasjoner både i vannet og i bunnsedimentet.

Partikkelmengden som legges igjen i bassenget var omkring 1.8 tonn. Den årlige tilførselen av tungmetaller var klart størst for jern med omkring 32 kg/år. Dernest kom krom, nikkel, sink og kobber med tilførsler mellom ca 0.3 og 0.7 kg/år. Bassenget hadde en tydelig renseeffekt på alle de målte metallene. Den største virkningen ble registrert for krom og nikkel der mer enn 90 % av tilførslene ble holdt tilbake i bassenget. For de andre metallene var det ikke store forskjeller. For bly, arsen, kobber, kadmium og jern var det fra 40 % til 58 % tilbakeholdelse i bassenget. For vanadium var det ca 30 %.

Det ligger en betydelig utfordring i å konstruere bassengene slik at de fungerer. For det første må vannet nå frem til bassengene. For det andre bør utforming av bassengene optimaliseres sett i forhold til rensing og fordrøyning. For det tredje bør de fungere godt estetisk i landskapet. Sett ut fra Nygård - bassenget er det sannsynligvis mulig for å redusere arealet på bassengene uten å redusere rensing - og fordrøyningsegenskapene. Andre typer løsninger bør også vurderes ved konstruksjoner av fremtidige basseng, f.eks. ved å anlegge basseng med konstruerte våtmarksdelar. Det kan gi økt renseeffekt og gi bedre visuelt uttrykk.

## Summary

Title: PORECA – Pollution Reduction Capacity of a Retention Basin

Year: 2005

Author: Torleif Bækken

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4627-4

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>10</b>
<b>2. Kjeksrudbekkene</b>	<b>12</b>
2.1 Områdebeskrivelse	12
2.2 Metode og materiale	13
2.3 Resultater	14
2.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere	14
2.3.2 Vegsalt	14
2.3.3 Tungmetaller	16
2.4 Konklusjon	17
<b>3. Brekkebekken</b>	<b>18</b>
3.1 Områdebeskrivelse	18
3.2 Metode og materiale	19
3.3 Resultater	20
3.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere	20
3.3.2 Vegsalt	20
3.3.3 Tungmetaller	23
3.4 Konklusjon	26
<b>4. Nygård rense og fordrøyningsbasseng</b>	<b>27</b>
4.1 Områdebeskrivelse	27
4.2 Metoder og materiale	29
4.2.1 Valg av basseng	29
4.2.2 Kontinuerlige målinger	30
4.2.3 Enkeltprøver	30
4.2.4 Bassengstudier	30
4.2.5 Kjemiske analyser	31
4.3 Resultater	31
4.3.1 Vannføring	31
4.3.2 Vannets oppholdstid i bassenget	34
4.3.3 Temperatur	35
4.3.4 Turbiditet	38
4.3.5 Konduktivitet	41
4.3.6 Bassengstudier	44
4.3.7 Forurensninger i sedimentet	54
4.3.8 Forurensningstilførsler	56
4.3.9 Forurensningsbudsjett	62
4.3.10 Forurensningsreduksjon	63
4.3.11 Biologi i bassenget.	64
4.4 Konklusjon	64
<b>5. Referanser</b>	<b>66</b>



# 1. Innledning

Forurensninger fra vei og veitrafikk har i hovedsak kilder som avgasser og slitasjeprodukter fra biler og produkter fra vedlikehold av veien. Av den totale forurensningsproduksjonen vil en vesentlig andel nå veibanen, veiskråninger og grøfter langs veien direkte. Forurenset overvann fra veibanen når grøftene eller ledes direkte til sluk. I grøfter og veiskråninger vil en større eller mindre del av forurensningene holdes tilbake ved at overvannet infiltreres i vegetasjon og jordsmonn. Avrenningsvannet som etter hvert når sluk og rørsystemet ledes via ett eller flere sandfang før det slippes ut i en resipient, direkte eller via rense- og fordrøyningsbasseng.

Typiske eksempler på forurensningsstoffer fra vei og veitrafikk er tungmetaller, PAH og veisalt. Stoffene finnes i svært ulike konsentrasjoner og har svært forskjellige kjemiske egenskaper. Det gjør dem ulikt tilgjengelige for mulige renseprosesser. Salt er lett løselig i vann, finnes i høye konsentrasjoner og er vanskelig å rense, mens de fleste tungmetaller samt PAH finnes i små mengder, de er lite vannløselige og kan i stor grad renses ved utfelling av partikler. Den videre effekten av vegforurensningen i resipienten er lite studert i Norge, men studier i Padderudvannet viser at vegforurensninger får virkninger både på vannkvalitet og biologiske forhold (Bækken & Jørgensen 1994, Bækken & Færøvig 2004).

Ved infiltrasjon i grunnen kan en stor del av miljøgiftene holdes tilbake. Ved Kjeksrud ved den nye E18 i Vestfold ligger veien på en stor steinfylling. Det ble konstatert at overvannet ikke fulgte grøfter, sluk og rørsystemene til de anlagte rense- og fordrøyningsbassengene. Derimot forsvant vannet i grunnen. Vegvesenet ønsket å få en vurdering om denne type steinfylling kunne virke som et rense-system.

Vanligvis går overvannet bare via tradisjonelle sandfang før det når resipienten. Sandfang har begrenset renseevne og vil bare ta unna de tyngste partiklene. Ved stor vannføring vil det også foregå en resuspensjon av de lettere partiklene i sandfanget. Trolig vil en stor del av forurensningene som når sluk- og rørsystemene også nå resipienten. Disse forholdene ble ønsket overvåket i en liten bekk, Brekkebekken, der den passerer E18 i en lengre kulvert sør for Sande.

I Norge er det ganske nytt at det bygges basseng for å fordrøye avrenning- og forurensningstopper fra vei. En rekke fordrøyningsbasseng er bygget langs den nye E 18 i Vestfold. Disse bassengene ble konstruert med den hensikt å fange partikkelforurensninger, fortynne den første konsentrasjonstoppen av vannløselige- og suspenderte forurensninger i en avrenningsepisode, samt å flate ut vannførings-topper etter kraftig regnvær. Tiltakene skulle bidra til å redusere den total forurensningstilførselen til vannresipientene.

Forurensningen tilføres bassenget som ulikt store partikler og/eller i vannløst form. Størstedelen av metaller og organiske mikroforurensninger er bundet til partikler, mens vegsalt, noen organiske forurensninger og tilstandsformer av metaller er i vannløsning. De minste partiklerne kan være fordelt i vannfase selv i stillestående vann, og sedimenterte partikler kan resuspendere fra bunnslammet i bassenget under flomepisoder og transporteres til resipienten. De minste partiklene har som oftest den høyeste konsentrasjonen av forurensninger.

Hvor effektive fordrøynings/resebassenger er til å filtrere ut forurensninger er uklart. Flere studier har vist varierende kapasitet til å redusere forurensningen. Størrelsen på bassenget i forhold til vanngjennomstrømningen, vannets oppholdstid, er en viktig egenskap. Tilførte partikler må gis nok tid til å sedimentere, og flomtopper, samt forurensningstopper i avrenningen må dempes. Ulike konstruksjoner og typer av basseng kan ha ulike virkninger. Dette er imidlertid forhold som ikke er del av dette prosjektet.

Vegvesenet ønsket i dette prosjektet å belyse tre problemstillinger i forbindelse med veiforurensning og tiltak hvorav punkt 3 skulle ha hovedfokus:

1. Er en sprengsteinrøys som veifyllingen til E18 ved Kjeksrud i Vestfold egnet som rensemedium for veiforurensninger? Vurderes utfra prøvetaking av forurensningsparametere nedstrøms røysa.
2. Hvordan påvirkes en liten vannresipient av urensset avrenningsvann fra ny E18 parsell. Overvåkning av forurensningsparametere i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms kryssing av E18 sør for Sande i Vestfold..
3. Tiltak mot forurensning. Hvordan fungerer rense- og fordrøyningsbassengene som er konstruert langs den nye E18 i Vestfold. Bassenget ved Nygard anvendes som eksempel-studie (case study).

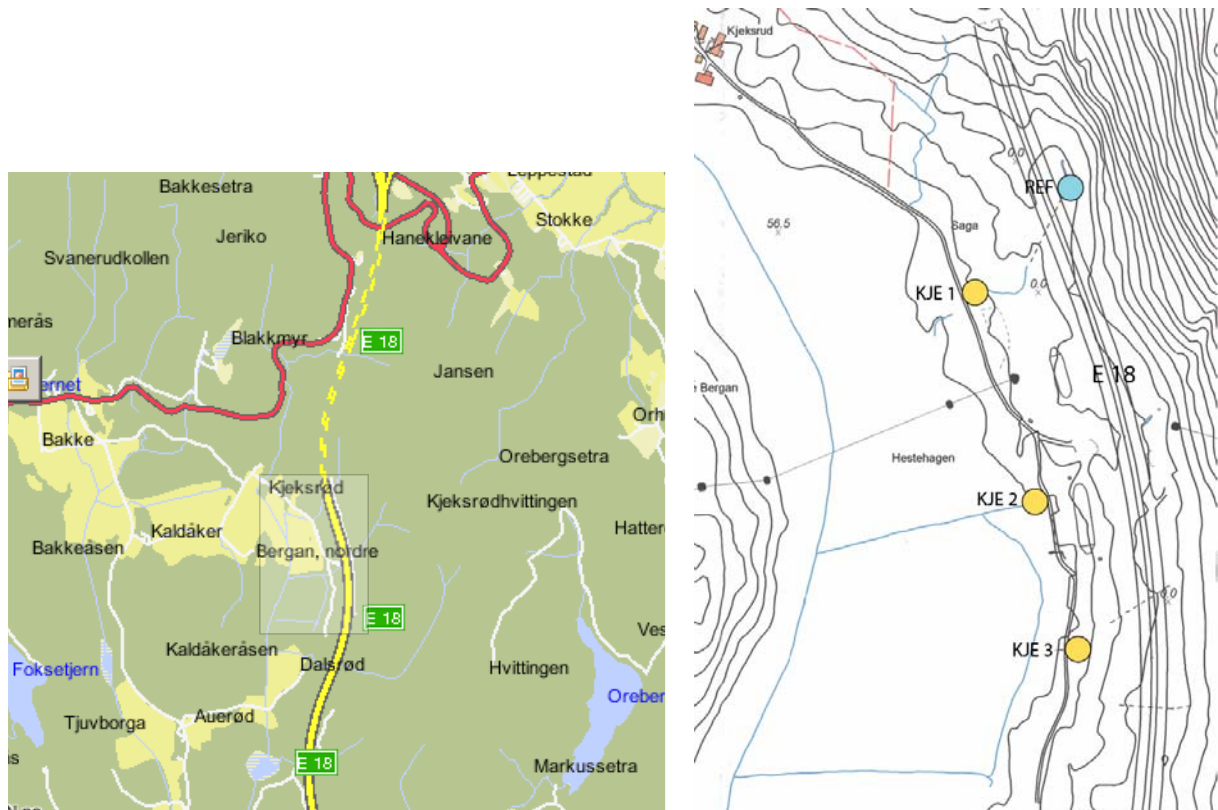
## 2. Kjeksrudbekkene

### 2.1 Områdebeskrivelse

E18 forbi Kjeksrudområdet ligger på en fylling av sprengstein. Langs denne strekningen ble det bygget to bassenger med tanke på fordrøyning av avrenningsvann fra veien samt for å bidra med rensing av dette (**Figur 2**).

Det viste seg imidlertid av overvannet fra veien ikke fulgte grøfter til sluk og rør og videre til bassengene. Bassengene var i stor grad tørrlagte. Overvannet hadde åpenbart i stor grad gått direkte i røysa og til underliggende masser der den ikke var tilstrekkelig tettet.

Innledende målinger i felt viste klart forhøyede konduktivitetsverdier i vann fra enkelte bekker og vannsig nedstrøms fyllingen. Vannprøvene inneholdt også høye nitrogenverdier, noe som bekreftet at vannet rant gjennom sprengsteinfyllingen. På denne bakgrunn ble det plukket ut 3 stasjoner fra dette området som skulle overvåkes; KJE 1, KJE 2 og KJE 3 (**Figur 1**). En referansestasjon REF ble lagt oppstrøms veien. Denne ble bare prøvetatt før veien ble åpnet.



**Figur 1.** Oversikt over Kjeksrudområdet og detaljkart med prøvetakingsstasjoner. Lys firkant angir kartutsnitt.





**Figur 2.** Fylling, basseng og samløp mellom to bekker fra fyllingsområdet.

## 2.2 Metode og materiale

Vannprøvene ble tatt av representanter fra vegvesenet, etter forutgående innføring av personell fra NIVA. Prøvene ble snarest sendt til NIVAs kjemiske laboratorium i Oslo for analyse. I Kjeksrudbekkene ble det tatt stikkprøver for analyse av generelle vannkvalitetsparametere og tungmetaller.

Etter vurdering av problemstilling og resultater underveis, ble det besluttet å avslutte prøvetakingen i Kjeksrudbekkene etter det første året. Prøvetakingen startet 02.10.2001 og ble dermed avsluttet 21.06.2002. Vegen ble åpnet for trafikk 31.10.2001.

Følgende generelle vannkvalitetsparametere ble analysert: pH, konduktivitet, kalsium (Ca), natrium (Na), klorid (Cl), total nitrogen (tot N), ammonium (NH<sub>4</sub>-N), total fosfor (tot P) og fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P).

Følgende tungmetaller ble analysert på ICP-MS: kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V) og sink (Zn). I tillegg ble arsen analysert (As).

## 2.3 Resultater

### 2.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere

Vannet i referanseprøven oppstrøms vegfyllingen var svakt surt med en pH på ca 6,6 (**Figur 3**). I de øvrige prøvene, tatt nedstrøms vegfyllingen, var pH til dels mye høyere, med en variasjon mellom ca 7,2 og ca 8,1. De forhøyede pH verdiene skyldes trolig en kombinasjon av alkalisk avrenning fra selve steinen i røysa, vegavrenning og ikke minst betong- og sprengstoffrester etter tunnelarbeidene.

Konduktiviteten måler den samlede konsentrasjonen (som evne til å lede strøm) av kjemisk løste salter. Referanseverdien ved REF var lav. Utover vinter og vår 2002 var verdiene langt høyere med maskimalverdi ved KJE 2 på ca 90 mS/m. Konduktiviteten i vegavrenning er ofte korrelert med bruk av veisalt.

Konsentrasjonene av nitrogen var variable, og de var tidvis langt over referanseprøvene oppstrøms vegfyllingen. De forhøyede konsentrasjonene både av total nitrogen og ammonium har trolig sammenheng med utlekking av sprengstoffrester fra vegfyllingen (Bækken 1998).

Konsentrasjonene av fosfor (Tot P) var forholdsvis lave i alle prøvene, og varierte mellom 2 og 10 µg/L. Verdiene av fosfatfosfor var mellom 0 og 3 µg/L. Fosfor er det normalt viktigste vekstbegrensende næringsstoffet i ferskvann og kan gi uønsket algebegroing ved økte tilførsler (eutrofiering).

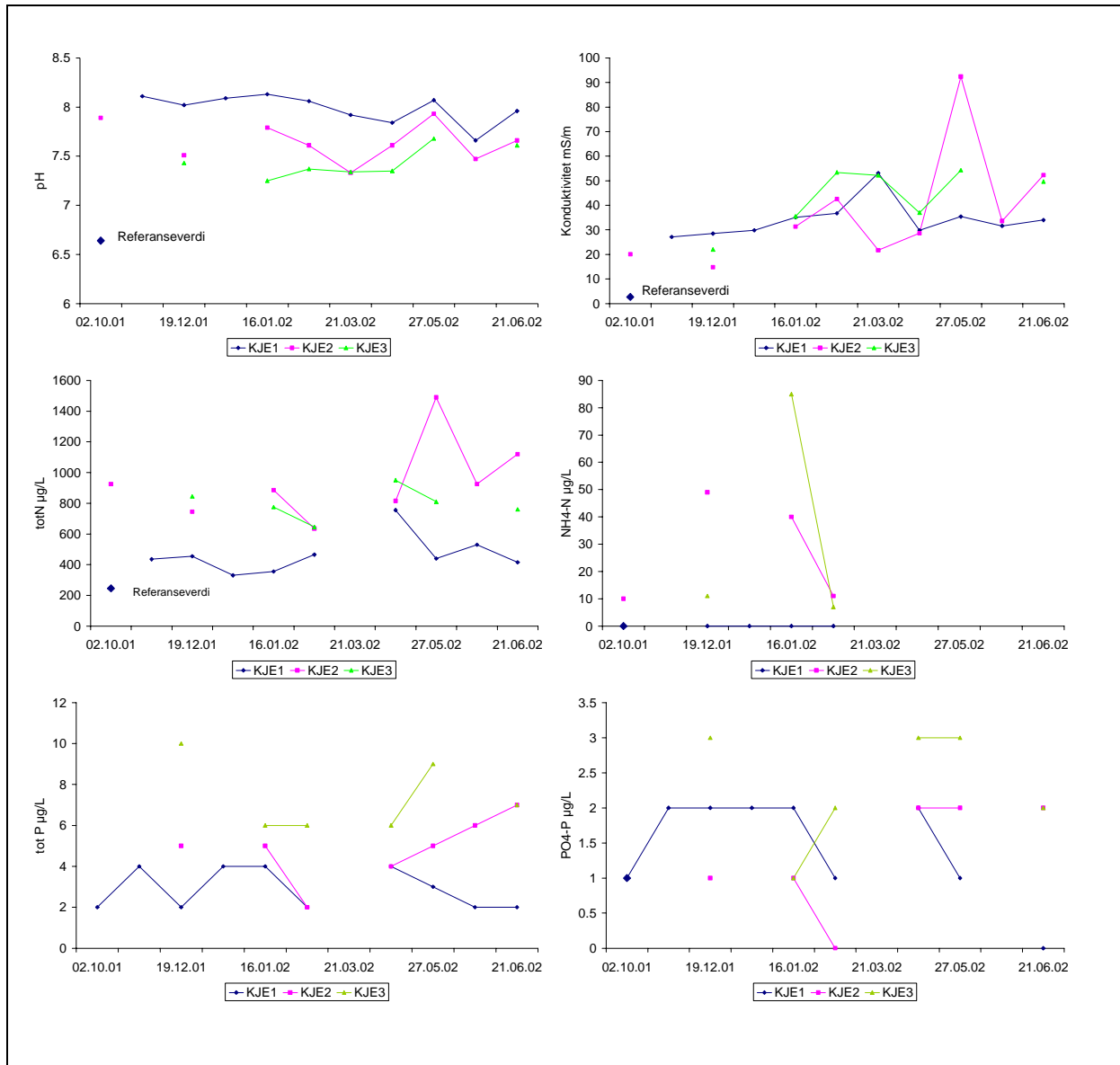
Det ble funnet klart forhøyede konsentrasjoner av kalsium (Ca) i Kjeksrudbekkene med verdier mellom ca 20 og 90 mg/L. Kalsiumsalter bidrar også vesentlig til konduktiviteten. Kalsiumkilder kan være lokalt- eller tilført jordsmonn, veislitasje og veisalt. Ofte registreres det forhøyede konsentrasjoner av kalsium (Ca) i veiavrenning, og den er i det minste en delforklaring på de høye verdiene registrert på våren. Det ble imidlertid også påvist forhøyede verdier før veien ble åpnet for trafikk, noe som antyder avrenning fra tilførte masser under veibyggingen (for eksempel marin leire). Kalsium anses som oftest ikke å ha noen uheldige forurensningseffekter.

### 2.3.2 Vegsalt

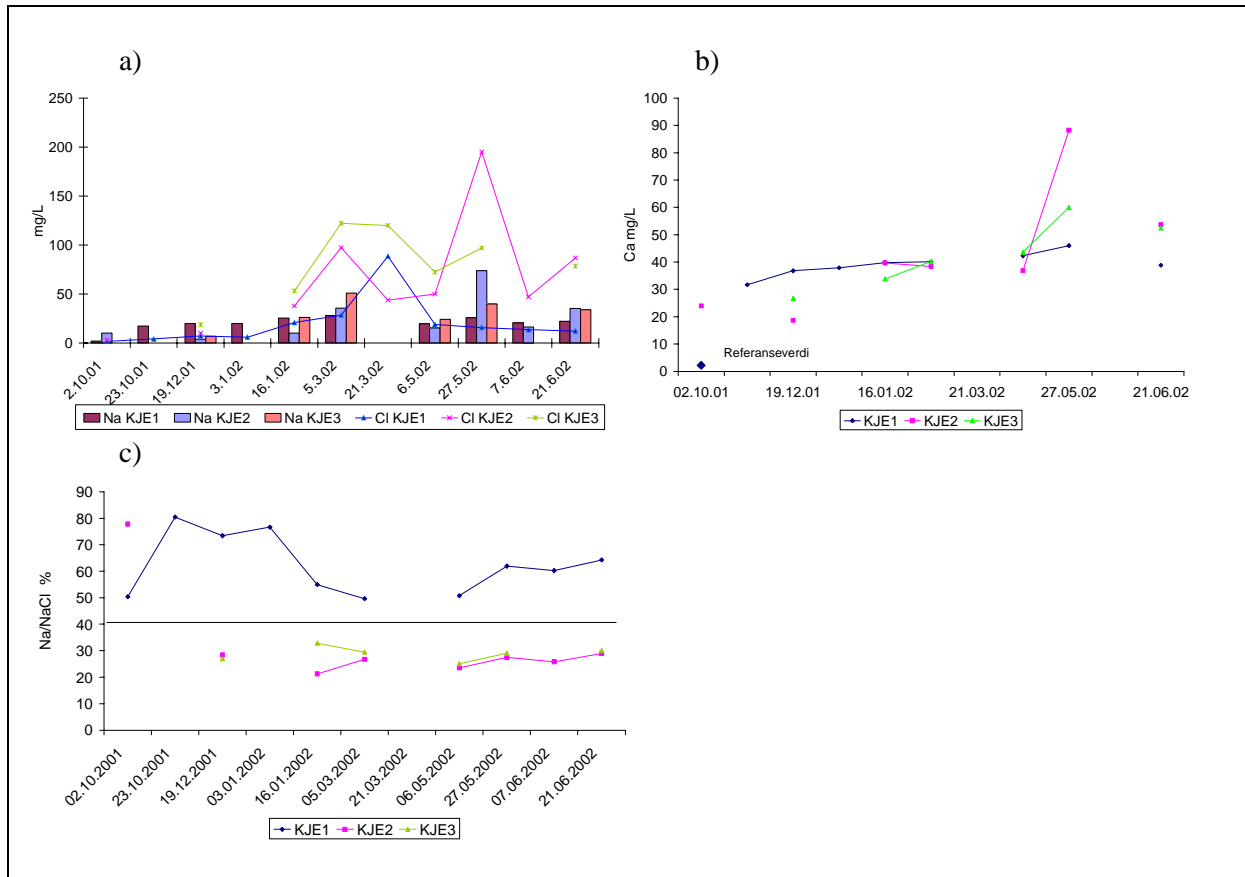
Vegsalt (NaCl) syntes å være den viktigste parameteren som påvirket konduktiviteten i prøvene fra Kjeksrudbekkene. Det var en klar samvariasjon mellom konduktivitet og klorid. De hadde samtidige topper utover våren 2002. Kloridkonsentrasjonen nådde maksimum på ca 200 mg/L ved KJE 2 våren 2002. Det ble samtidig funnet en topp i konsentrasjonen av natrium (Na) på 74 mg/L.

Forholdet mellom massen av Na og Cl i NaCl er ca 4:6. Ved KJE 1 var det alltid relativt mer Na enn i vegsalt (**Figur 4**). Na utgjorde mellom ca 50 og 80 % av Na +Cl. Det innebærer at det er andre kilder enn veisalt til Na på denne stasjonen. Konsentrasjonen av Cl var dessuten forholdsvis lav og andre salter enn vegsalt er trolig dominerende i prøven. På KJE 2 og KJE 3 utgjorde Na omkring 20-30 %. Dette er mer som forventet etter at vegsalt har passert jordsmonn. Na bindes vanligvis til en viss grad i jordsmonnet, mens Cl er mer mobilt og går igjennom.

Det at Na synes å bindes opp mellom veien og målestedet antyder at det også bindes opp andre metaller som kommer via vegavrenningen. Hvor lenge en slik eventuell effekt vil vare er ukjent, men det avhenger av karakteren av massene vannet filtreres gjennom. Vannet vil etter all sannsynlighet lage seg mer eller mindre faste traseer gjennom fyllingen. Bindingmulighetene for metallene vil etter hvert bli mindre både fordi avrenningen trolig foregår konsentrert i bestemte strømningslag og fordi bindingskapasiteten for kationer (metaller) på organiske eller uorganiske partikler etter hvert kan bli brukt opp..



**Figur 3.** Konsentrasjoner av utvalgte kjemiske parametere, 2001-2002, i tre bekker/stasjoner ved Kjeksrud (KJE1, KJE2, KJE3) som mer eller mindre mates av vann via røysa E18 ligger på. Trafikken startet 31.10.2001. Referanseverdi fra bekk oppstrøms E18 før trafikken ble satt på, er angitt der dette er målt.

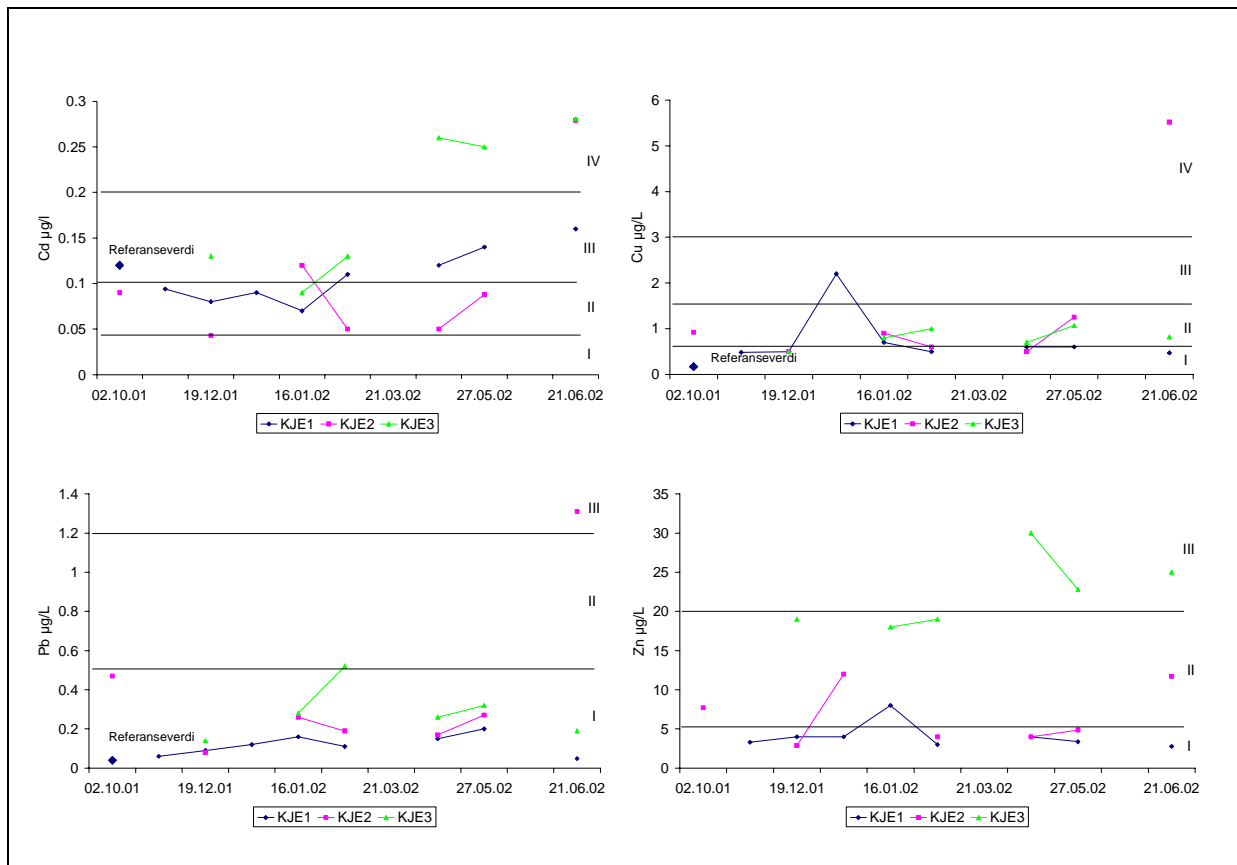


**Figur 4.** Konsentrasjoner av a) Na og Cl, b) Ca, og c) masseforholdet mellom Na og NaCl på de tre stasjonene. I figur c) representerer 40 % linjen forholdet i rent NaCl salt.

### 2.3.3 Tungmetaller

Referanseprøven viste lave konsentrasjoner for de fleste metallene. Unntak var kadmium (Cd) som hadde noe forhøyet verdi sett i forhold til normale bakgrunnsverdier (**Figur 5**). De øvrige konsentrasjonene av kadmium var oftest å finne i tilstandsklasse II og III i henhold til SFTs klassifikasjonssystem (moderat og markert forurenset), men prøvene våren 2002 på KJE 3 hadde enda høyere konsentrasjoner tilsvarende klasse IV, ”sterkt forurenset”. Noe av den samme situasjonen ble funnet for kobber. For bly og sink var konsentrasjonen relativt sett noe lavere, men også her ble de høyeste konsentrasjonene funnet våren 2002. Selv om det sier noe om normale eller unormale konsentrasjonsnivåer, må SFTs klassifikasjonssystem anvendes med varsomhet på denne typen lokaliteter. Dette er små, mer eller mindre temporære bekker som systemet ikke er beregnet for.

Det er vanskelig å fastslå ut fra denne studien i hvilken grad fyllingen kan bidra til å redusere tungmetallforurensninger fra veien til resipientene. Konsentrasjonene på bekkestasjonene varierte mye. De var stort sett lave for metaller som vanligvis er utpreget partikkelbundet, som for eksempel bly. Generelt kan det forventes, som nevnt over for Na, at metaller bindes spesielt til organiske, men også i en viss grad til uorganiske partikler. Vi forventer imidlertid ikke at det vil foregå særlig binding av metaller i fyllinger som stort sett består av stein. Steinmasser er ikke et optimalt bindingsmedium. Dessuten vil vannet sannsynligvis renne som bekker de samme stedene hver gang og derved redusere kontakten mellom vann og partikler i røysa. Høy saltkonsentrasjon kan redusere bindinggraden av metallene til jordpartiklene, og sågar øke løseligheten.



**Figur 5.** Konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller 2001/2002 i tre bekker/stasjoner ved Kjeksrud (KJE1, KJE2, KJE3) som mer eller mindre mates av vann via røysa E18 ligger på. Trafikken startet 31.10.2001. Referanseverdi fra bekk oppstrøms E18 før trafikken ble satt på er angitt der dette er målt.

## 2.4 Konklusjon

Bekker som mottar avrenning fra vegfyllingen ved Kjeksrud hadde forhøyede konsentrasjoner av en rekke kjemiske parametere typiske for overflateavrenning fra veg. Den forhøyede saltkonsentrasjonen er forårsaket av vegsalt som renner gjennom fyllingen. Tungmetallene kan også komme fra overflateavrenning, men vi kan ikke utelukke at disse også er løst fra selve sprengsteinfyllingen. Sprengstoffrester i fyllingen medførte høye nitrogenkonsentrasjoner. Resultatene tyder på at natriumioner fra vegsaltet holdes noe tilbake enten i grøft og vegkant eller i fyllingen. Det antyder at også andre metaller vil bindes på tilsvarende steder. Generelt er imidlertid steinmasser ikke et optimalt medium for å binde opp veiforurensninger. Vannkvaliteten i de undersøkte bekkene ved Kjeksrud var påvirket både av vegsalting og av generell forurensning fra veganlegget. Påvirkningsgraden vurderes imidlertid som moderat.

## 3. Brekkebekken

### 3.1 Områdebeskrivelse

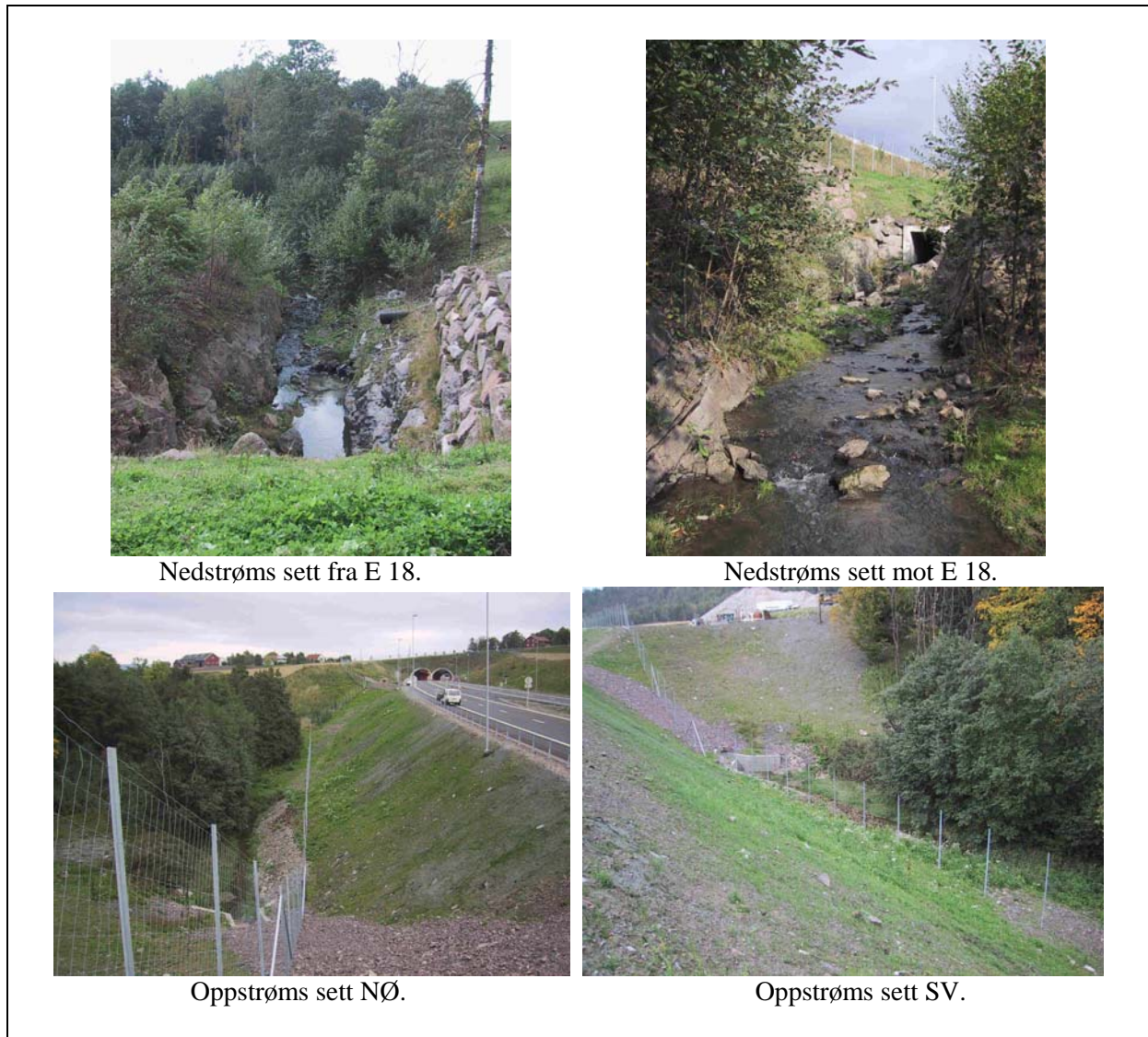
Brekkebekken er en liten bekk som passerer under E18 gjennom en lengre kulvert. Bekken mottar avrenning fra vegen via sluk, rør og sandfang. Det er ikke anlagt fordrøynings/renebasseng før utslipp til bekken.

Bekken renner gjennom et jordbruksområde. Det er gårdsbruk med husdyr både oppstrøms og nedstrøms veien.

Det ble tatt vannprøver fra to stasjoner: "Brekkebekken oppstrøms" er tatt ved innløpet til kulverten. Det innebærer at stasjonen også fanger opp eventuell avrenning fra jordbruksaktiviteten nær kulverten, men også eventuell avrenning fra veiskråningen på denne siden av veien (**Figur 7, Figur 6**).



**Figur 6.** Beliggenhet av Brekkebekken og stasjonsplassering oppstrøms og nedstrøms E 18. Blå farge viser hvor bekken går åpent, mens svart viser hvor bekken går i kulvert.



**Figur 7.** Prøvetakingsstasjonene i Brekkebekken.

### 3.2 Metode og materiale

Vannprøvene ble tatt av representanter fra vegvesenet, etter forutgående innføring av personell fra NIVA. Prøvene ble snarest sendt til NIVAs kjemiske laboratorium i Oslo for analyse. Fra Brekkebekken ble det tatt stikkprøver for analyse av generelle vannkvalitetsparametere og tungmetaller på dertil egnede flasker. Prøvetakingen startet 18.9.2001 og ble ansluttet 10.12.2003. Vegen ble åpnet for trafikk 31.10.2001.

Følgende generelle vannkvalitetsparametere ble analysert: pH, konduktivitet, turbiditet (partikler), kalsium (Ca), natrium (Na), klorid (Cl), total nitrogen (tot N), total fosfor (tot P) og fosfatfosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ).

Følgende tungmetaller ble analysert på ICPMS: kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V) og sink (Zn). I tillegg ble arsen analysert (As). SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann (Andersen m.fl. 1997) er anvendt på metallkonsentrasjoner i bekkene. Disse kriteriene er ikke beregnet på denne type resipienter. Vi har likevel valgt å bruke dem for å synliggjøre konsentrasjonsnivåene.

### 3.3 Resultater

#### 3.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere

For alle disse parameterene var det høyere gjennomsnittsverdier nedstrøms E18 enn oppstrøms. I noen tilfeller var dette bestemt av få høye maksimumverdier, i andre tilfeller var det gjennomgående høyere konsentrasjoner nedstrøms. Den prosentvise økningen fra oppstrøms vegen til nedstrøms var klar for de fleste forurensningsstoffene, men særlig sett i forhold til partikler og vegsalt.

Vannet i Brekkebekken var svakt alkalisk med pH mellom 7 og 8 i hele perioden fra slutten av september 2001 til desember 2003 (**Figur 8**). I de fleste tilfellene var verdiene noe høyere nedstrøms enn oppstrøms med gjennomsnittsverdier på henholdsvis 7,6 og 7.4 (**Tabell 1**).

Konduktiviteten var gjennomgående høyere nedstrøms E18 enn oppstrøms. Gjennomsnittsverdiene var henholdsvis 21,8 og 10,6 mS/m. Maksimumsverdi ble registrert våren 2002 med ca 130 mS/m. Konduktiviteten måler den samlede konsentrasjonen av kjemisk løste salter. I forbindelse med veiavrenning er den ofte korrelert med veisalt. Den prosentvise endringen fra oppstrøms til nedstrøms vegen er vist i **Figur 12**

Med unntak av enkelte episoder i 2002 var partikkelkonsentrasjonen gjennomgående nokså lik oppstrøms og nedstrøms i prøvene fra 2003. Gjennomsnittskonsentrasjonen oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis 13,1 og 38,9 FTU. Maksimalverdien ble målt nedstrøms med turbiditet på 470 FTU i mars 2002. Den prosentvise endringen i gjennomsnittskonsentrasjoner og maksimumskonsentrasjoner fra oppstrøms til nedstrøms var betydelig (**Figur 12**).

Konsentrasjonene av totalt nitrogen (totN) var stort sett høyere nedstrøms enn oppstrøms vegen. På begge stasjonene var det forholdsvis høye konsentrasjoner. Gjennomsnittsverdiene oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis 950 og 1570 µg/L. Sett i forhold til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet lå mange av nitrogenkonsentrasjonene i området for ”meget dårlig tilstand”, klasse V.

Fosforkonsentrasjonene var også høye. De var variable, men de var i gjennomsnitt nokså like oppstrøms og nedstrøms E18 med henholdsvis 52 og 59 µg/L. De høye konsentrasjonene av næringsstoffene N og P også oppstrøms reflekterer at bekken drenerer jordbruksområder.

Kalsiumkonsentrasjonen var høyest nedstrøms vegen i nesten alle prøvene (**Figur 8**). I gjennomsnitt var konsentrasjonene henholdsvis 23 og 15 mg/L nedstrøms og oppstrøms (**Tabell 1**)

#### 3.3.2 Vegsalt

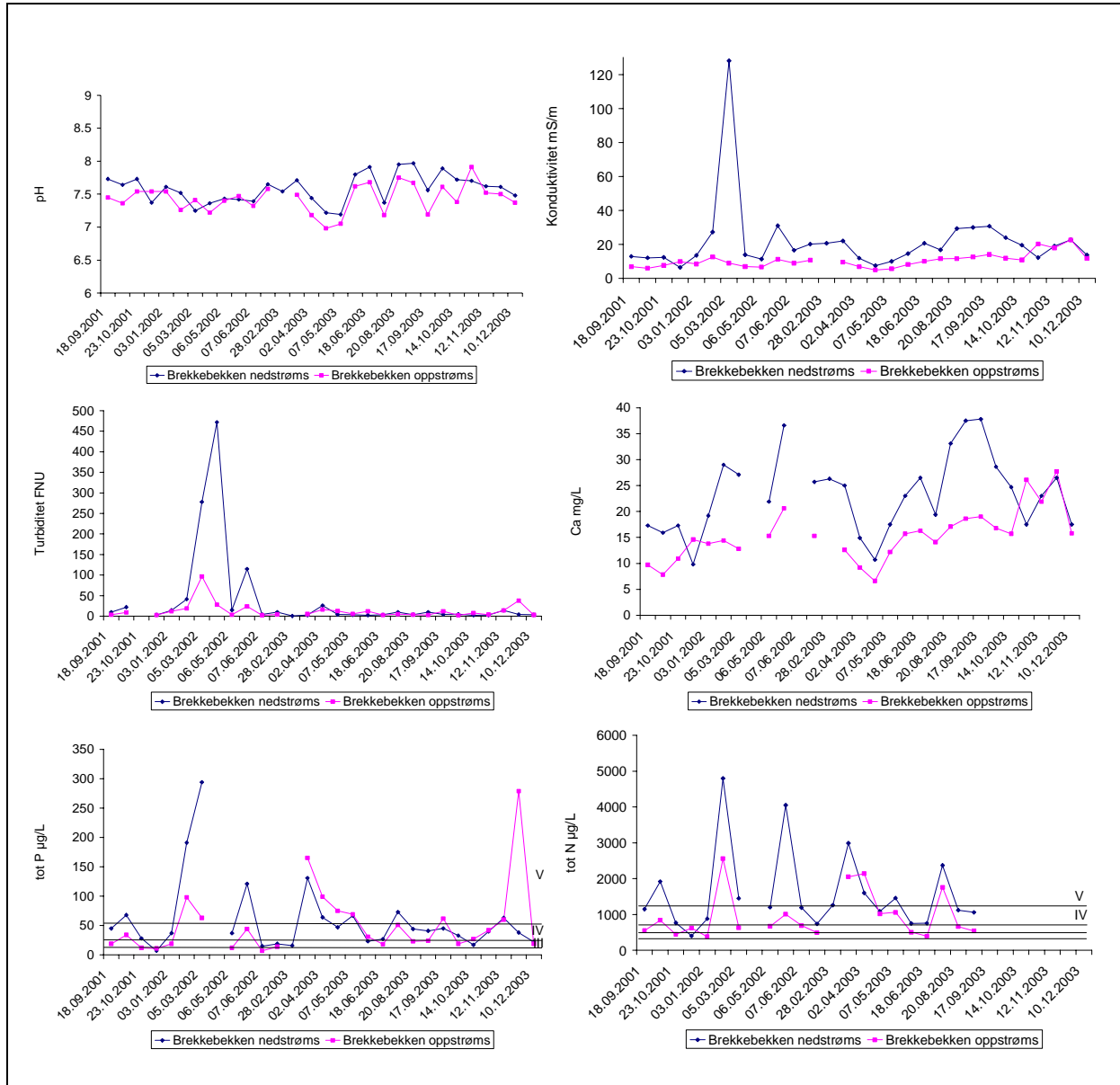
Hovedbestanddelen i vegsalt er NaCl og dette var den viktigste parameteren som påvirket konduktiviteten i prøvene fra Brekkebekken. Det var en klar samvariasjon mellom mellom salt og konduktivitet. Konsentrasjonene av klorid var høyest nedstrøms med en gjennomsnittskonsentrasjon på 24,8 mg/L. Oppstrøms var gjennomsnittskonsentrasjonen av klorid 4,3 mg/L (**Tabell 1**). Kloridkonsentrasjonen nådde maksimum på ca 357 mg/L nedstrøms. Det ble samtidig funnet en topp i konsentrasjonen av natrium med 216 mg/L. De prosentvise endringene er vist i **Figur 12**

Forholdet mellom massen av Na og Cl i NaCl (veisalt) er ca 4:6. Nedstrøms vegen, var andelen Na i gjennomsnitt 40 % som i salt. Forholdet var forskjøvet noe i oppstrømsprøven der vegsalt utgjorde en mindre andel.

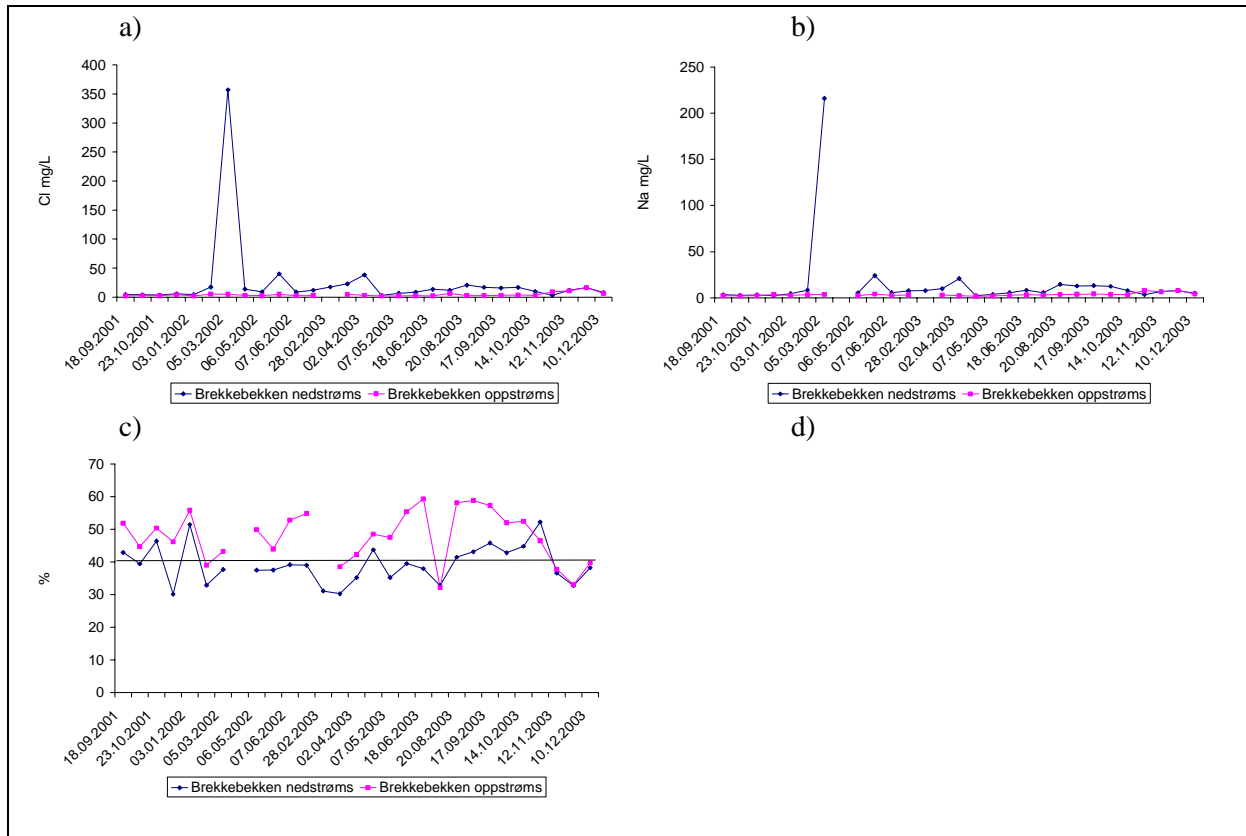
Maksimumskonsentrasjonen av vegsalt i Brekkebekken var forholdsvis høy, med ca 0,5 g vegsalt per liter. Slike høye topper ble registrert bare en gang i løpet av perioden. Det har helt klart vært langt flere slike topper. Det antyder de kontinuerlige målingene ved Nygard fordrøynings- og rensebasseng (kapittel 4.3.5) samt målingene ved Gutu/Skooger målestasjon (**Figur 10**). Saltet er lett løselig i vann



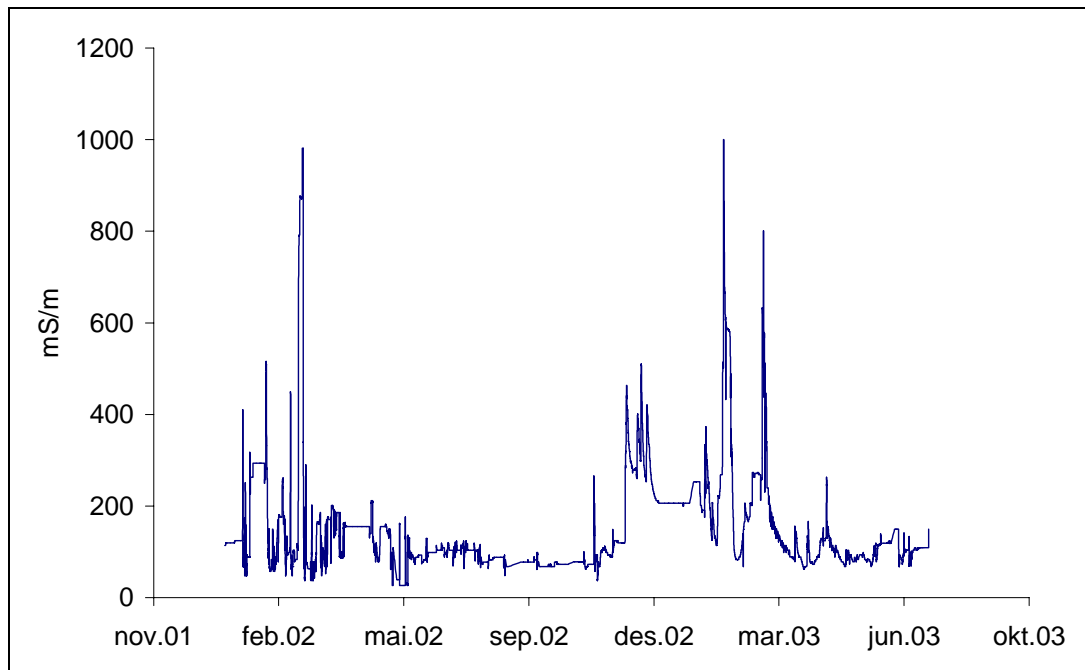
og kommer raskt ut i resipienten ved snøsmelting. Det vil observeres som en tydelig konsentrasjonstopp i starten av en smelteperiode.



**Figur 8.** Konsentrasjoner av utvalgte kjemiske parametere 2001-2003 i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms E18. Vegen åpnet 31.10.2001.



**Figur 9.** Konsentrasjoner av a) Cl, b) Na, c) masseforholdet mellom Na og NaCl på de to stasjonene. I figur c) representerer 40 % linjen forholdet i rent NaCl salt.



**Figur 10.** Konduktivitet målt ved Gutu/Skoeger målestasjon i 2002 og halve 2003.

### 3.3.3 Tungmetaller

For de fleste metallene var gjennomsnittskonsentrasjonene forholdsvis lave. I henhold til SFTs vannkvalitetskriterier tilsvarte gjennomsnittskonsentrasjonene forurensningsklassene I eller II, ubetydelig forurenset eller moderat forurenset. Det var høyere konsentrasjoner i bekken nedstrøms vegen enn oppstrøms hvilket innebærer en netto tilførsel av forurensninger fra vegavrenning. Den prosentvise økningen fra oppstrøms vegen til nedstrøms var betydelig for de fleste metallene, sett i forhold til gjennomsnittskonsentrasjoner, men særlig sett i forhold til maksimumskonsentrasjoner. Maksimumskonsentrasjonene representerer situasjoner med stor/konsentrert avrenning fra vegen. For de fleste parameterene ble maksimumskonsentrasjonen nedstrøms vegen observert i vannprøve tatt 5. mars 2002. Maksimumskonsentrasjonene tilsvarte markert-, sterkt- eller meget sterkt forurenset vann med hensyn på ulike metaller.

Konsentrasjonene av kadmium (Cd) var stort sett lave, og i henhold til SFTs klassifiseringssystem tilsvarte de forurensningsklasse I eller II, henholdsvis ikke eller ubetydelig forurenset og moderat forurenset (**Figur 11**). Det var liten forskjell mellom konsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms med gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 0,022 og 0,019 µg/L (**Tabell 2**). Det var altså en nedgang i konsentrasjon fra oppstrøms til nedstrøms vegen (**Figur 12**). Dette skyldes trolig tilfeldige variasjoner i de lave konsentrasjonene som ble observert.

Konsentrasjonene av krom (Cr) tilsvarte stort sett forurensningsklasse I og II. Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis 1,1 og 1,5 µg/L. Maksimumskonsentrasjonen ble observert nedstrøms vegen med en konsentrasjon på 17 µg/L. Dette tilsvarer forurensningsklasse IV, sterkt forurenset. Endringen i maksimumskonsentrasjonen fra oppstrøms til nedstrøms var høy, nesten en femdobling

Konsentrasjonene av kobber (Cu) varierte mer enn de andre metallene og ble funnet i alle forurensningsklasser (**Figur 11**). Gjennomsnittsverdiene oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis 1,8 og 2,9 µg/L, begge tilsvarende forurensningsklasse II, moderat forurenset. Maksimumskonsentrasjonen ble registrert nedstrøms veien med en verdi på 13,6 µg/L, tilsvarende meget sterkt forurenset (**Tabell 2**). Det var en tendens til økende konsentrasjoner både oppstrøms og nedstrøms vegen i slutten av måleperioden 2003, og samtidig en klar økning fra oppstrøms til nedstrøms E18 (**Figur 12**).

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av jern (Fe) ble ca. fordoblet nedstrøms vegen. Konsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis ca 510 og 910 µg/L. Maksimalkonsentrasjonen var 10300 µg/L nedstrøms vegen. Dette er meget høye konsentrasjoner. Grenseverdien for "meget høye" konsentrasjoner regnes å være 600 µg/L. Jern er imidlertid under normale forhold ansett for ikke å være en miljøgift. Prosentvis hadde jern den største økningen i gjennomsnittskonsentrasjoner fra oppstrøms til nedstrøms veien (**Figur 12**).

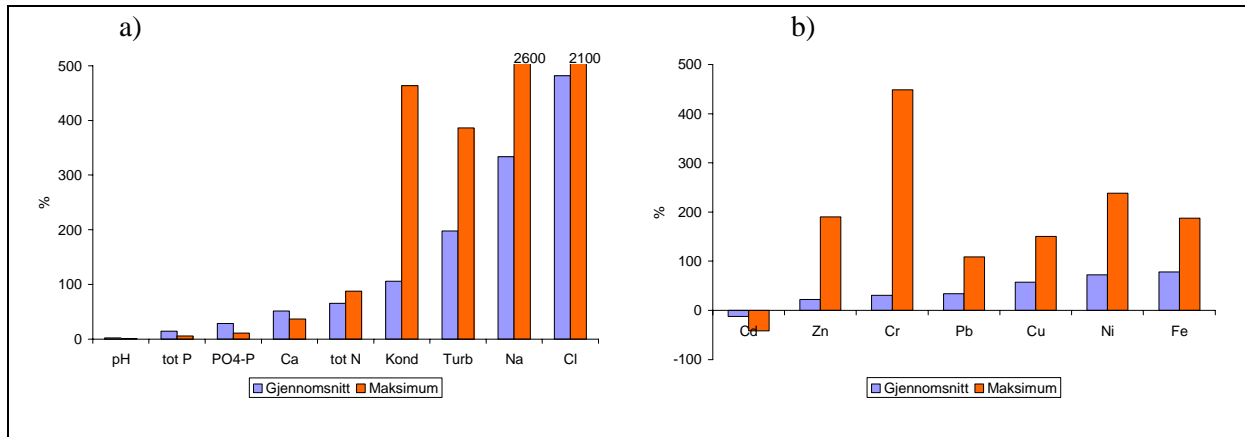
Konsentrasjonen av nikkel (Ni) var stort sett forholdsvis lav. Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms var henholdsvis 0,70 og 1,21 µg/L. Dette tilsvarer forurensningsklasse II, moderat forurenset. Maksimumskonsentrasjonen fra mars 2002 var imidlertid meget høy med 11,9 µg/L tilsvarende forurensningsklasse V, meget sterkt forurenset. Den prosentvise økningen var betydelig fra oppstrøms til nedstrøms E18.

Konsentrasjonen av bly (Pb) var noe variabel, men lå stort sett ganske lavt. Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms vegen var henholdsvis 0,51 og 0,68 µg/L. Begge konsentrasjonene tilsvarer forurensningsklasse II, moderat forurenset. Maksimumsverdien ble registrert nedstrøms med en konsentrasjon på 7,7 µg/L tilsvarende forurensningsklasse V, meget sterkt forurenset. Det ble også observert en høy verdi oppstrøms veien sommeren 2003.

Konsentrasjonen av sink (Zn) lå også stort sett lavt. Gjennomsnittskonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms veien var henholdsvis 5,8 og 7,1 µg/L tilsvarende forurensningsklasse II, moderat forurenset. Maksimumskonsentrasjonen var 45 µg/L, markert forurenset.



**Figur 11.** Konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller 2001-2003 i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms E18. Vegen åpnet 31.10.2001.



**Figur 12.** Prosentvis endring av gjennomsnittskonsentrasjonene og maksimumskonsentrasjonene i Brekkebekken fra oppstrøms til nedstrøms E18. a) generelle vannkvalitetsparametere og salt, b) tungmetaller.

**Tabell 1.** Gjennomsnittskonsentrasjoner, median, maksimum, minimum og standardavvik for ulike parametere i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms E18. Basert på ca 30 prøver både oppstrøms og nedstrøms.

	pH	Kond mS/m	Ca mg/L	Na mg/L	Cl Mg/L	Turb FTU	tot P µg/L	PO4-P µg/L	tot N µg/L
<b>Oppstrøms</b>									
Gjennomsnitt	7.4	10.6	15.4	3.6	4.3	13.1	51.7	31.6	951.3
Median	7.5	10.0	15.3	3.3	3.0	5.7	31.0	17.5	665.0
Max	7.9	22.7	27.7	8.0	16.2	97.0	279.0	197.0	2560.0
Min	7.0	5.0	6.6	1.8	1.9	2.3	7.0	7.0	380.0
Sdv	0.2	4.2	5.0	1.6	3.2	19.0	57.8	39.0	647.6
<b>Nedstrøms</b>									
Gjennomsnitt	7.6	21.8	23.3	15.4	24.8	38.9	59.0	40.7	1571.4
Median	7.6	16.8	23.0	7.2	11.7	4.8	40.5	29.0	1190.0
Max	8.0	128.0	37.8	216.0	357.0	472.0	294.0	218.0	4800.0
Min	7.2	6.5	9.8	2.3	3.0	0.7	7.0	4.0	400.0
Sdv	0.2	21.6	7.5	39.7	64.5	100.9	60.9	42.2	1121.5

**Tabell 2.** Gjennomsnittskonsentrasjoner, median, maksimum, minimum og standardavvik for ulike tungmetaller i Brekkebekken oppstrøms og nedstrøms E18. Basert på ca 30 prøver både oppstrøms og nedstrøms

	Cd µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Fe µg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	Zn µg/L
<b>Oppstrøms</b>							
Gjennomsnitt	0.022	1.1	1.8	511.4	0.70	0.51	5.8
Median	0.020	0.8	1.3	280.0	0.54	0.29	4.8
Max	0.070	3.1	5.4	3580.0	3.52	3.69	15.5
Min	0.008	0.1	0.5	143.0	0.05	0.08	1.0
Sdv	0.015	0.8	1.4	672.7	0.72	0.75	4.3
<b>Nedstrøms</b>							
Gjennomsnitt	0.019	1.5	2.9	909.4	1.21	0.68	7.1
Median	0.020	0.6	1.8	349.0	0.52	0.23	5.2
Max	0.041	17.0	13.6	10300.0	11.90	7.70	45.0
Min	0.005	0.2	0.5	104.0	0.05	0.04	1.0
Sdv	0.009	3.2	2.9	1988.7	2.36	1.54	8.4

### 3.4 Konklusjon

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av veiforurensninger i Brekkebekken var forholdsvis lave for de fleste av de undersøkte stoffene. Ofte var de å finne i forurensningsklasse I eller II (ubetydelig- eller moderat forurensset vann) sett i forhold til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet. Maksimumskonsentrasjonene var imidlertid ofte meget høye og tilsvarte sterkt- (klasse IV) eller meget sterkt- (klasse V) forurensset vann. Dette var tilfelle med vegsalt og de fleste tungmetallene. Den prosentvise *økningen* i konsentrasjoner fra oppstrøms vegen til nedstrøms var betydelig for de fleste forurensningsstoffene sett som gjennomsnittskonsentrasjoner, og den var særlig stor for maksimumskonsentrasjonene. Sett ut fra resultater fra kontinuerlige målinger må en forvente med at episoder med høye konsentrasjoner av forurensninger vil forekomme hyppigere enn observert ved disse stikkprøvene.

## 4. Nygård rense og fordrøyningsbasseng

### 4.1 Områdebeskrivelse

Nygård rense- og fordrøyningsbasseng ligger langs sørvestsiden av E 18 vest for Holmestrand (**Figur 13**). Bassengets vannflate er omkring 80 m lang og 16 m bred ved normal vannstand på 1 m. Bassenget består av to hoveddeler. Ved innløpet er det et støpt slambasseng skilt fra hovedbassenget ved en terskel (**Figur 14, Figur 15, Figur 16**). Det totale volumet ved 1 m dyp er ca 1550 m<sup>3</sup>. Slambassenget utgjør mindre enn 10 % med et volum på ca 104 m<sup>3</sup>. Bassenget har et dykket utløp for å hindre eventuell olje eller andre flytende stoffer å nå resipienten.



**Figur 13.** Lys firkant angir beliggenheten til Nygård rense- og fordrøyningsbasseng ved E 18 vest for Holmestrand.



Sommer 2003 ved utløp, mye alger



Sommer 2003 fra innløp, algematter



Sommer 2002, målebu, innløpsrør, terskel, overløpsrør. Tidlig vår 2003, fra innløp



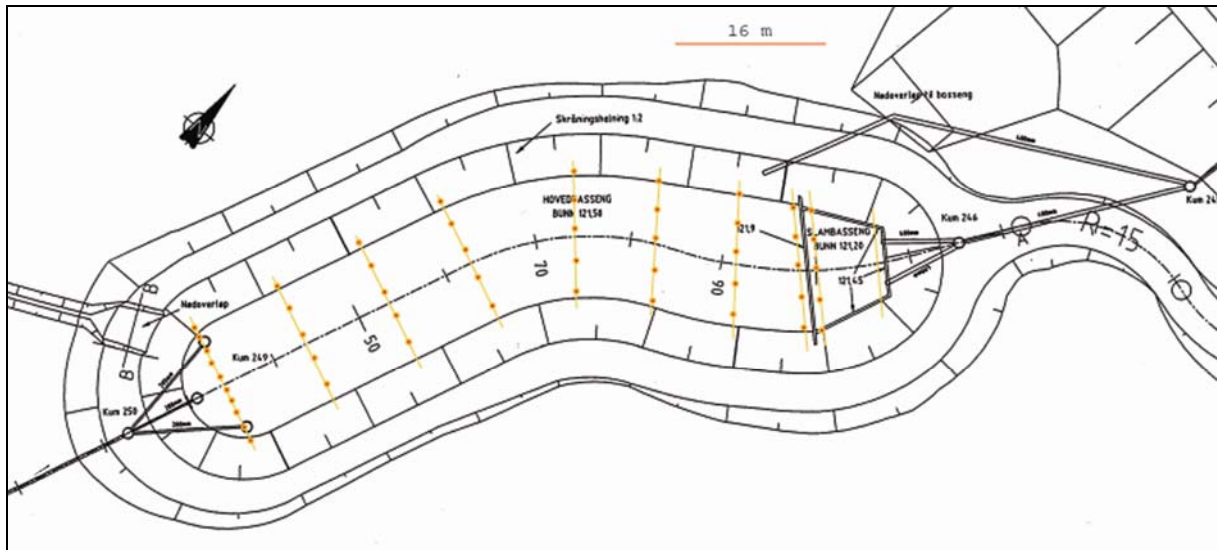
Tidlig vår 2003, prøvetaking



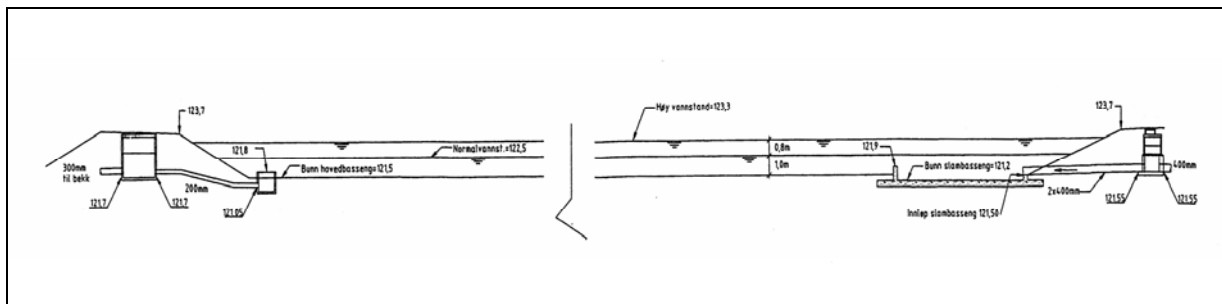
Sein vinter 2004, prøvetaking

**Figur 14.** Bilder fra bassenget til forskjellige årstider og ved ulike aktiviteter.





**Figur 15.** Rense og fordrøyingsbassenget ved Nygård med innløp og slambasseng til høyre. Fargede tverrstriper med punkter i bassenget angir prøvetakingsstasjoner ved detaljstudiene.



**Figur 16.** Lengdesnitt av bassenget med angivelse av høyder.

## 4.2 Metoder og materiale

### 4.2.1 Valg av basseng

Flere basseng langs den nye E18 traseen sør for Sande syntes ikke å fungere etter hensikten. Noen basseng var helt eller delvis tørre (for eksempel ved Kjeksrudbekkene, se kap. 2) grunnet utette veiskuldre eller grøfter, eller lekkasjer i overvannssystemet som skulle føre vann til bassengene. Opprinnelig ble bassenget ved Island valgt ut som egnet studieobjekt. Det hadde en stabil vannstand. Etter opprigging av målestasjon og utstyr, ble det imidlertid klart at det ikke kom vann i innløpsrøret. I utløpet var det imidlertid hele tiden vann. Vannet viste seg å komme gjennom grunnen omkring innløpet. Disse forholdene tyder på feilkoblinger ett eller annet sted mellom veg og basseng. Et nytt basseng måtte derfor velges, og bassenget ved Nygård ble valgt. Det syntes å ha en stabil vannstand, men det viste seg etter hvert at det hadde en lekkasje, trolig ved en rørgjennomføring. Det medførte en tydelig redusert vannstand i tørre perioder i starten av prosjektet. Det var imidlertid også en viss drenering av grunnvann inn til bassenget, noe som medførte at bassenget ikke tørket inn. Etter hvert syntes det som om lekkasjen tettet seg selv, og vannstanden ble stabil på normalt nivå. Vi har vurdert at bassenget er ganske representativt for andre tilsvarende bassenger, og at resultatene derfor er anvendbare på disse.

## 4.2.2 Kontinuerlige målinger

### Innløp og utløp

Ved innløpet og utløpet av bassenget ble det kontinuerlig målt vannføring, turbiditet, konduktivitet og temperatur. I tillegg ble det automatisk tatt vannføringsproporsjonale vannprøver. Vannprøvene ble samlet i en 10L glødet glassflaske som ble tømt etter behov. Målingene ble gjort på inngående vann i kum ved innløpet og på utgående vann i kum ved utløpet (**Figur 15**, **Figur 16**). Vannføringsmålingen ved innløpet ble i løpet av sommeren 2002 flyttet til en kum nærmere veien pga av vanskelige måleforhold for vannføring ved den første kummen.

Målingene startet 25.10.2001 og ble avsluttet 5.1.2004. Veien ble åpnet for trafikk 31.10.2001.



**Figur 17.** Måleinstrumenter i bu ved bassenget for kontinuerlig registrering av konduktivitet, turbiditet, temperatur og vannføring samt innhenting av vannføringsproporsjonale vannprøver.

## 4.2.3 Enkeltprøver

Blandprøvene fra kontinuerlig prøvetaking ble supplert med stikkprøver fra innløpet i bassenget og fra utløpsrøret på utsiden av bassenget. De første prøvene ble tatt 2.10.2001 og de siste 10.12.2003. Prøvene ble analysert på de samme parameterene som blandprøvene.

## 4.2.4 Bassengstudier

Ved fire tidspunkt/scenarier ble det utført mer detaljerte undersøkelser av tilstanden i bassenget med hensyn på salt (konduktivitet), partikler (turbiditet) og temperatur. Alle disse parameterene ble målt på flere dyp ved stasjoner anlagt på flere transekt langs hele bassenget (**Figur 15**). Undersøkelsene ble utført ved ulike årstider; sein vår 2003 (9.april), sommer 2003 (23.-24. juni) og sein vinter 2004 (9.

mars). Antall målestasjoner varierte noe på de ulike prøvedatoene. Det var ca 10 transekt med 4 til 10 stasjoner langs hvert, og 5-10 ulike dyp for hver stasjon.

Undersøkelsen 23-24 juni 2003 ble utvidet med et salteksperiment. Etter registrering av en førtilstand i bassengert 23. juni ble det tilsatt 20 kg løst salt i løpet av en halv time i en innløpskum oppstrøms måleutstyret. Dette skjedde på økende vannføring. Dagen etter ble det på ny gjort en registrering av saltfordelingen (konduktiviteten) i bassenget. Det ble hele tiden registrert konduktivitet og vannføring ved innløp og utløp. Det ble også utført en kontinuerlig registrering av konduktivitet på terskelen mellom slambassenget og hovedbassenget.

Vinterundersøkelsen 2004 ble utvidet med registrering av tungmetaller på 4 stasjoner langs midten av bassenget fra innløp til utløp. Prøvene ble tatt fra tre dyp: 0-0,5 m, 0,5-1 m og i vann umiddelbart over bunnen. Vannprøvene ble tatt med ordinær vannprøvetaker på de to øverste nivåene. Bunnvannet ble pumpet opp. Fra to av de samme stasjonene ble det også tatt sedimentprøver. Vannprøvene ble analysert på tungmetaller. Sedimentprøvene ble analysert på tungmetaller og organiske mikroforurensninger.

## 4.2.5 Kjemiske analyser

### Tungmetaller

Følgende tungmetaller ble analysert på ICPMS: kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V) og sink (Zn). I tillegg ble arsen analysert (As). Enkelte av prøvene ble filtrert gjennom 0,45 µm filter for analyse av løste forbindelser.

### Organiske mikroforurensninger

I PAH (polyaromatiske hydrokarboner) analysene inngår også naftalener og andre disykliske forbindelser som strengt tatt ikke er PAH forbindelser. Disse forbindelsene samt grupperingen NPD (naftalener, fenantrener, dibenzotiofener samt deres alkylsubstituerte homologer) er summert for seg. Det samme gjelder en PAH-gruppe av potensielt kreftfremkallende stoffer, KPAH.

Ved analyser av PCB (polyklorete bifenyler) tas det også med en del andre klororganiske stoffer som fem- og seksklorete benzener (5-CB, HCB),  $\alpha$  og  $\gamma$  (Lindan) hexaklorsyklohexan (HCH), oktaklorstyren (OCS) samt derivater av DDT som p,p - DDE og p,p-PDE. Det analyseres på de 7 vanligste PCB forbindelsene (seven dutch) (av 209). De omfatter PCB med IUPAC nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. I tillegg analyseres 3 PCB forbindelser med IUPAC nr 105, 156 og 209.

## 4.3 Resultater

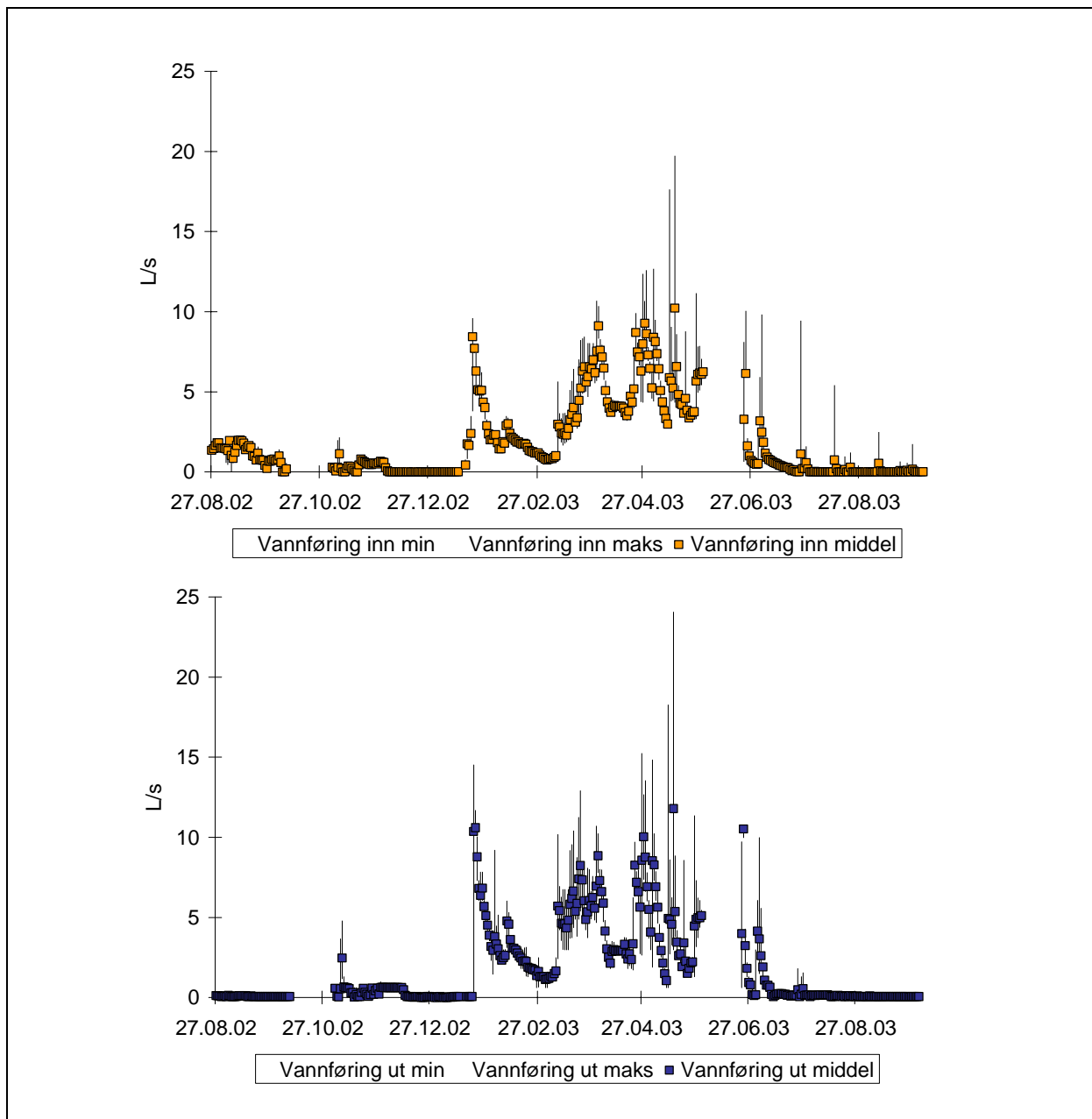
### 4.3.1 Vannføring

Det var store variasjoner i vannføringen gjennom bassenget i løpet av måleperioden. De gjennomsnittlige vannføringene ved inn- og utløp over hele måleperioden var ganske like med henholdsvis 1,84 og 1,79 L/s (**Figur 19**). Maksimumsverdien var noe høyere ved utløpet enn ved innløpet med vannføringer på henholdsvis ca 24 og 20 L/s. Variasjoner gjennom året er vist i **Figur 18**. Foruten høyere maksimumverdi, ble det også i perioder registrert høyere vannføring ved utløpet enn ved innløpet av bassenget. Dette kan ha flere årsaker, blant annet direkte nedbør på bassengoverflaten, avrenning fra bassengkanten, og innlekking av grunnvann fra de nærliggende områdene.

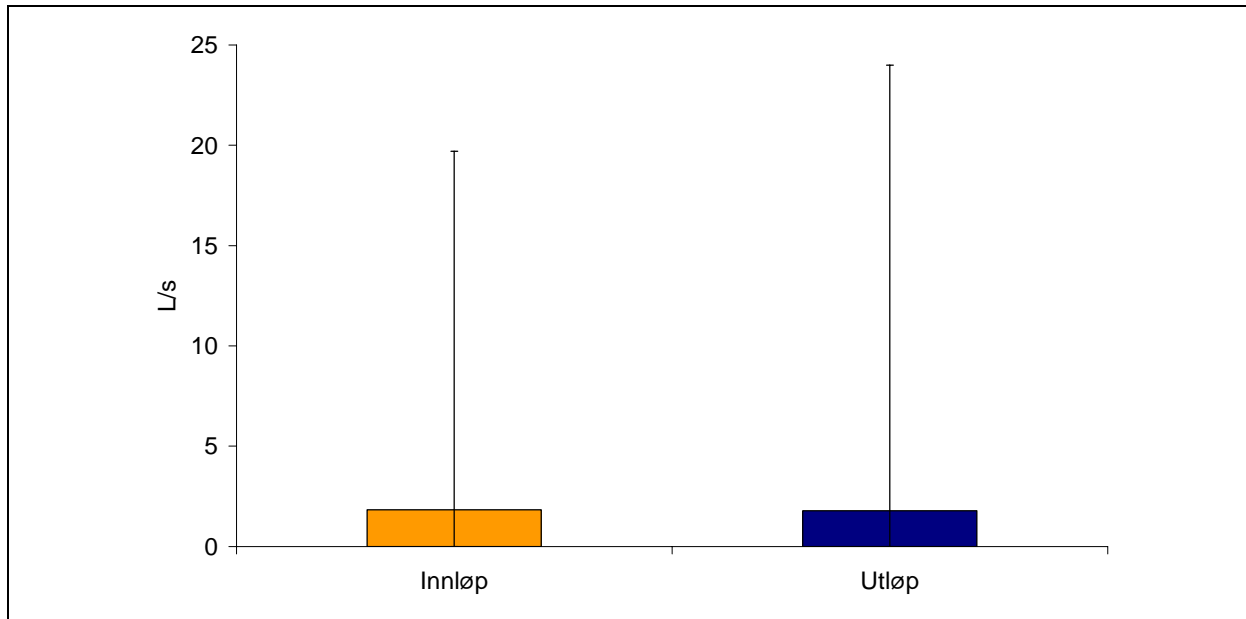
Eksempler på ulike situasjoner i vannføringen ved innløp og utløp er vist i **Figur 20**, med blant annet perioder med refylling av bassenget, tilnærmet samme vannføring inn og ut, samt perioder med større vannføring ved utløpet. For å få et riktig bilde av dynamikken i bassenget, er det i mange situasjoner nødvendig med høy oppløsning på dataene. Dette er vist med økende detaljeringsgrad fra a) via b) til c) **Figur 21**. Det skjer i liten grad oppstuvning av vann i bassenget. I de situasjonene der det ikke er

reduisert vannvolum i bassenget grunnet avdampning eller lekkasje, gjennspeiler vannføringen ved utløpet i stor grad direkte vannføringen ved innløpet. Det er etter alt å dømme en viss tilførsel av grunnvann til bassenget.

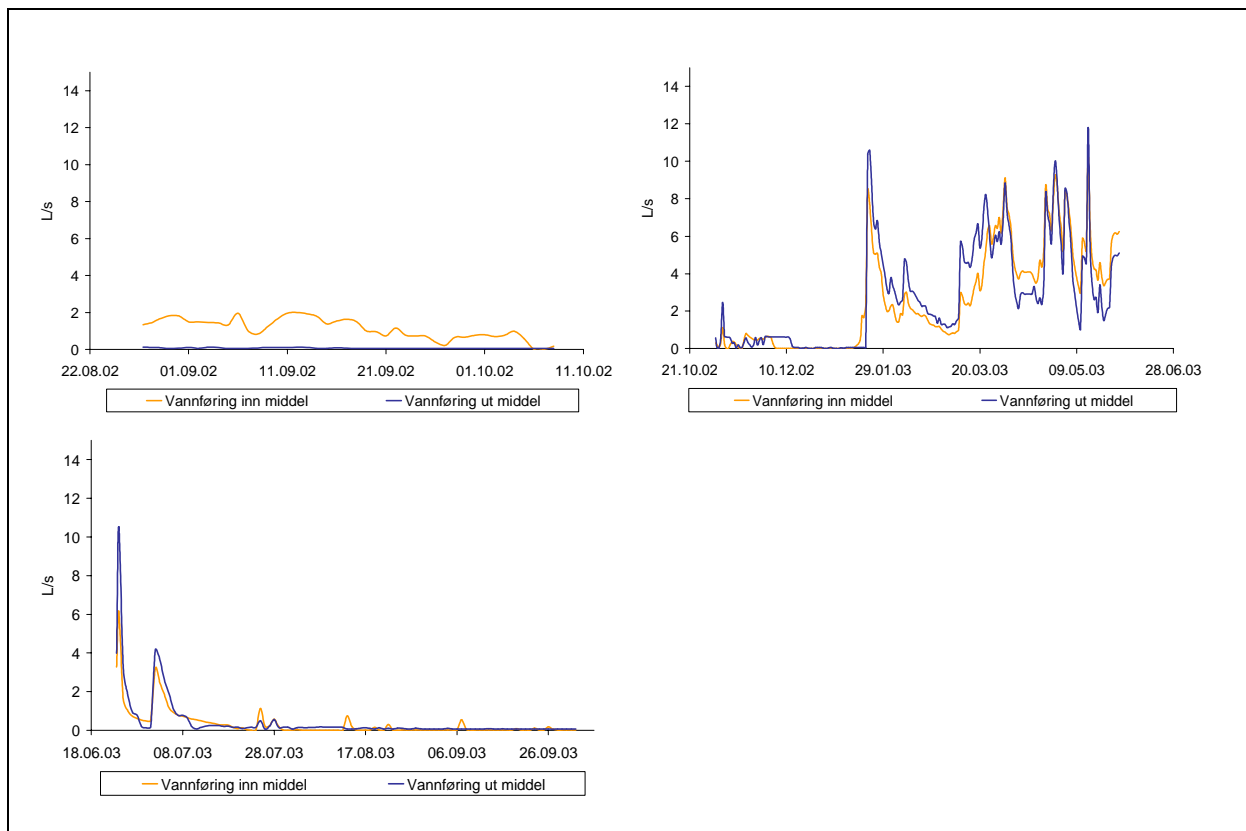
Ved utløpsrøret på utsiden av bassenget ble det observert vann som rant på undersiden av røret den første sommeren (2002). Samtidig var vannspeilet i bassenget i perioder ganske lavt (**Figur 14**). Trolig var det lekkasje fra bassenget. Senere syntes det som om lekkasjen hadde stoppet, og vannspeilet har holdt seg på omkring normalnivå på ca 1 m det meste av tiden (**Figur 14**).



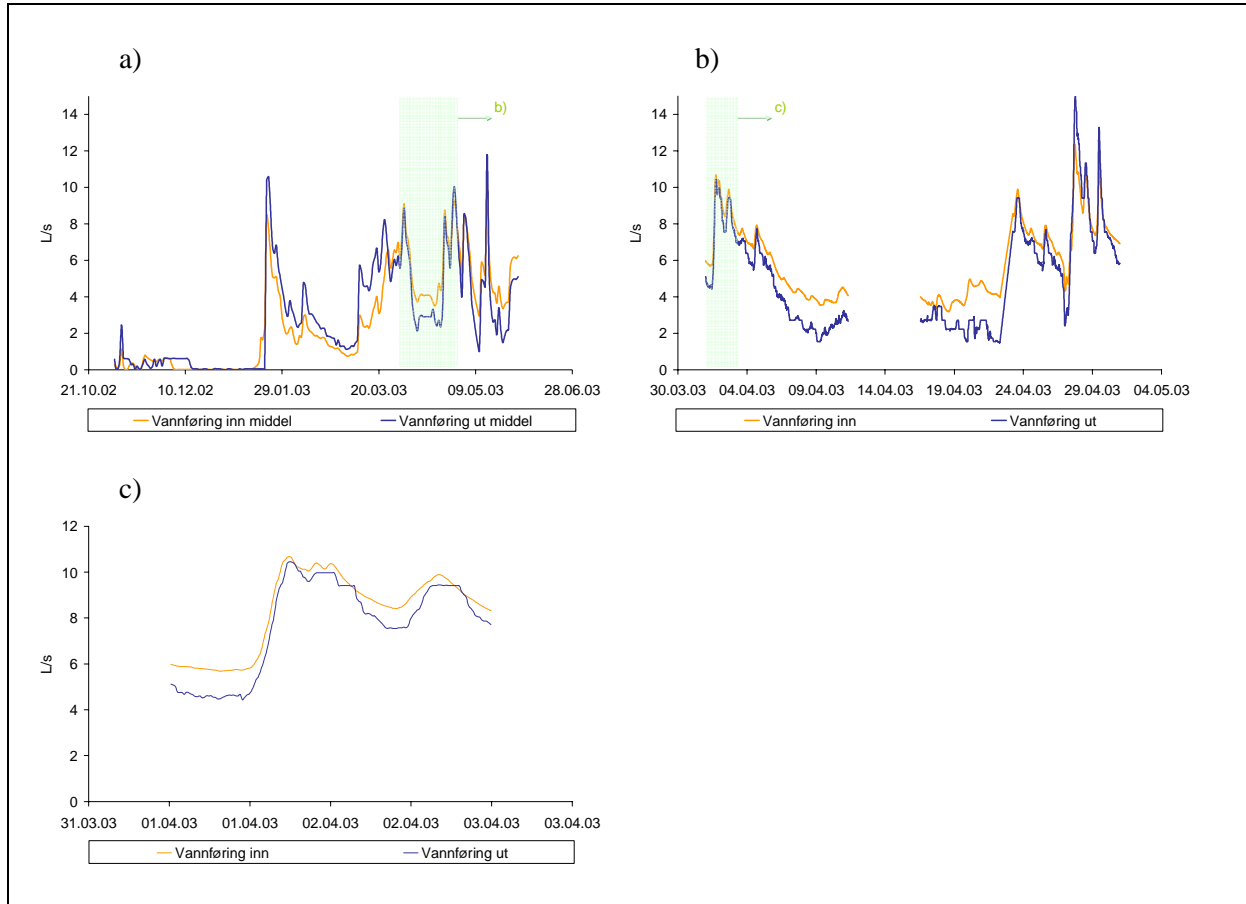
**Figur 18.** Vannføring målt ved innløp og ved utløp fra august 2002 til oktober 2003. Angitt som døgnmiddel og som maksimums- og minimumsverdier per døgn.



**Figur 19.** Gjennomsnittlig, maksimums- og minimumsvannføring ved innløpet og utløpet for perioden 27.8.2002 til 05.12.2003.



**Figur 20.** Gjennomsnittlig vannføring per døgn i utvalgte perioder fra 25.10.2001 til 02.10.2003.



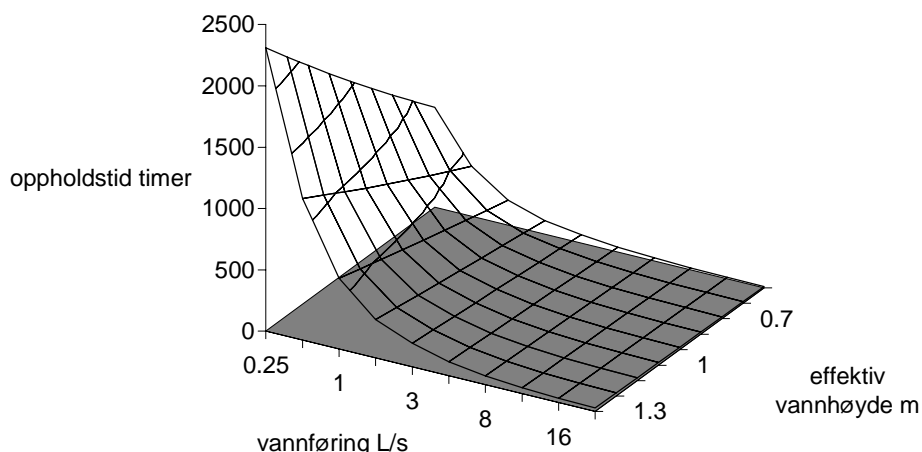
**Figur 21.** Data fra februar – mars 2002 med ulik grad av oppløsning: a) døgnmiddel, b) 5 - minutters intervall over ca 1 mnd., c) 5 - minuttsintervall over ca 2 døgn. Farget felt angir utsnitt for neste figur.

### 4.3.2 Vannets oppholdstid i bassenget

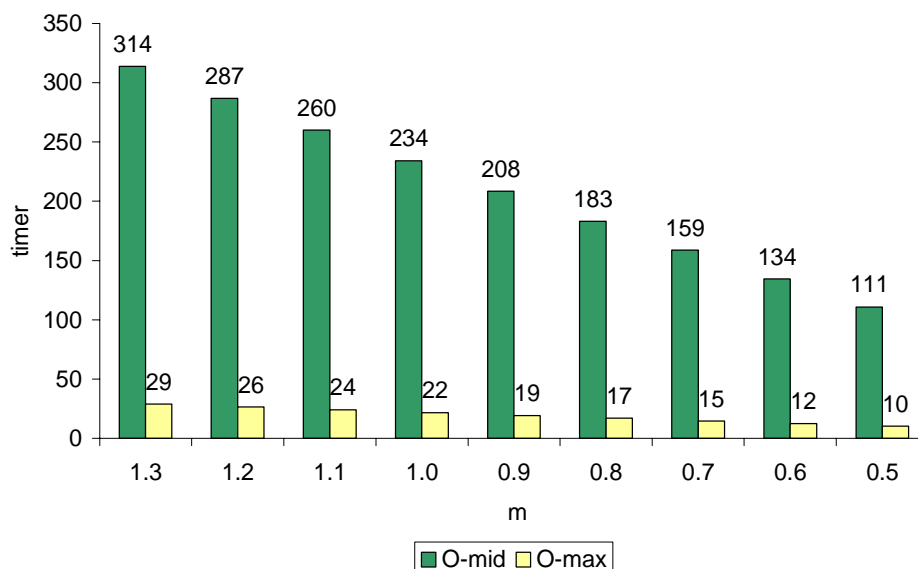
Bassenget evne til å tynne ut topper av forurensningstilførsler avhenger blant annet av hvor lang oppholdstid vannet har ved ulike vannføringssituasjoner. Bassenget har et volum på ca 1550 m<sup>3</sup> ved 1 m vanddyp. Basert på den midlere vannføringen på 1,84 L/s ved innløpet gir det en teoretisk oppholdstid i bassenget på ca 10 døgn (**Figur 22**, **Figur 23**). Ved store regnskyll reduseres oppholdstiden betydelig. Ved vannføring på 20 L/s (tilsvarende omlag målt maksimumvannføringen ved innløpet) er den redusert til litt under ett døgn (21,5 t). Hvor raskt vannet som kommer inn ved innløpet faktisk når utløpet, avhenger imidlertid også av hvor lenge vanntilførselen varer og hvordan vannet fordeles i bassenget før det når utløpet. Innløpsvannet kan lage seg ”elver” gjennom bassenget og forkorte oppholdstiden. Ved bassenget ved Nygard fungerer terskelen mellom hovedbassenget og sedimentasjonsdelen som en strømdreper og reduserer derved muligheten for at det dannes kortslutningselver mellom inn og utløp.

Ved islegging reduseres den effektive vannhøyden og volumet gradvis. Det reduserer oppholdstiden. Det er ikke gjort noen systematisk undersøkelse av istykkelsen gjennom vinteren, men istykkelsen i mars 2004 var ca 0,4 m. Det innebærer en effektiv vannhøyde på ca 0,6 m ved normal fyllingsgrad. I lange perioder av vinteren vil det oftest være lav vannføring (**Figur 18**) slik at oppholdstiden for vannet i bassenget likevel blir forholdsvis lang. I kalde perioder er vannføringen null eller tilnærmet null. I smelteperioder og tidlig regnvær på seinvinteren, med maksimal istykkelse og med høy vannføring, blir imidlertid oppholdstiden kort. Samtidig vil dette ofte være avrenningsvann med høye konsentrasjoner av vegforurensinger etter at de er oppkonsentrert i snøkantene gjennom vinteren.

Høyden på overløpsterskelen i utløpskummen er satt til å holde en normal vannhøyde på 1 m i bassenget. Ved stor vannføring vil vannhøyden over terskelen øke, men ved de målte vannføringene er dette av liten betydning for vannvolumet i bassenget. Rørene ved utløp har så store dimensjoner at ved de målte vannføringene ikke vil medføre oppstuvning av vann i bassenget. Vannhøyden i bassenget vil derfor ikke vesentlig overstige 1 m. Andre typer tekniske løsninger av avløpet som periodevis kan øke volumet vil øke oppholdstiden på vannet og samtidig bedre dempe flomtopper. Dette kan også gi grunnlag for å vurdere å redusere det nåværende arealet på bassenget.



**Figur 22.** Teoretisk oppholdstid til vannet i bassenget i forhold til vannføring ved innløp og i forhold til effektiv vannhøyde.



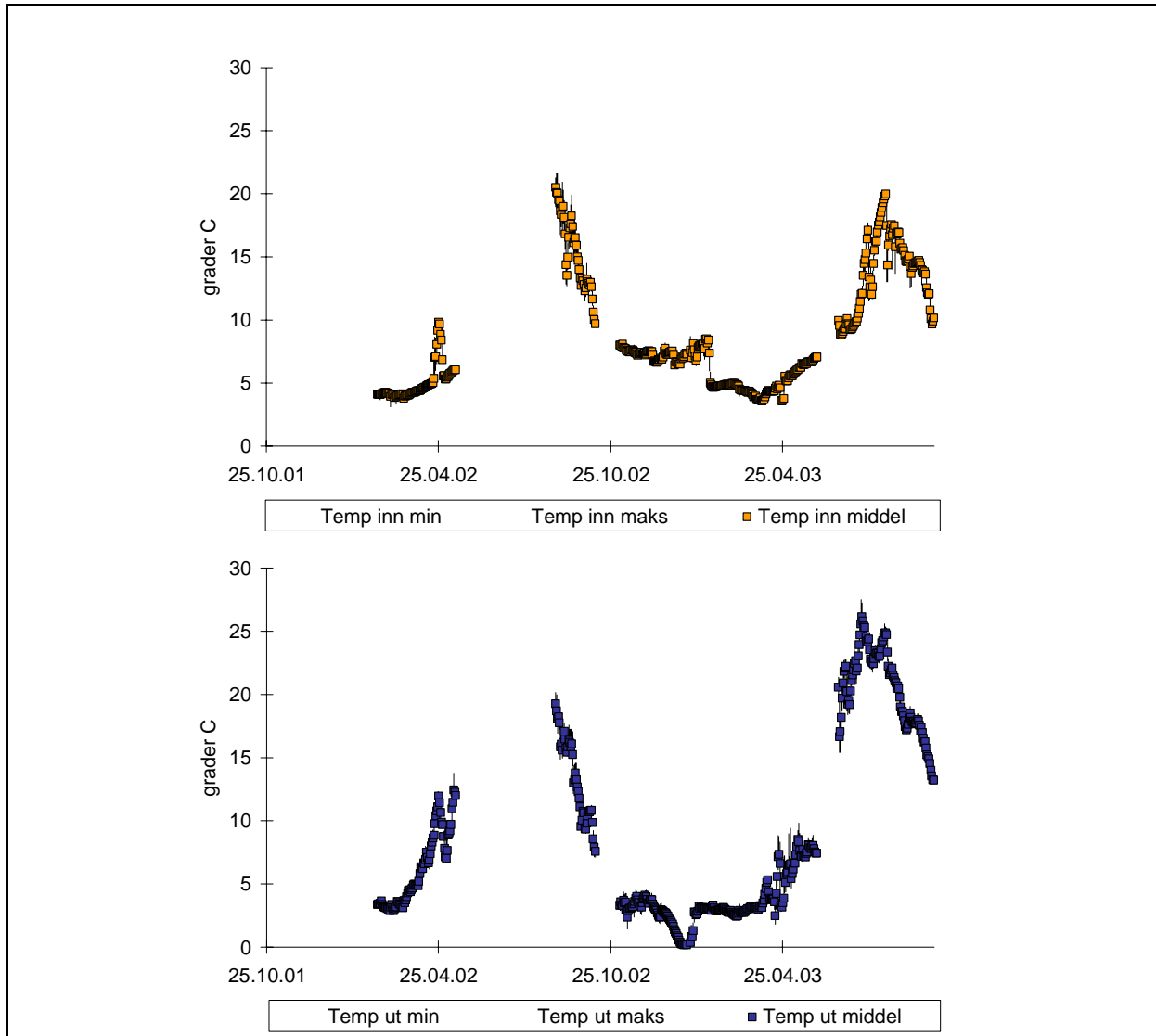
**Figur 23.** Teoretisk oppholdstid ved varierende vannhøyde og henholdsvis maksimum og midlere vannføring.

### 4.3.3 Temperatur

Det var store variasjoner i temperaturen i løpet av måleperioden, med verdier fra tilnærmet 0 °C til ca 27 °C (**Figur 24**). Den gjennomsnittlige temperaturen ved utløpet var høyere enn ved innløpet med henholdsvis 10,0 og 8,6 °C (**Figur 25**). Også maksimumstemperaturen var noe høyere ved utløpet enn ved innløpet, henholdsvis ca 27 og 21 °C, og reflekterer oppvarming av bassengvannet på varme sommerdager. Minimumstemperaturen var imidlertid høyere ved innløpet enn ved utløpet med

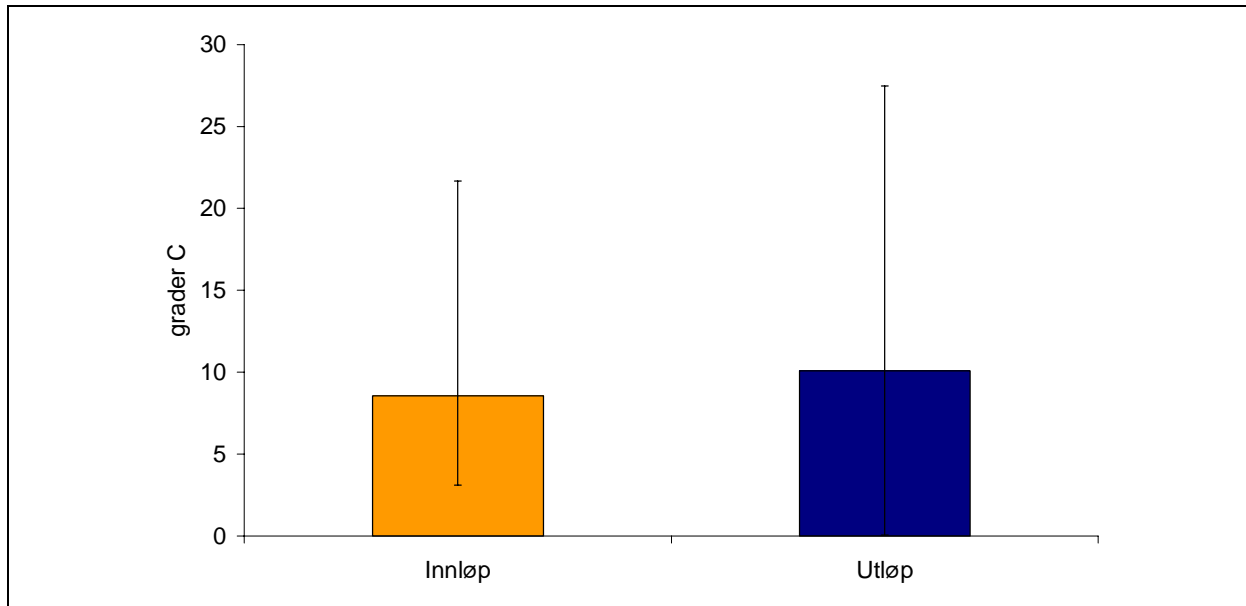
henholdsvis ca 3 og 0 °C. Dette var forårsaket av tilførsel av grunnvann med relativt høy temperatur ved innløpet også i kalde perioder uten vegavrenning. Disse situasjonene ble også demonstrert ved detaljstudiene av selve bassengvannet ( **Figur 36**).

Eksempler på ulike situasjoner i temperaturen ved innløp og løp er vist i **Figur 26**, der a) og c) viser vårsituasjoner når temperaturkurven ved utløpet krysser temperaturkurven ved innløpet, mens b) og d) viser høst og sommersituasjoner med jevnt synkende temperaturer utover høsten. For å få et riktig bilde av dynamikken i bassenget, er det i mange situasjoner nødvendig med høy oppløsning på dataene. Dette er vist med økende detaljeringsgrad fra a) via b) til c) i **Figur 27**.

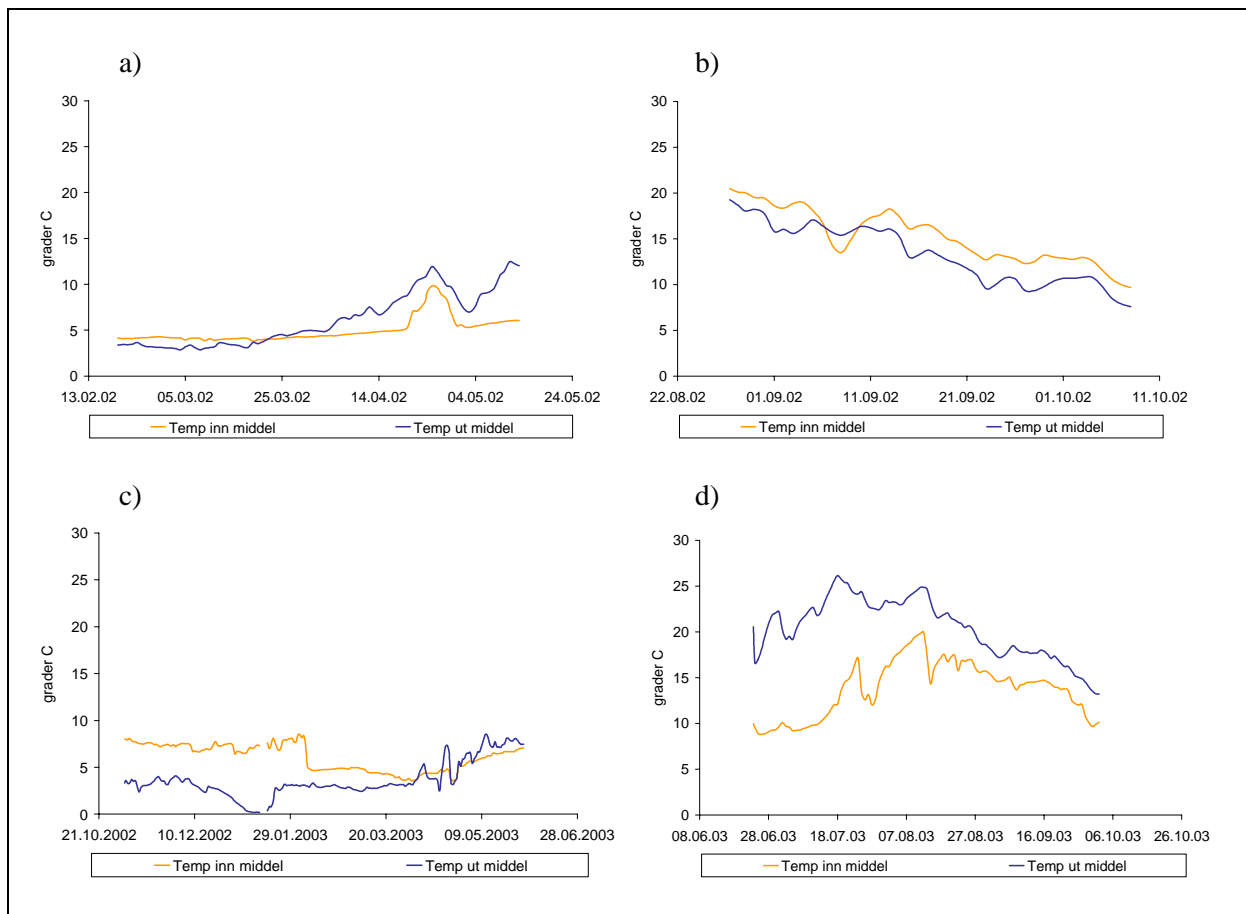


**Figur 24.** Temperatur målt ved innløp og ved utløp fra oktober 2001 til oktober 2003. Angitt som døgnmiddel og som maksimums- og minimumsverdier per døgn.

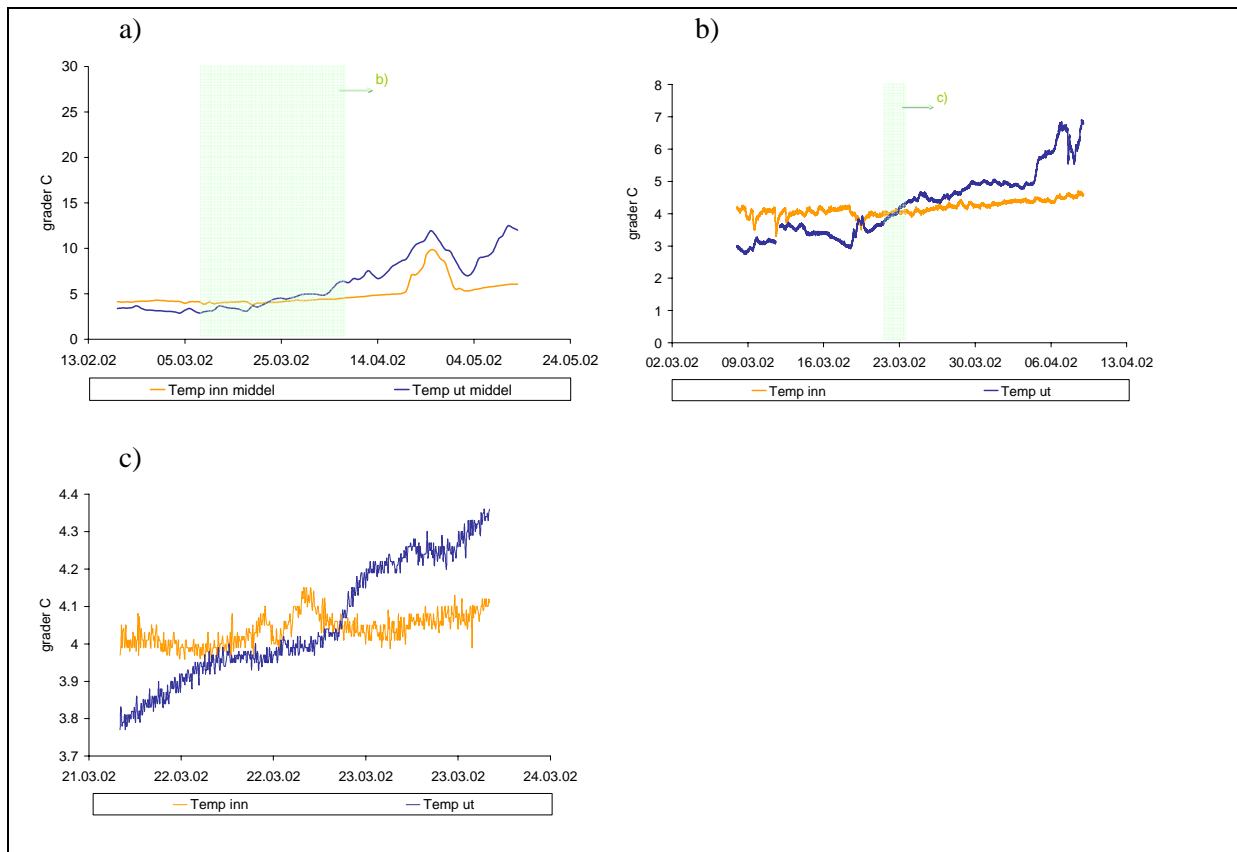




**Figur 25.** Gjennomsnittlig, maksimums- og minimumstemperaturer ved innløpet og utløpet for perioden 19.2.2002 til 05.12.2003.



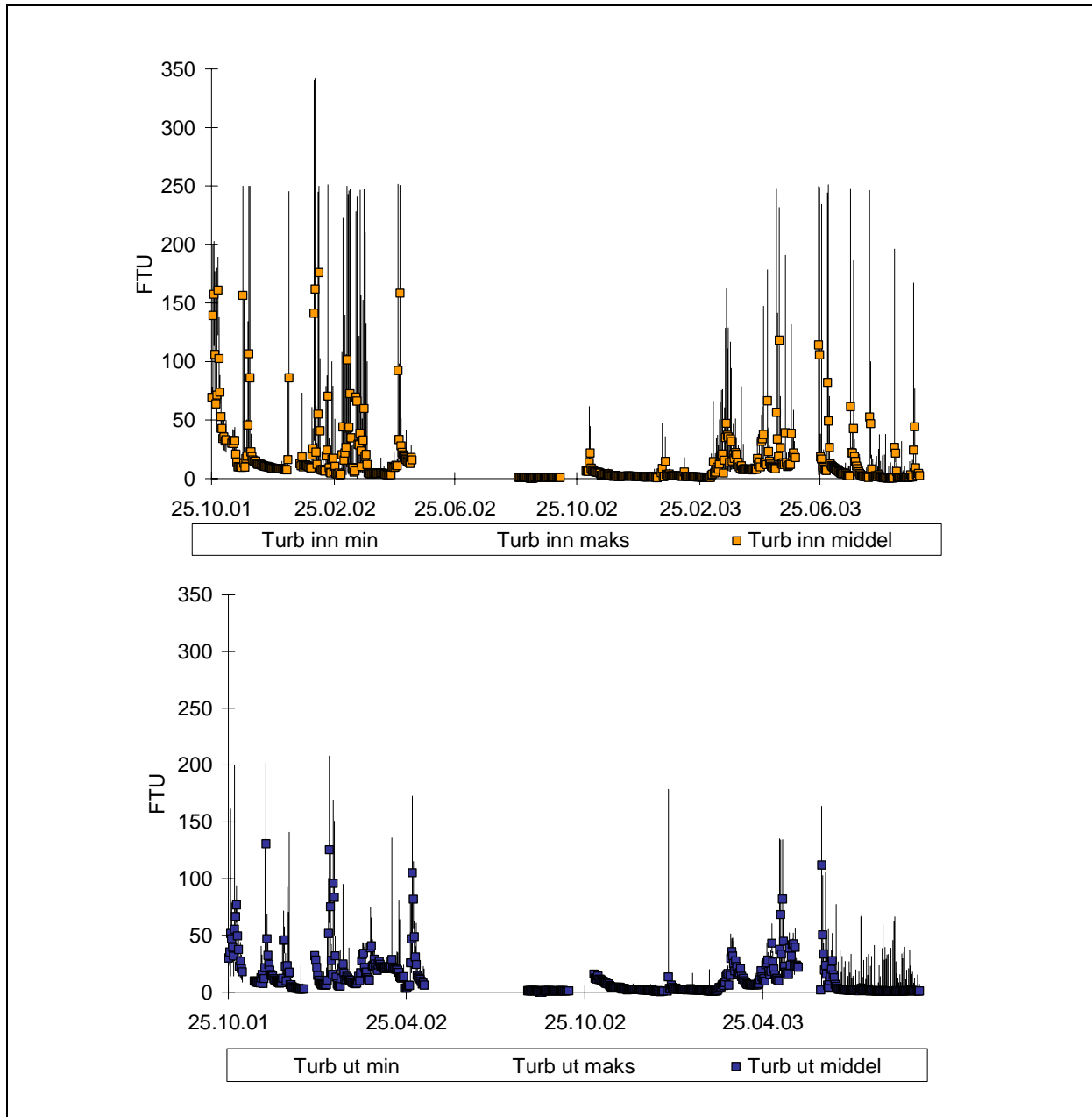
**Figur 26.** Gjennomsnittlig temperatur per døgn i utvalgte perioder fra 25.10.2001 til 02.10.2003.



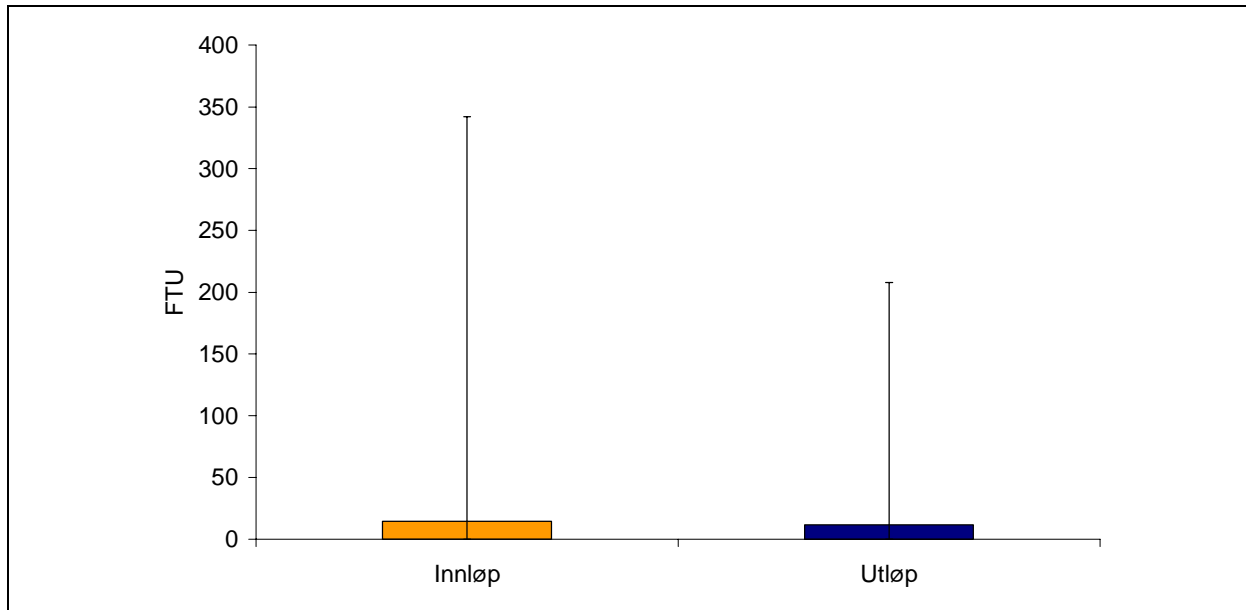
**Figur 27.** Data fra februar – mars 2002 med ulik grad av oppløsning: a) døgnmiddel, b) 5 - minutters intervall over ca 1 mnd., c) 5 - minuttsintervall over ca 2 døgn. Farget felt angir utsnitt for neste figur.

#### 4.3.4 Turbiditet

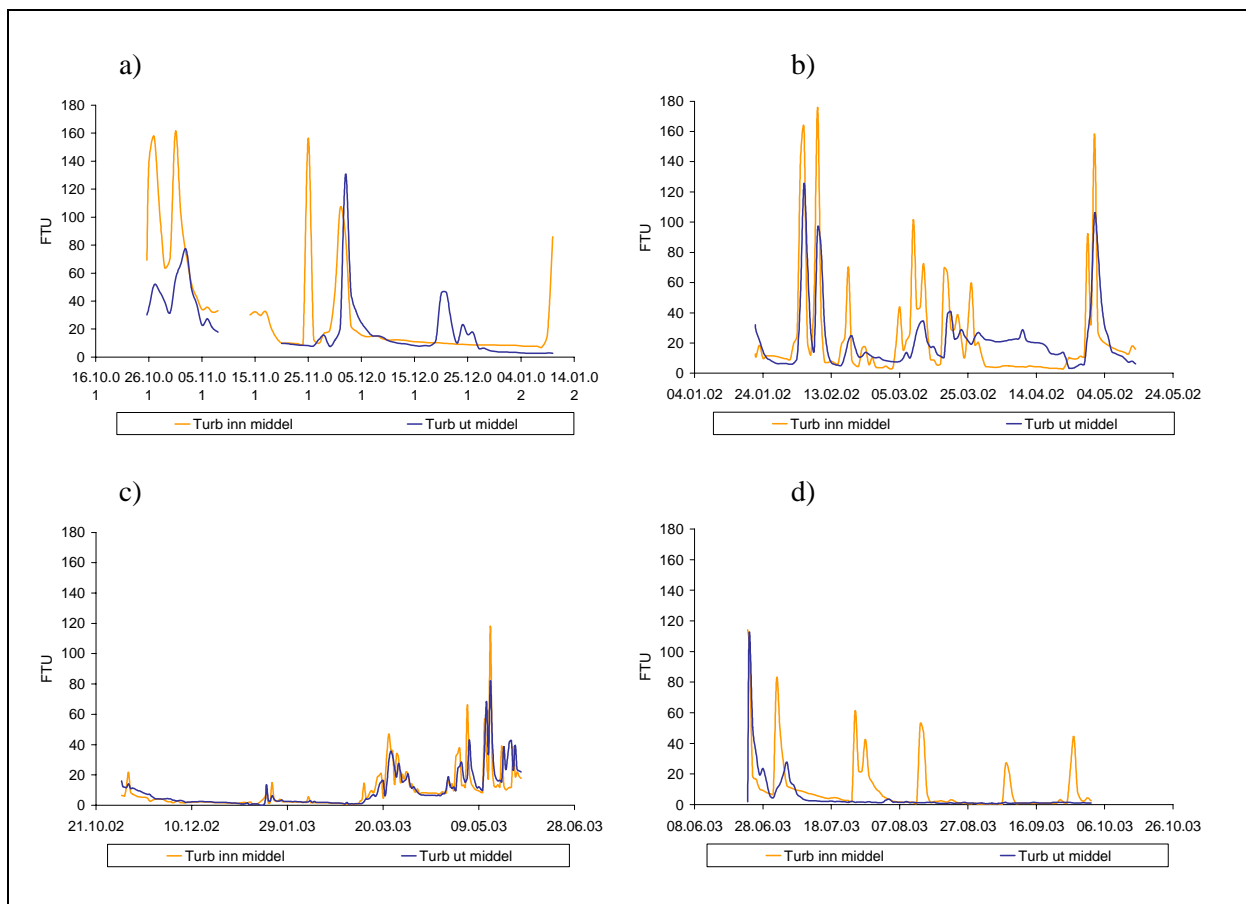
Turbiditet er uttrykk for tettheten av partikler i vannet. Den varierte mye med verdier mellom ca 0 og 342 FTU (**Figur 28**). Den gjennomsnittlige turbiditeten var forholdsvis høy, og høyere ved innløpet enn ved utløpet med henholdsvis 15 og 12 FTU (**Figur 29**). Stor sett følger turbiditeten ved utløpet variasjonene ved innløpet (dog med en viss forsinkelse), men i enkelte tilfeller er partikkelkonsentrasjonen ved utløpet høyere enn ved innløpet over lengre perioder (**Figur 30**). For å få et riktig bilde av dynamikken i bassenget, er det i mange situasjoner nødvendig med høy oppløsning på dataene. Dette er vist med økende detaljeringsgrad fra figurene a) via b) til c). I enkelte perioder ble partikkelkonsentrasjonen ved innløpet til bassenget registrert som klare pulser over døgn. Dette var tilfelle i mars 2002 med svært tydelig topper over en lengre periode. Trolig har dette sammenheng med snøsmelting, jorderosjon i grøftene og avrenning på dagtid, mens det med kjølige netter blir lite overflateavrenning. De påfølgende konsentrasjonstoppene ved utløpet kom etter ca et halvt døgn (10-15 timer), og var svært mye lavere (**Figur 31**). I denne situasjonen har derfor bassenget hatt en svært god foreureningsdempende effekt når det gjelder partikler. Konsentrasjonstoppene ved utløpet følger imidlertid forholdsvis raskt etter toppene ved innløpet. Det var usikre vannføringsmålinger ved innløpet i denne perioden, men utløpsmålingene antyder bare middels stor vannføring. Det antyder at vannet som kommer inn når utløpet vesentlig raskere enn den teoretiske oppholdstiden skulle tilsi.



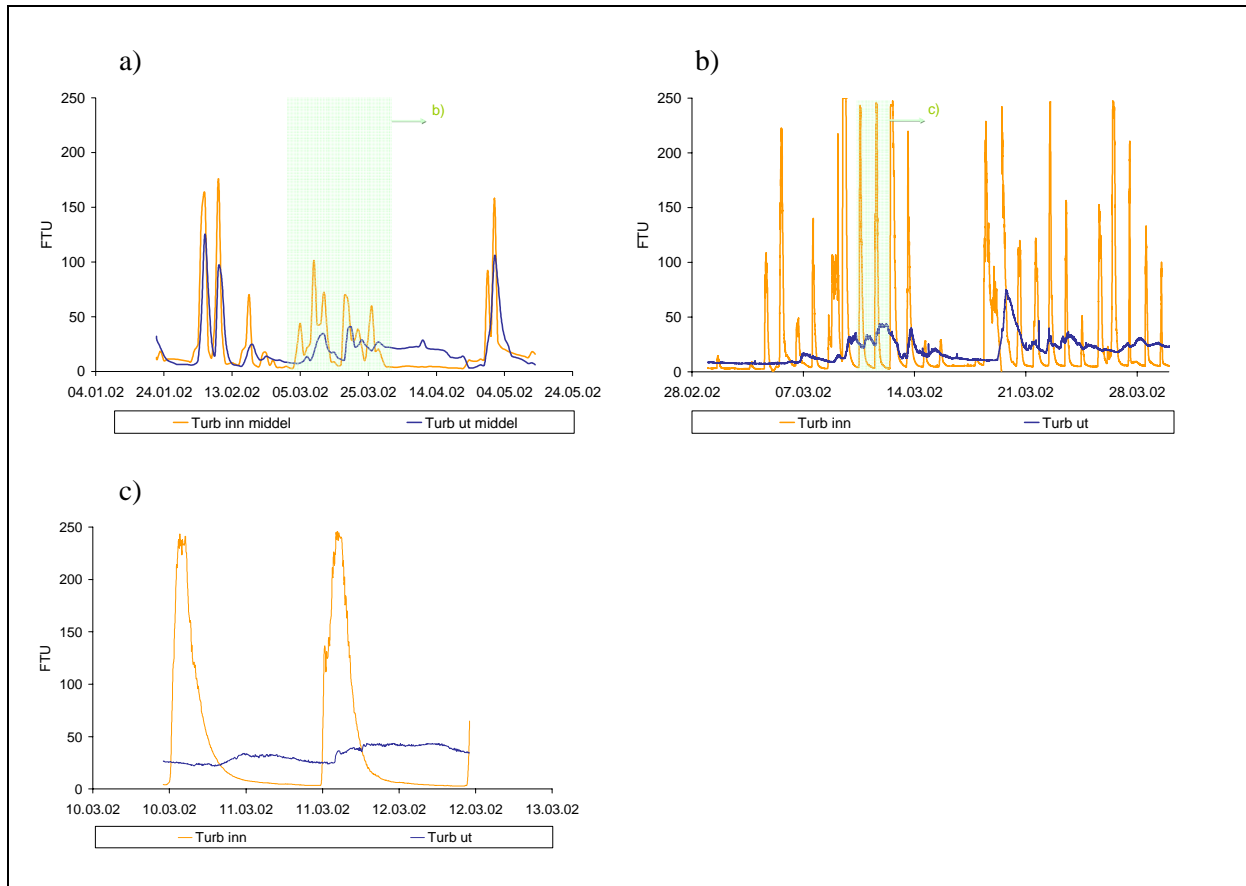
**Figur 28.** Turbiditet som mål på partikkelinnholdet, målt ved innløp og ved utløp fra oktober 2001 til oktober 2003. Angitt som døgnmiddel og som maksimums- og minimumsverdier per døgn.



**Figur 29.** Gjennomsnittlig, maksimums- og minimumsturbiditet ved innløpet og utløpet for perioden 25.10.2001 til 05.12.2003.



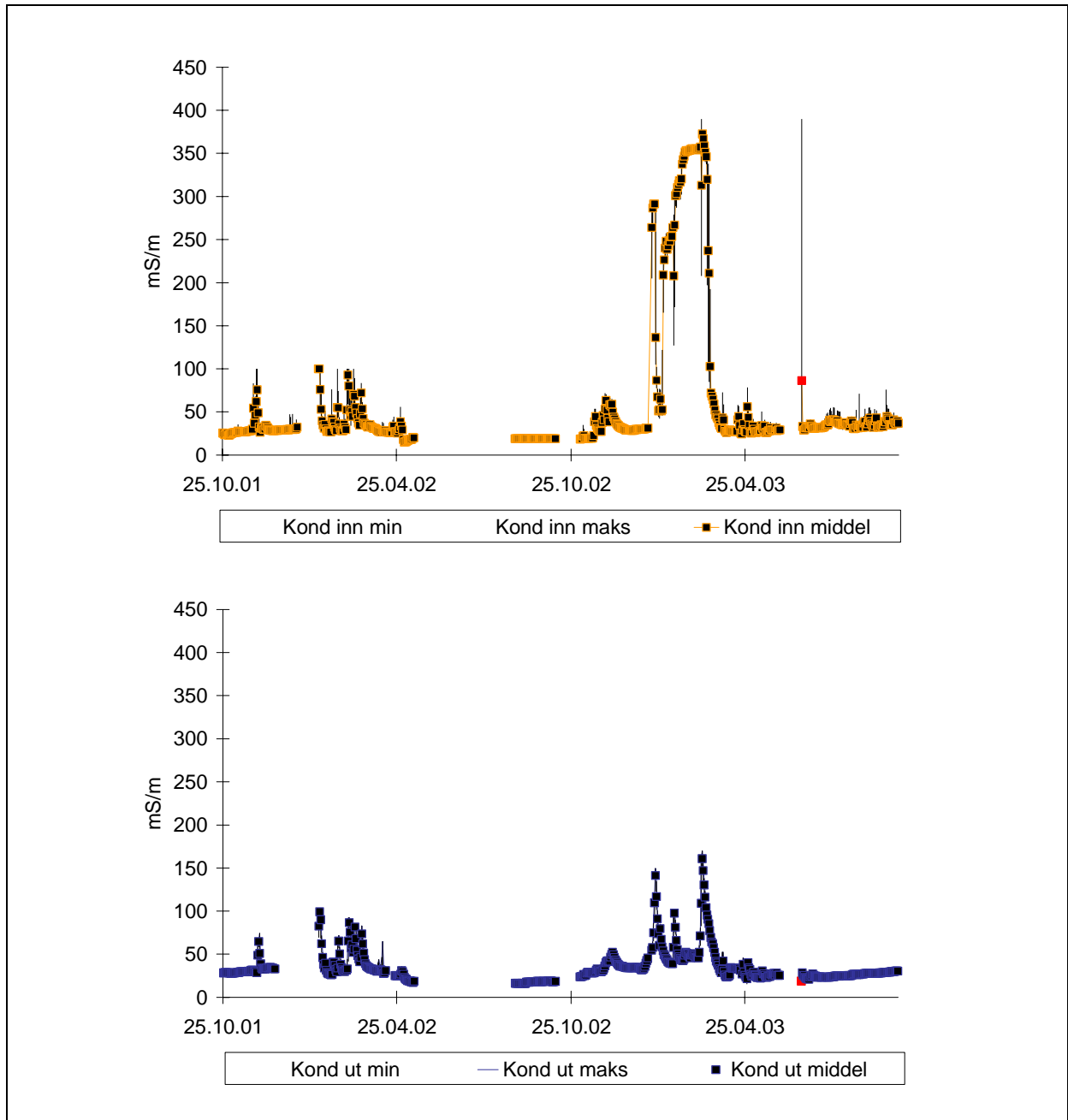
**Figur 30.** Gjennomsnittlig turbiditet per døgn i utvalgte perioder fra 25.10.2001 til 02.10.2003.



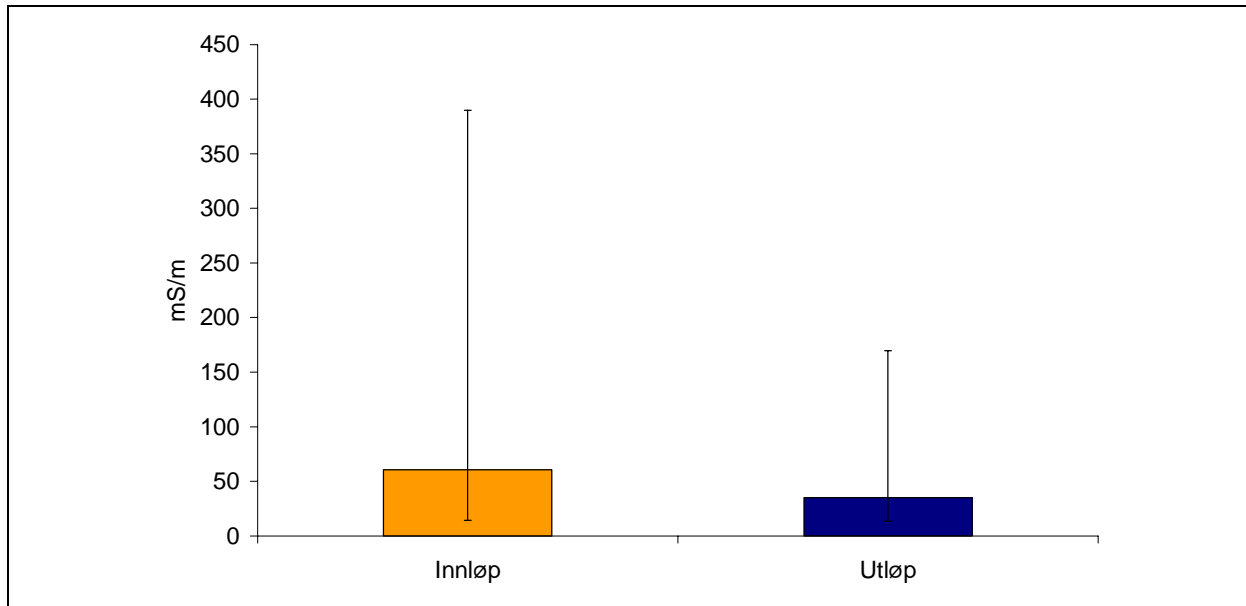
**Figur 31.** Data fra februar – mars 2002 med ulik grad av oppløsning: a) døgnmiddel, b) 5 - minutters intervall over ca 1 mnd., c) 5 - minuttintervall over ca 2 døgn. Farget felt angir utsnitt for neste figur.

#### 4.3.5 Konduktivitet

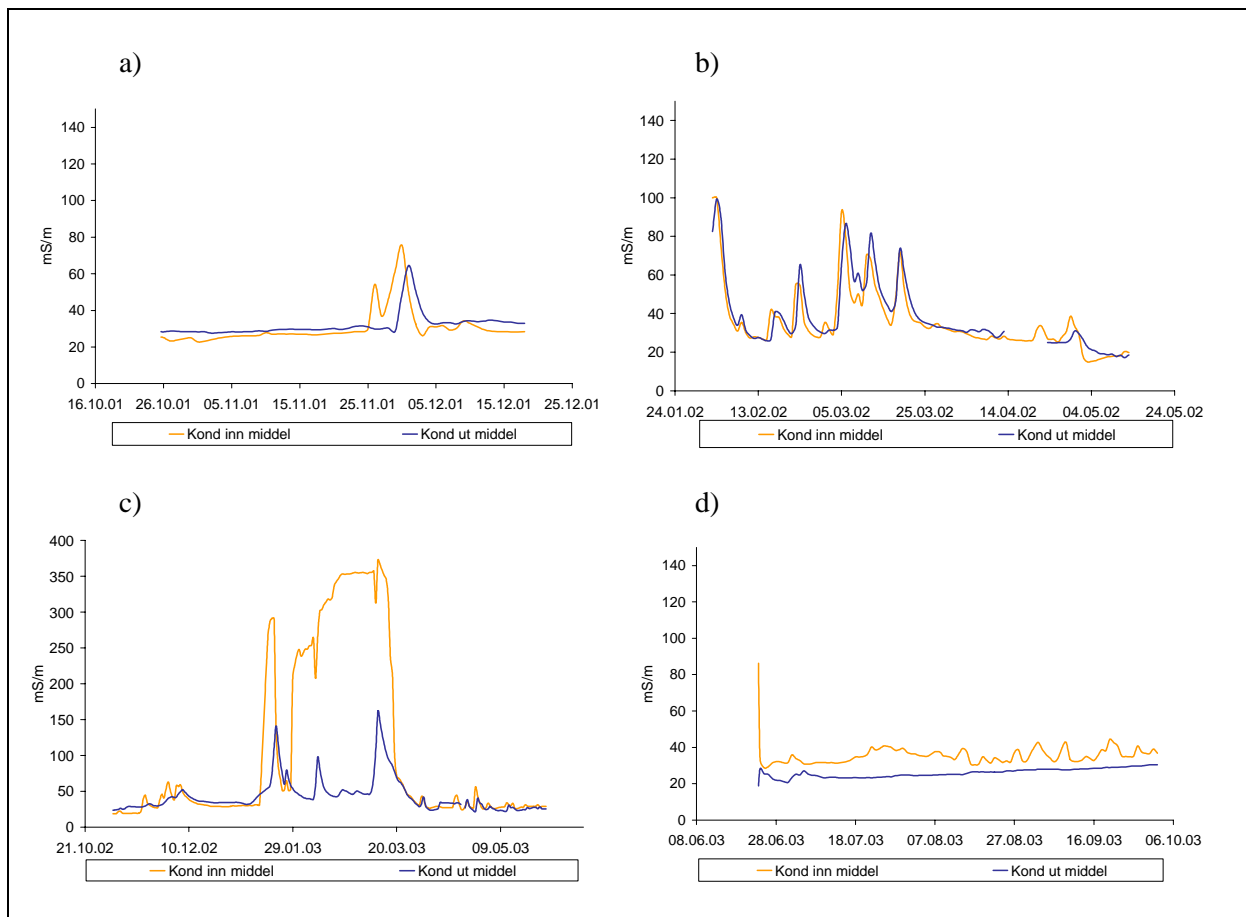
Konduktivitet er uttrykk for vannets innhold av salter (ioner). I denne sammenhengen vil oftest konduktiviteten være en indikator for konsentrasjonen av vegsalt. Vegsalt består i det alt vesentlige av NaCl. Konduktiviteten varierte mye i løpet av måleperioden med verdier mellom ca 13 og 390 mS/m (**Figur 32**). Den gjennomsnittlige konduktiviteten var forholdsvis høy, og høyere ved innløpet enn ved utløpet med henholdsvis 60 og 35 mS/m (**Figur 33**). Maksimumsverdiene var 390 og 170 ved henholdsvis innløp og utløp. Stort sett følger toppene i konduktiviteten ved utløpet like etter toppene ved innløpet, men i enkelte tilfeller er konduktiviteten ved utløpet høyere enn ved innløpet over lengre perioder (**Figur 34**). Det skyldes at salt avrenning til bassenget er opphørt, men at det fremdeles er høyt saltnivå i bassenget og/eller i utløpskummen. For å få et riktig bilde av dynamikken i bassenget, er det i mange situasjoner nødvendig med høy oppløsning på dataene. Dette er vist med økende detaljeringsgrad fra figurene a) via b) til c). Døgnmiddelverdiene viste i mange tilfeller at konduktiviteten er omkring den samme ved utløpet som ved innløpet og antyder derved liten eller ingen effekt av bassenget (**Figur 35 a**). Ved å se på dataene for 5 minutt intervall kommer det imidlertid fram at bassenget også i disse situasjonene hadde en klar effekt. Konsentrasjonstoppene ved utløpet ble dempet betydelig i forhold til innløpet. I dette eksemplet ble konsentrasjonstoppene redusert til ca halvparten i utløpet. Konsentrasjonstoppene nådde utløpet mellom ca 10 og 15 timer etter innløpet. Dette er forholdsvis raskt og indikerer at den reelle oppholdstiden for vannet som kommer inn i bassenget er mindre enn den beregnede teoretiske oppholdstiden.



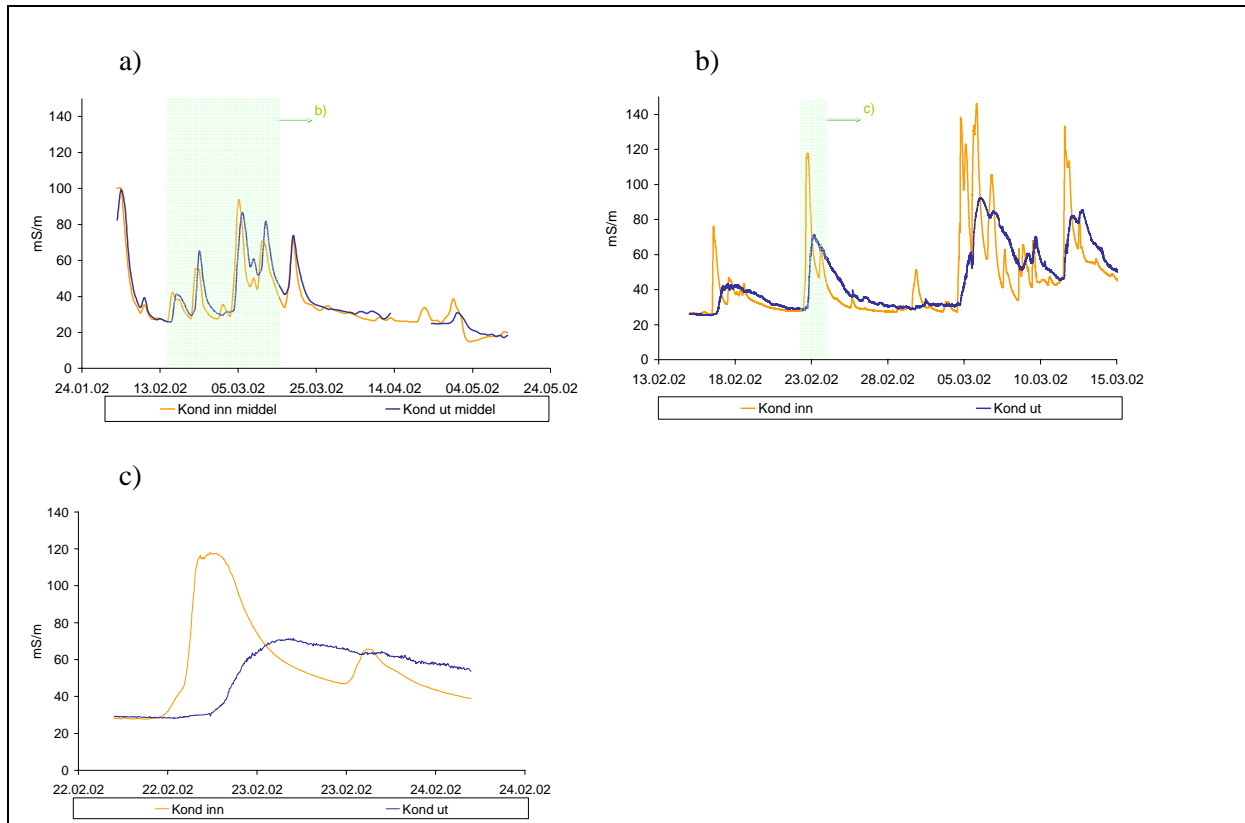
**Figur 32.** Konduktiviteten målt ved innløp og ved utløp fra oktober 2001 til oktober 2003. Angitt som døgnmiddel og som maksimums- og minimumsverdier per døgn. Rødt punkt angir start på saltforsøk.



**Figur 33.** Gjennomsnittlig, maksimum og minimum konduktivitet ved innløpet og utløpet for perioden 25.10.2001 til 05.12.2003.



**Figur 34.** Gjennomsnittlig konduktivitet per døgn i utvalgte perioder fra 25.10.2001 til 02.10.2003. Figur d) har en annen skala på y-aksen enn de øvrige figurene.



**Figur 35.** Data fra februar – mars 2002 med ulik grad av oppløsning: a) døgnmiddel, b) 5 – minutters intervall over ca 1 mnd., c) 5 - minuttersintervall over ca 2 døgn. Farget felt angir utsnitt for neste figur.

#### 4.3.6 Bassengstudier

Ved ulike årstider, vår, sommer og vinter ble det utført detaljerte situasjonsstudier av temperatur og den vannkjemiske tilstanden i bassenget. Ved alle tidspunktene ble det undersøkt fordelingen av salt (konduktivitet) og partikler (turbiditet) samt målt temperaturen på mange dyp langs flere tverrsnitt av bassenget (**Figur 15**). Sommeren 2003 ble dette utvidet med et forsøk på tilsetning av salt for så å følge ”saltbølgen” gjennom bassenget.

SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann er anvendt både på vann og sediment i bassenget (Andersen m.fl. 1997). Disse kriteriene er ikke beregnet på denne type resipienter. Vi har likevel valgt å bruke dem for å synliggjøre konsentrasjonsnivåene på de forurensende stoffene.

#### Temperatur

Vanntemperaturen i bassenget 9. april 2003 lå mellom ca 1 og 7 °C med de fleste målingene mellom 4 og 6 °C. Vannet var kaldest i overflaten mot utløpet. Den høyeste temperaturen ble målt langs bunnen ved innløpet (

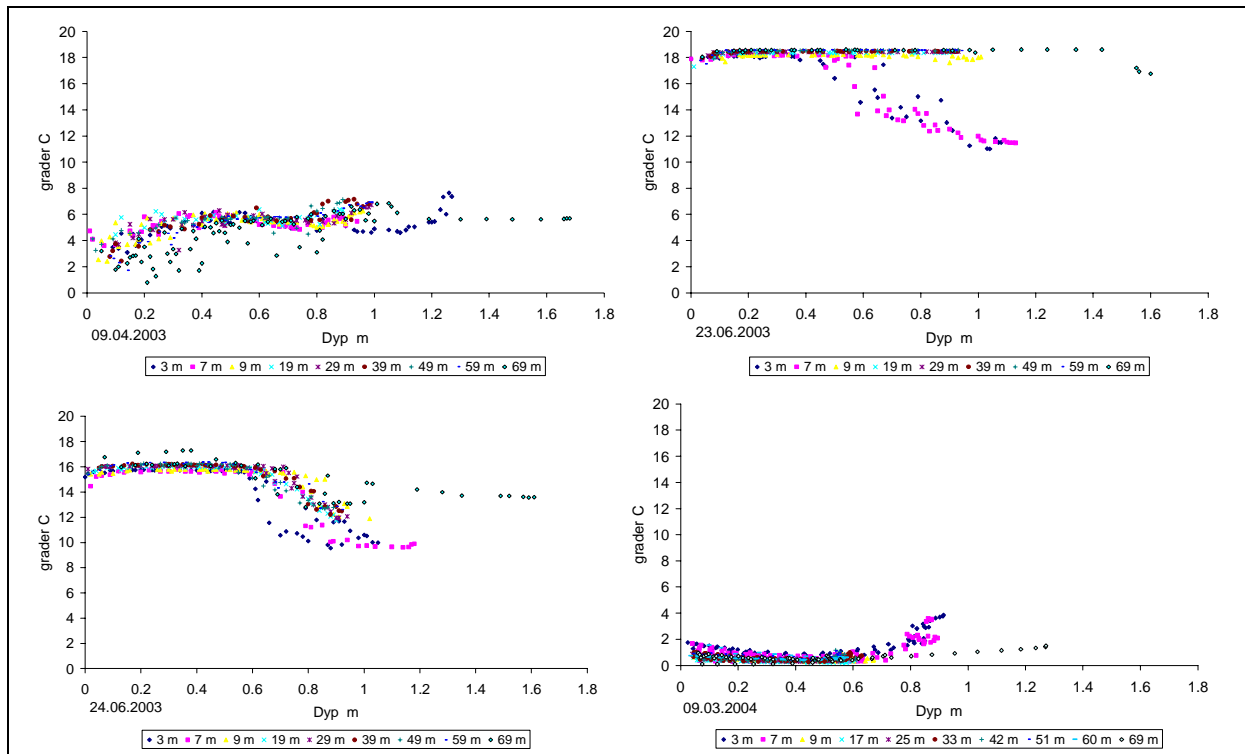
**Figur 36**). Det lå fremdeles noe is på overflaten mot utløpet.

Den 23. juni var temperaturen i hele vannsøylen i hovedbassenget 18-19 °C. I sedimentasjonsdelen var det synkende temperaturer mot bunnen. Dette skyldtes det kaldere vannet som kom inn ved innløpet (**Figur 26 d**). I løpet av kvelden den 23. og natt til 24. juni var det regnvær og delvis høy vannføring til bassenget. Ut på formidagen var temperaturen i den øverste 0,6 m 2 - 3 °C lavere. I de dypere lagene var temperaturen mer variabel, men stort sett mellom 3 og 6 °C lavere enn dagen før (

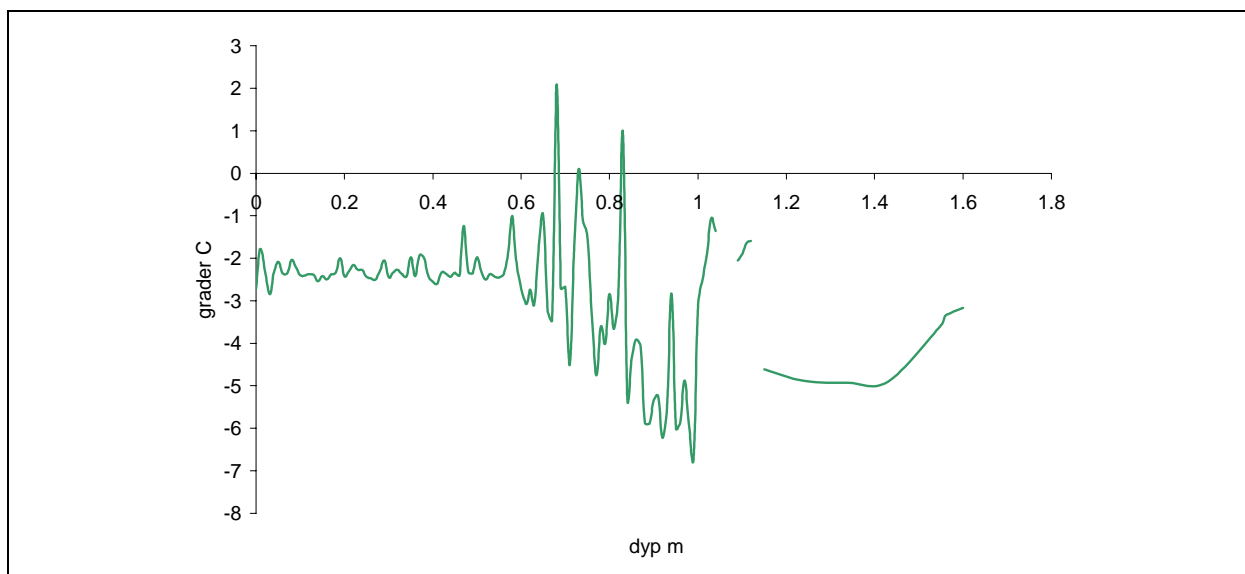


**Figur 37).** Temperatursenkningen var forårsaket av tilførsler av forholdsvis kaldt vann ved innløpet. Den stor vannmengden som fulgte etter regnværet syntes i stor grad å følge den dypeste delen av bassenget videre mot utløpet.

Senvinteren, 9. mars 2004, lå temperaturen stort sett mellom 0 og 2 °C. Bunnvannet ved innløpet var imidlertid varmere med temperaturer opp mot 4 °C, noe som skyldes tilsig av varmere grunnvann.



**Figur 36.** Fordeling av alle temperaturmålinger i dypet for hver dato. Angitt for hvert prøvetakingstverrsnitt av bassenget.



**Figur 37.** Den gjennomsnittlige temperaturendringen i ulike vannlag i bassenget fra ca kl 14 den 23.06.03 til ca kl 12 dagen etter.

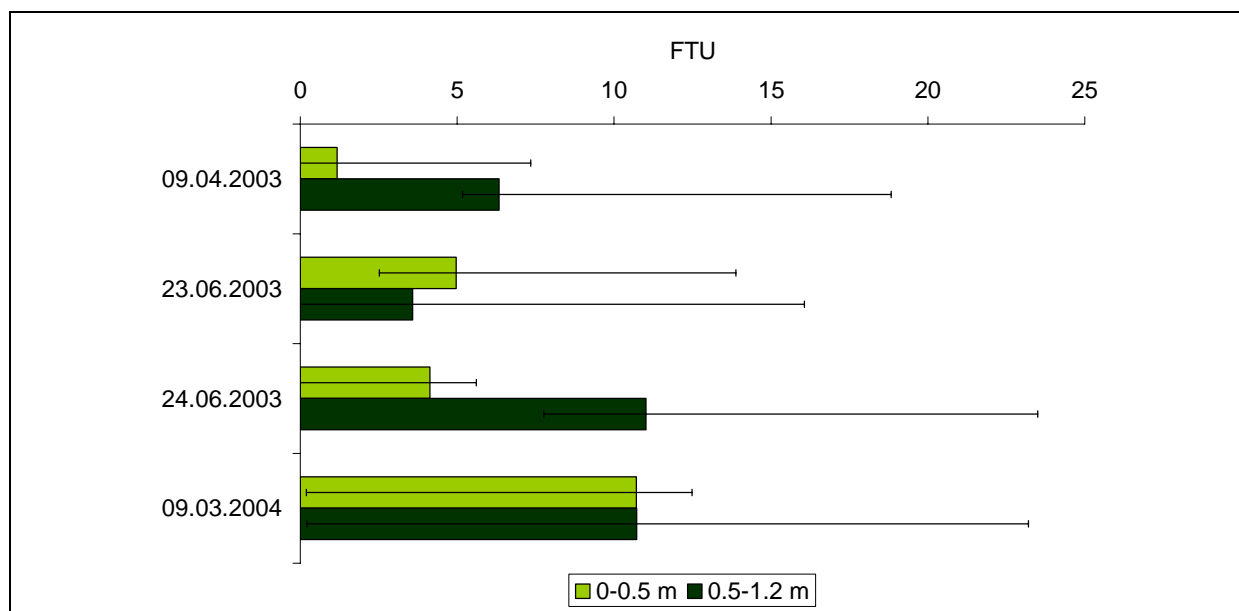
## Partikler

Partikkelkonsentrasjon ble målt som turbiditet. Det var til dels meget vanskelig å få gode målinger. Årsaken er at det etter hvert ble en betydelig algebegroing (dominert av *Cladophora sp*) i bassenget. Algene forekom som ansamlinger av trådalger fra nær bunnen og opp til overflaten i store deler av bassenget (**Figur 14**). Algene virker som et filter som samler opp store mengder partikler. Når måleinstrumentene kom nær disse algeansamlingene utløste det en partikkelsky eller algetrådene la seg over instrumentet og hindret turbiditetsmålingen.

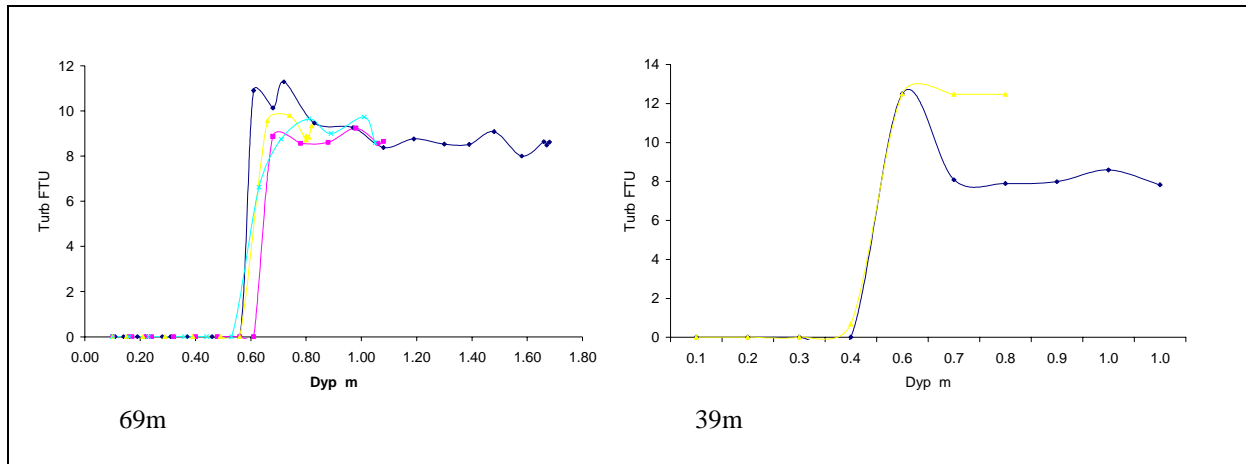
Når alle målingene over og under 0,5 m dyp i bassenget ble samlet til en gjennomsnittsmåling, ble det likevel tolkbare resultater (**Figur 38**). 9. april 2003 var det en klar vertikalfordeling av partiklene med høye konsentrasjoner i nederste vannlaget. På dette tidspunktet var det også mulig å få en del gode vertikalmålinger fra algefrie områder. Disse viste en klar lagdeling av partiklene i bassenget. Over 0,6 m dyp var det tilnærmet klart vann, mens det var forholdsvis høye konsentrasjoner under dette nivået (**Figur 39**). Den høye turbiditeten fulgte også ut i utløpsrørene som vist ved de høye konsentrasjoner ned til 1,6 m dyp ved prøveprofilen i et utløpsrør.

Under sommersituasjonen 23. juni 2003 kunne det ikke påvises en slik fordeling av partikler. Dagen etterpå kunne det imidlertid påvises vesentlig høyere konsentrasjoner under 0,5 m dyp enn dagen før. Årsaken til dette var trolig den store avrenningen fra vei og grøfter grunnet kraftig regnvær, og med tilhørende høye konsentrasjoner av partikler. Som antydte også ved resultatene fra temperaturmålingene ser det ut til at dette vannet først og fremst følger bunnen. Ved rask gjennomstømsning av vann kan det også foregå resuspensjon av partikler fra bassengbunnen.

Den 9. mars 2004 var bassenget islagt slik at det ikke har vært noen omrøring i vannmassene grunnet vind. Det ble imidlertid i gjennomsnitt for hele bassenget registrert høye partikkelkonsentrasjoner i hele vannsøylen. Trolig skyldes dette at svært mange av målingene ble tatt i nærheten av algeansamlinger (ikke mulig å se p.g.a. isen). Resultatene er derfor meget usikre og gir ikke uttrykk for partikkelinnholdet i vannfasen.



**Figur 38.** Fordeling av partikler mellom øvre (0 - 0.5 m) og nedre (0.5-1.2 m) skikt i bassenget. Gjennomsnittsverdier for hele bassenget med maksimum og minimumsverdier ved hver dato. Ansamlinger av trådalger vanskeliggjør målinger og tolking unntatt 09.04.2003.



**Figur 39.** Vertikal fordeling av partikler (turbiditet) ved utvalgte prøveprofiler 39 m og 69 m fra innløpet 09.04.2003.

### Vegsalt

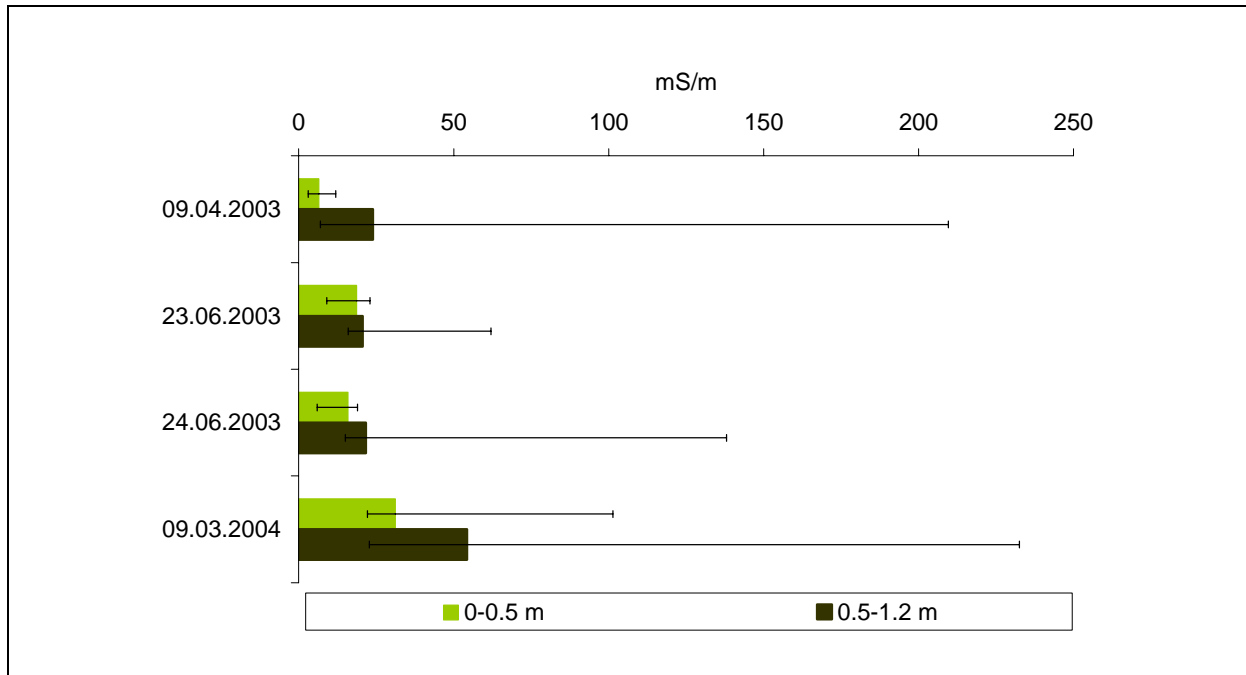
Konduktiviteten er anvendt som uttrykk for konsentrasjonen av vegsalt. I alle situasjonsstudiene var det i gjennomsnitt for bassenget høyere konsentrasjoner av salt i bunnvannet enn i overflaten, spesielt store var forskjellene i maksimalkonsentrasjonene (**Figur 40**). Den vertikale fordelingen av konduktiviteten var imidlertid noe forskjellig for hver av de fire situasjonsstudiene.

Den 9.4.2003 lå det et ca 0,2 m tykt skikt på bunnen med klart forhøyede saltkonsentrasjoner over hele hovedbassenget. I slambassenget var det i tillegg til dette ytterligere et tynt skikt ved bunnen med enda høyere konsentrasjoner (**Figur 41**). Resultatene viser at saltanriket vann fra vegavrenningen siger mot bunnen av bassenget. I utløpsrøret var det vann med lave konsentrasjoner i denne studien. Utstikket på 0,3 m på utløpsrøret inn i bassenget (**Figur 16**) holdt tilbake bunnskiktet med saltanriket vann.

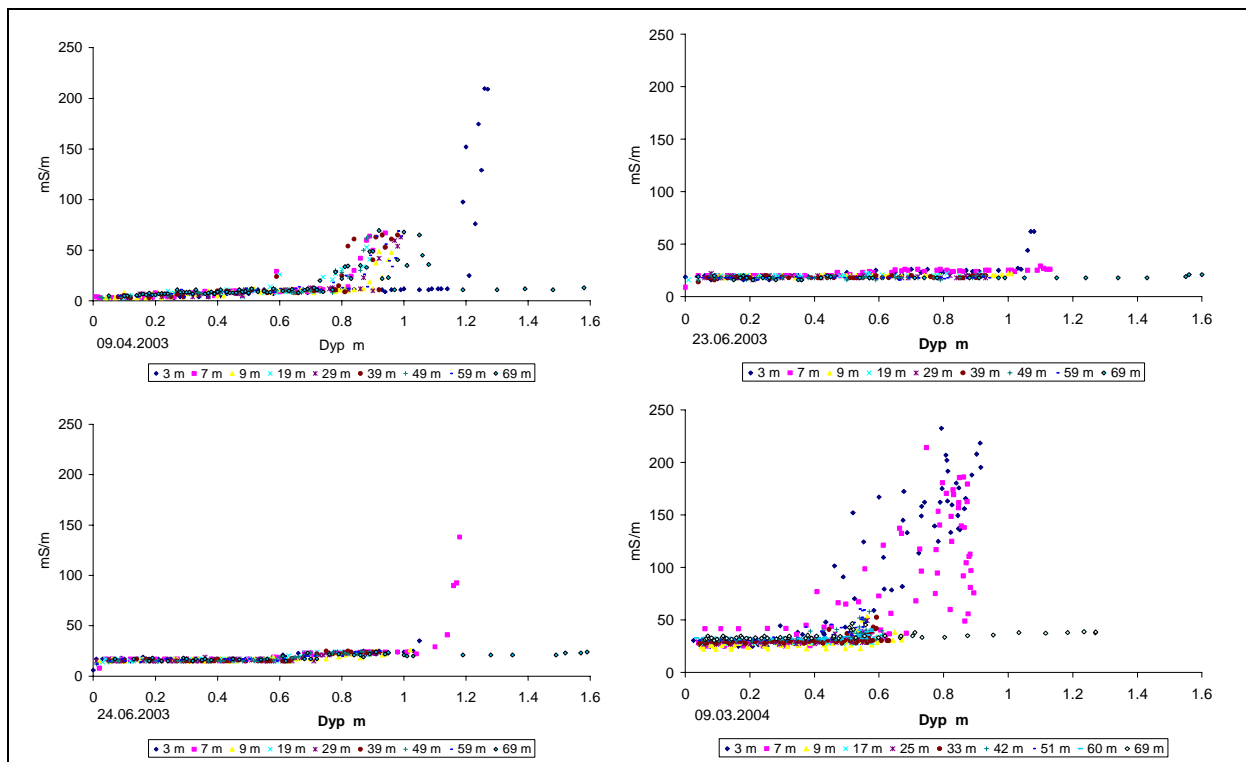
Den 23.6.2003 var det bare en svak sjiktning basert på saltanriket vann. Det var noe forhøyede verdier mot bunnen i slambassenget. Etter salttilsetningen mellom kl. 15.50 og 16.30 ble det, som forventet, en endring i konsentrasjoner og fordeling av salt. Gjennomsnittskonsentrasjonene ble ikke vesentlig forskjellige fra dagen før, men maksimalkonsentrasjonen ble vesentlig høyere. Konsentrasjonsøkningene ble bare observert i bunnområdene. Det øvre vannlaget var tilsynelatende upåvirket av salttilsetningen og hadde i gjennomsnitt lavere konduktivitet dagen etter salttilsetningen. Hovedårsaken til dette var sannsynligvis regn direkte på overflaten og avrenning fra bassengkanten som tynnet ut konsentrasjonen av salter i overflaten. Konsentrasjonen i utløpet økte likevel noe som følge av salttilsetningen (se **Figur 45** og **Figur 46**)

Vintersituasjonen slik den ble undersøkt 9.3.2004 viste større grad av saltakkumulering enn de tidligere undersøkelsene. Akkumuleringen var imidlertid først og fremst påtagelig i slambassenget med forholdsvis høye konsentrasjoner fra bunnen og 0,4-0,5 m oppover i vannsøylen (**Figur 41**).

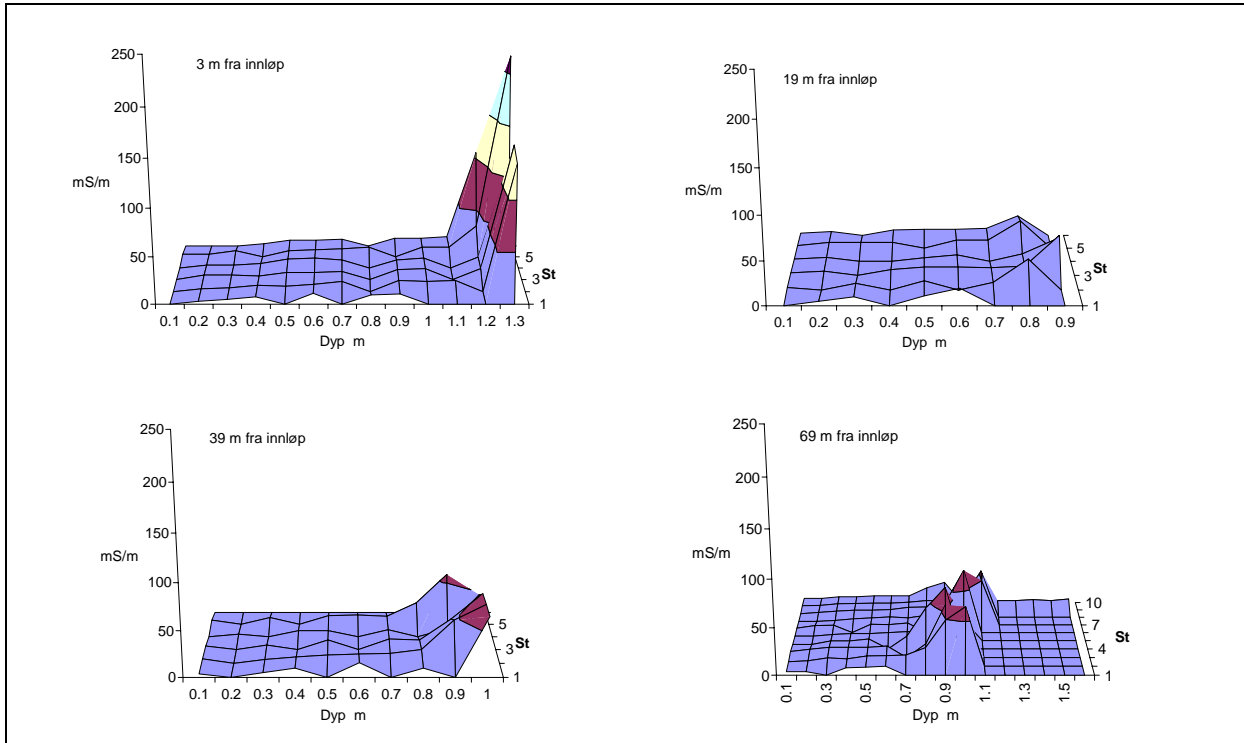
Det var liten grad av variasjon i saltkonsentrasjonene på tvers av bassenget (**Figur 42** og **Figur 43**).



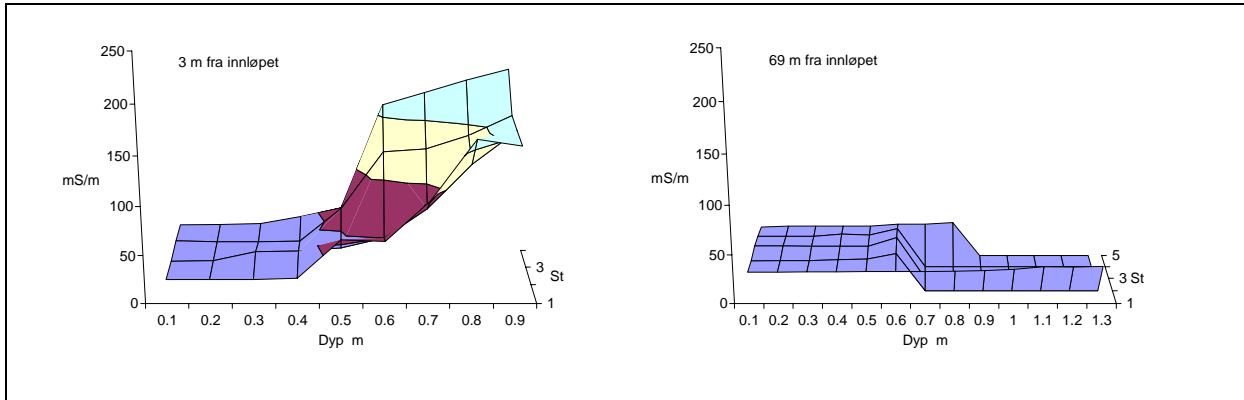
**Figur 40.** Fordeling av salter mellom øvre (0 – 0,5 m) og nedre (0,5-1,2 m) skikt i bassenget. Gjennomsnittsverdier for hele bassenget med maksimum og minimumsverdier ved hver dato.



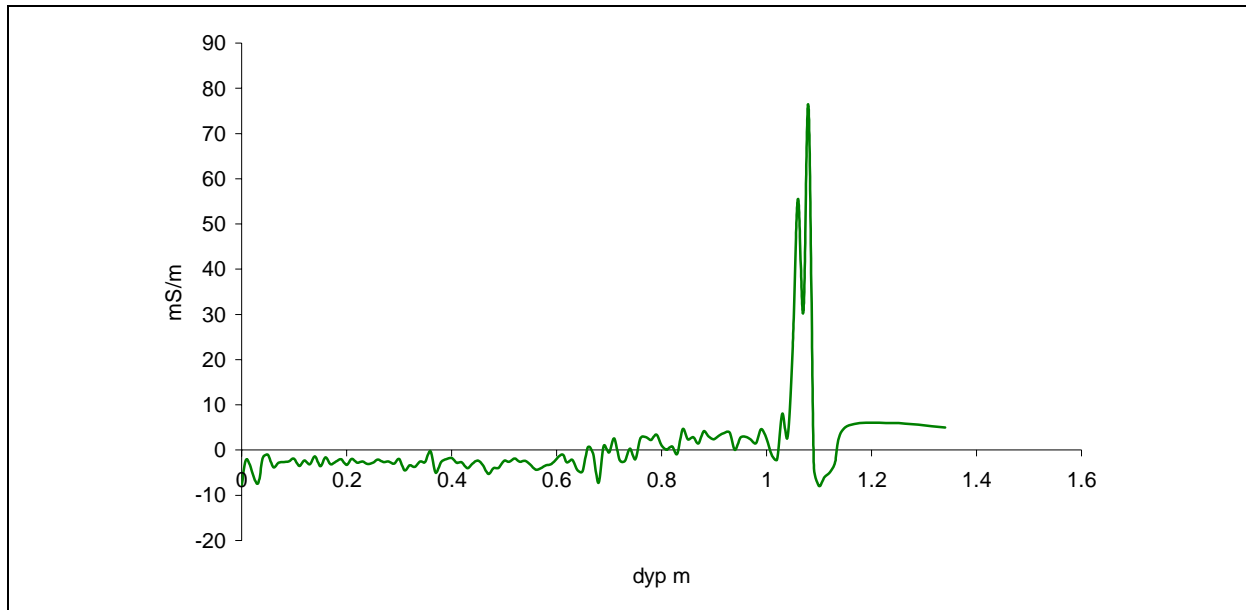
**Figur 41.** Fordeling av alle konduktivitesverdier i dypet for hver dato. Angitt for hvert prøvetakingstverrsnitt av bassenget.



**Figur 42.** Fordeling av salter (konduktivitet) på ulike dyp og på tverrs (st 1-6 (10)) av bassenget ved fire avstander fra innløpet 09.04.2003. Fargeendring skjer ved hver endring på 50 mS/m.



**Figur 43.** Fordeling av salter (konduktivitet) på ulike dyp og på tverrs (st 1-6 (10)) av bassenget ved tre avstander fra innløpet 09.03.2004. Fargeendring skjer ved hver endring på 50 mS/m.



**Figur 44.** Den gjennomsnittlige endringen i konduktivitet i ulike vannlag i bassenget fra ca kl 14 den 23.06.03 til ca kl 12 dagen etter. 20 kg salt fordelt på 100 L vann ble tilsatt oppstrøms innløpskummen den 23.6 mellom ca 15.50 og 16.30.

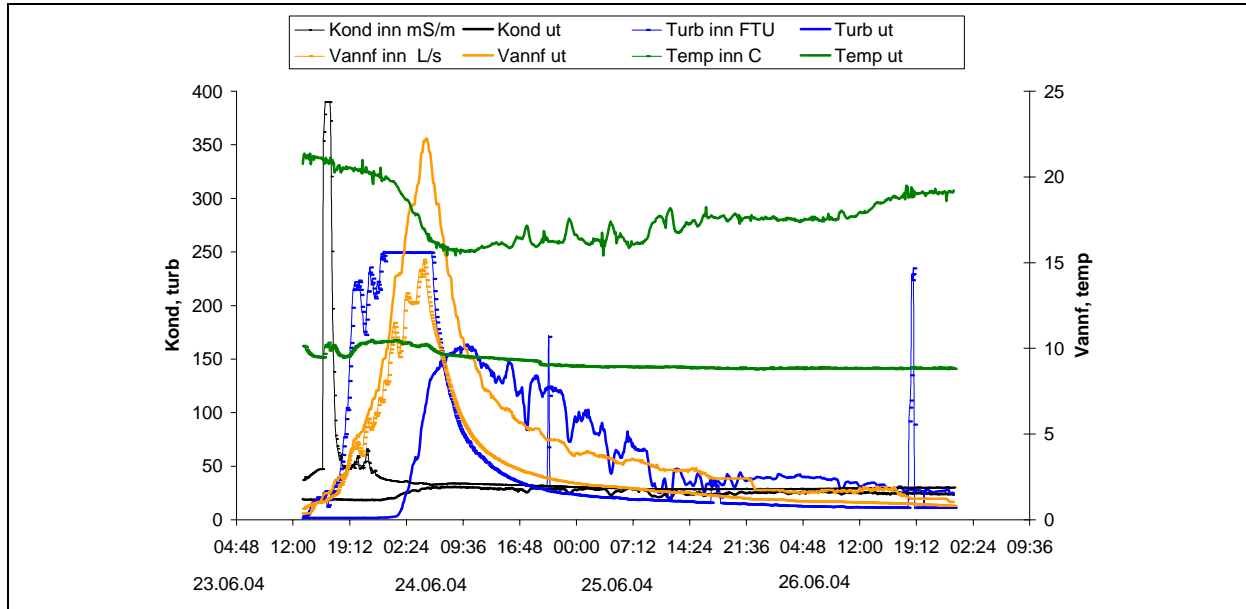
### Salttilsetning

Test med tilsetning av salt ved innløpet til bassenget ble gjort den 23.06.2003. I løpet av ca 40 minutter, fra 15.50 til 16.30, ble det i en kum oppstrøms innløpskummen tilsatt 20 kg salt fordelt jevnt på 5 porsjoner med 4 kg i 20 L vann i hver porsjon. Som vist i **Figur 41**, var konduktiviteten i hovedbassenget før tilsetningen den samme gjennom hele vannsøylen (ca 20 mS/m), mens det i sedimentasjonsdelen var noe høyere verdier på større dyp enn 0,5 m (mellom 25-60 mS/m). Etter salttilsetningen steg konduktiviteten ved innløpskummen bratt fra omkring 47 mS/m til nærmere 400 mS/m i løpet av få minutter (**Figur 45**). Etter ca 1,5 t var konduktiviteten i innløpskummen tilbake til det "normale", men med enkelte små topper i saltkonsentrasjoner inne i mellom. En elektrode målte konduktiviteten på betongkanten mellom slambassenget og hovedbassenget. Dette var ca 8 m fra innløpet og ca 0,7 m over bunnen på slambassenget. Elektroden registrerte en "saltbølge" ca 9,5 t etter tilsetningen av salt (**Figur 46**). Det ble da registrert en tydelig bølge som varte ca 4 t. Starten på denne bølgen ble registrert samtidig med at konduktiviteten begynte å stige ved utløpet. Det syntes derfor som om det hadde foregått en transport av salt vann utover i bassenget før det ble registrert av elektroden på betongkanten. Trolig skyldes dette at saltvannet "kryper" over kanten i et forholdsvis tynt lag under konduktivitetselektroden (måler ca 2-3 cm over kanten) eller på andre lavereliggende steder langs betongkanten inntil vannføringen inn til bassenget blir så stor at større mengder saltvann i de dype områdene av slambassenget presses over.

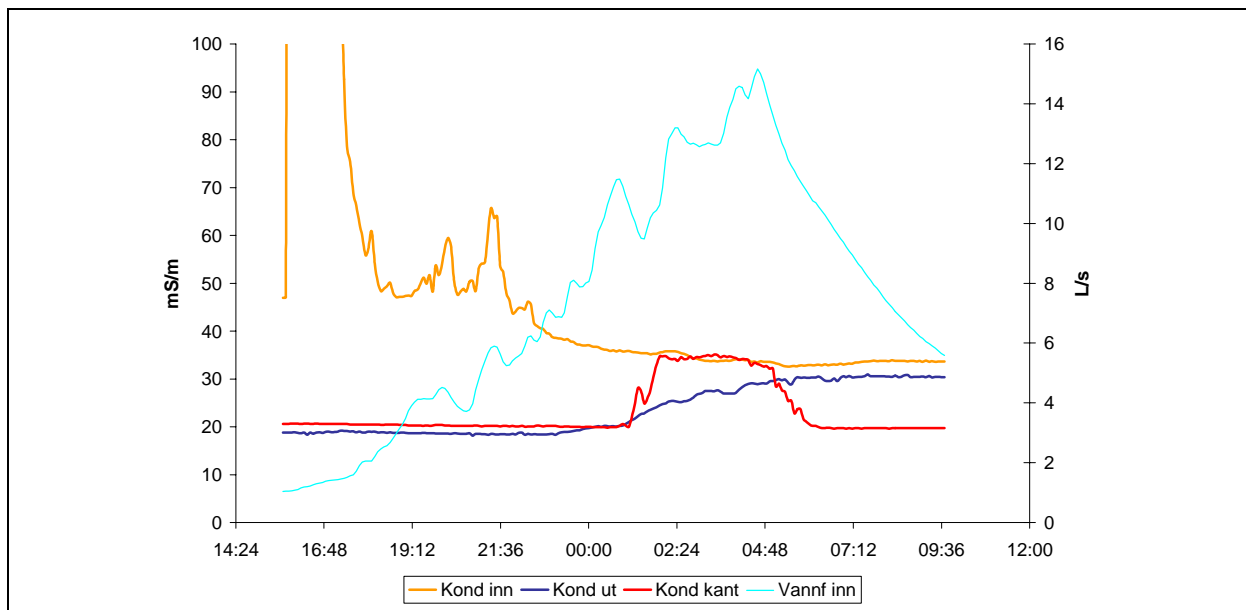
Konduktivitetøkningen ved utløpet etter salttilsetningen var ikke mer enn ca 10 mS/m. Det er langt mindre enn forventet dersom saltet var blitt blandet momentant med alt vannet i bassenget (ca 20 mS/m). Det er derfor ikke en "elv" med saltvann som går gjennom bassenget. Saltvannet synes først og fremst å legge seg langs bunnen, slik som vist på detaljstudiene fra 23. til 24. juli. Bunnvannet i sedimentasjonsdelen av bassenget (7 m fra innløpet) hadde da en konsentrasjonsøkning fra ca 20-30 mS/m opptil 150 mS/m. Den gjennomsnittlige konsentrasjonsøkningen på 1-1,10 m dyp var mellom ca 50 og 80 mS/m (**Figur 44**). Det ble også registrert en svak konsentrasjonsøkning i vannet dypere enn 0,7 m, samt i utløpet.

Turbiditeten økte også kraftig ved innløpet like etter salttilsetningen. Det skyldtes den raskt stigende vannføringen som dro med seg partikler fra veggrøfter, rør og kummer. Temperaturen ved innløpet var

lav i forhold til temperaturen ved utløpet (**Figur 45**). Etter en periode på ca. 9-10 timer kunne endringene i turbiditet og konduktivitet ved innløpet registreres ved utløpet. Samtidig ble det registrert en raskt synkende temperatur. Vannføringen ved utløpet fulgte samme forløp som ved innløpet, uten forsinkelse, men den var noe høyere. Forklaringen på den forhøyede vannføringen ved utløpet er sannsynligvis avrenning fra sideterreng samt regn direkte på overflaten (se 4.3.1). Den gjennomsnittlige vannføringen i denne perioden var ca 5 L/s. Det innebærer en teoretisk oppholdstid på ca 80 t.



**Figur 45.** Konduktivitet (salter), turbiditet (partikler), temperatur (°C) og vannføring (L/s) ved innløp og utløp av bassenget under forsøket med salttilsetning.



**Figur 46.** Konduktivitet ved innløp, på betongkant 0,7 m over bunnen på slambassenget (ca 8 m fra innløpet), ved utløpet, samt vannføring ved innløpet de første timene etter salttilsetningen ved innløpet.

## Tungmetaller

Under vintersituasjonen 9.3.2004 ble konsentrasjonene av et utvalg tungmetaller målt i tre skikt i bassenget: fra 0 til 0,5 m dyp, fra 0,5 m dyp til like over bunnen og umiddelbart over bunnen. Prøvene ble tatt ved 5 m, 20 m, 40 m og 60 m avstand fra innløpet.

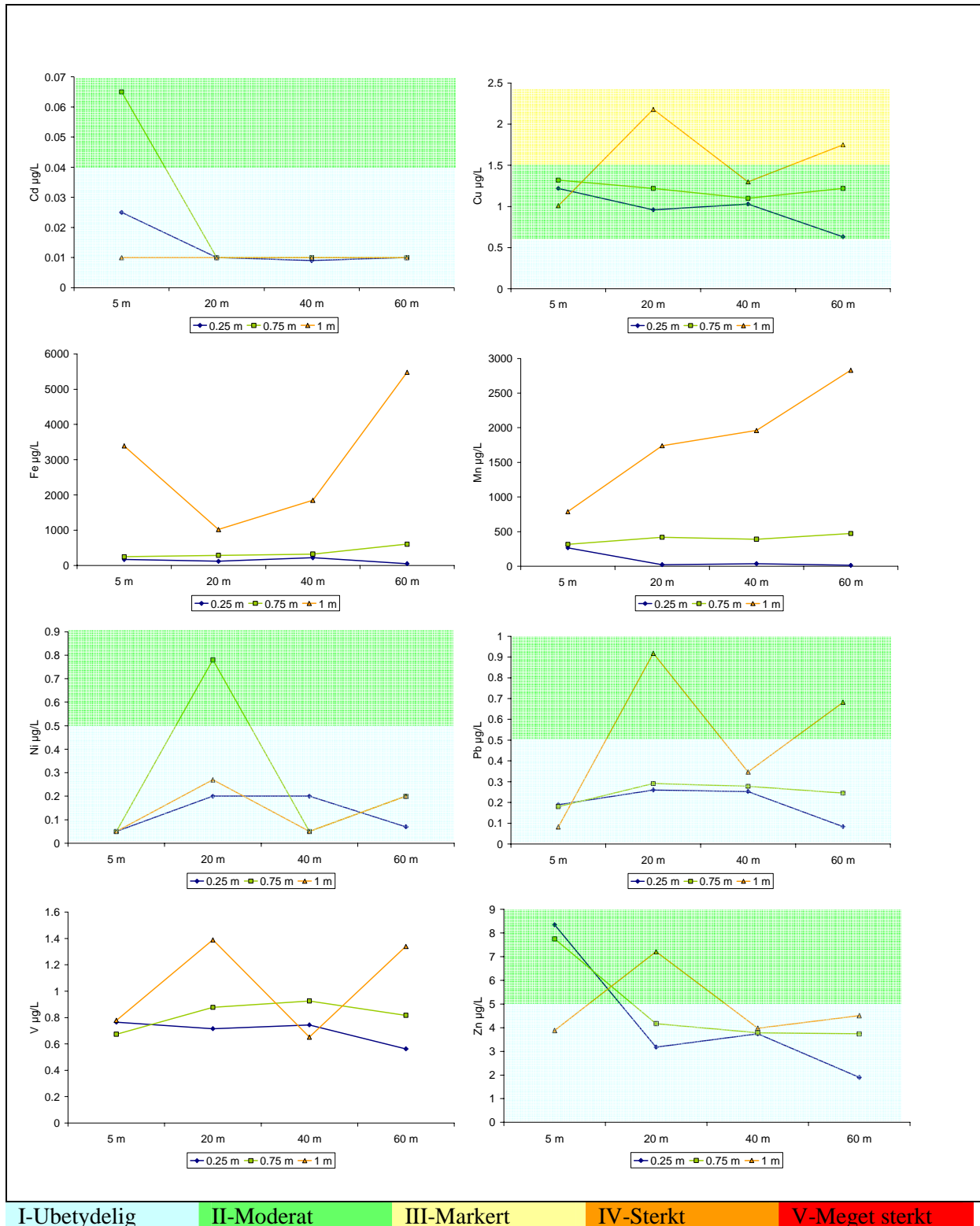
Sett i forhold til SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann hadde de fleste metallene lave konsentrasjoner på alle dyp og på alle avstander fra innløpet (

**Figur 47**). Konsentrasjonene tilsvarte forurensningsklassene I og II, henholdsvis ubetydelig forurenset og moderat forurenset (Andersen et al. 1997). Kobber hadde relativt sett noe høyere konsentrasjoner enn de andre miljøfarlige tungmetallene. Konsentrasjonene av kobber langs bunnen på 5 m og 60 m avstand fra innløpet tilsvarte forurensningsklasse III, markert forurenset. Jern, mangan og vanadium regnes ikke som spesielt miljøfarlige metaller. Det er derfor ikke laget forurensningsklasser for disse. Jern og mangan var spesielt knyttet til bunnvannet, og ble der registrert i forholdsvis høye konsentrasjoner. For vanadium var konsentrasjonene nokså like, og ganske lave, i alle målingene i vannsøylen.

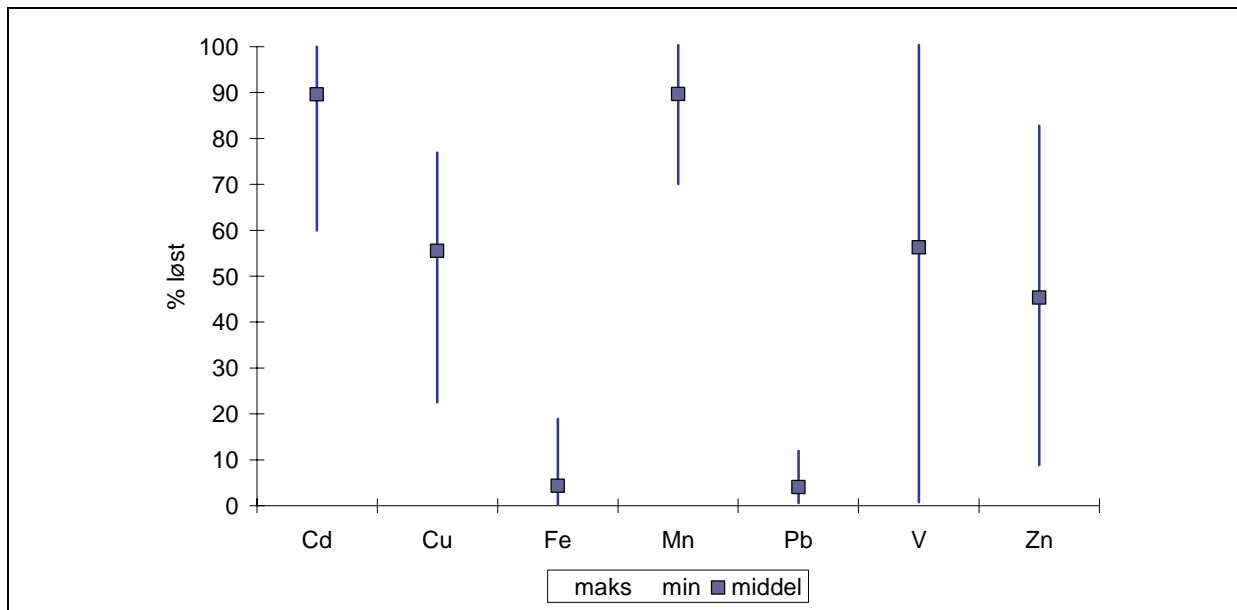
En varierende andel av metallene ble registrert i løst form (filtrert 0,45 µm) (**Figur 48**). Størst andel løst ble registrert for kadmium og mangan med i gjennomsnitt ca 90 %. Minst andel løst ble registrert for jern og bly med i gjennomsnitt 4 %. Kobber, vanadium og sink var i en mellomstilling med mellom 40 og 60 % løst fraksjon av den totale konsentrasjon. For de fleste metallene var det ganske store variasjoner i den løste fraksjonen.

Den løste fraksjonen vil passere gjennom bassenget. Det er å regne med at det aller meste av det som var partikler i vannfasen på dette tideslunktet var meget små partikler etter å holdt seg lenge i vannfase. Metaller tilknyttet slike partikler vil derfor også i stor grad gå gjennom bassenget.





**Figur 47.** Utvalgte tungmetaller fordelt langs bassenget fra innløp til utløp og på tre dybdenivåer. 0,25 m og 0,5 m representerer henholdsvis vannsøylene fra 0 til 0,5 m dyp og 0,5 til like ovenfor bunnen. 1 m representerer vann umiddelbart over bunnen. Fargene angir SFTs forurensningsgrad for ferskvann.



**Figur 48.** Løst andel av den total konsentrasjonen av ulike metaller. Gjennomsnittsverdi med maksimum og minimum.

#### 4.3.7 Forurensninger i sedimentet

Under vintersituasjonen 9.3.2004 ble det tatt sedimentprøver i ulike avstander fra innløpet: 5 m, 20 m, 40 m og 60 m. Det ble analysert for tungmetaller i alle prøvene og PAH (polyaromatiske hydrokarboner), PCB (polyklorerte bifenyler) samt et utvalg av andre klororganiske forbindelser i sedimentet fra avstand 5 m og 40 m.

Konsentrasjonene av tungmetaller i bassensedimentet var stort sett lave (

**Tabell 3**). Sett i forhold til SFTs kvalitetskriterier for sediment i ferskvann var sedimentet moderat forurensset av arsen (As), men ellers ubetydelig forurensset av de andre metallene der det er angitt norske kriterier. Krom ble vurdert i forhold til svenske kriterier og sedimentet var markert forurensset av dette metallet. Jern ble funnet i forholdsvis høye konsentrasjoner. Felles for alle metallene, unntatt mangan (Mn), var at den høyeste konsentrasjonen ble funnet i sedimentet nærmest innløpet til bassenget (**Figur 49**). Det viser at innløpsvannet er kilden til metallene, og at en del av de tilførte tungmetallene fanges opp i sedimentet her.

PAH ble også funnet i lave konsentrasjoner (**Tabell 4**). I følge SFTs kriterier var sedimentet i bassenget ubetydelig forurensset av PAH. Det var høyere konsentrasjoner ved innløpet enn midt i bassenget. Det ble ikke registrert PCB eller andre klororganiske forbindelser i noen av sedimentprøvene (**Tabell 5**)

Samlet sett var forurensningen av sedimentet i bassenget meget lav, særlig sett i forhold til at det tilføres avrenningsvann fra veien. Det kan bety at det kommer lite forurensninger inn i bassenget eller at de forurensningene som kommer inn i liten grad sedimenterer, men transporteres ut igjen. Forurensningsbudsjettet (se kap.4.3.9) viste at det foregår en rensning av vannet som kommer inn, og at det derfor akkumulerer forurensninger i bassenget. Men tallene er forholdsvis lave. Det vil også foregå en tilbakeholdelse/rensing av partikkelholdige forurensninger fra vegavrenningen i jordsmonn og vegetasjon i grøftesystemet.

Mengden av sedimenterte partikler tilført bassenget har vært forholdsvis liten. Beregnet fra gjennomsnittlig vannføring og partikkelkonsentrasjoner, ble det lagt igjen omkring 1.8 tonn partikler i

bassenget per år. Sedimenttykkelsen i sedimentasjonsdelen av rensbassenget var ved prøvetakingen fremdeles liten, anslagsvis omkring 5-15 cm. I hovedbassenget var det meget lite av sedimenterte partikler. Det var her vanskelig å få opp prøver, og det tilførte sedimentlaget var trolig ikke tykkere enn 1 – 2 cm. I forhold til vedlikehold innebærer det at det kan vurderes å endre den planlagte frekvensen for tømning av sedimentasjonsbassenget. En må imidlertid være oppmerksom på at jo grunnere sedimentasjonsbassenget blir (etter oppfylling med sedimenter), jo mer utsatt blir det for resuspensjon av de sedimenterte partiklene.

**Tabell 3.** Konsentrasjoner av tungmetaller i sedimentprøver fra bassenget tatt i ulike avtsand fra innløpet. Farger angitt i henhold til SFTs forurensningsklasser for ferskvannssedimenter. Cr er angitt i forhold til svenske kriterier. For metaller uten farge er det ikke laget kriterier. Konsentrasjoner angitt i forhold til tørrvekt sediment.

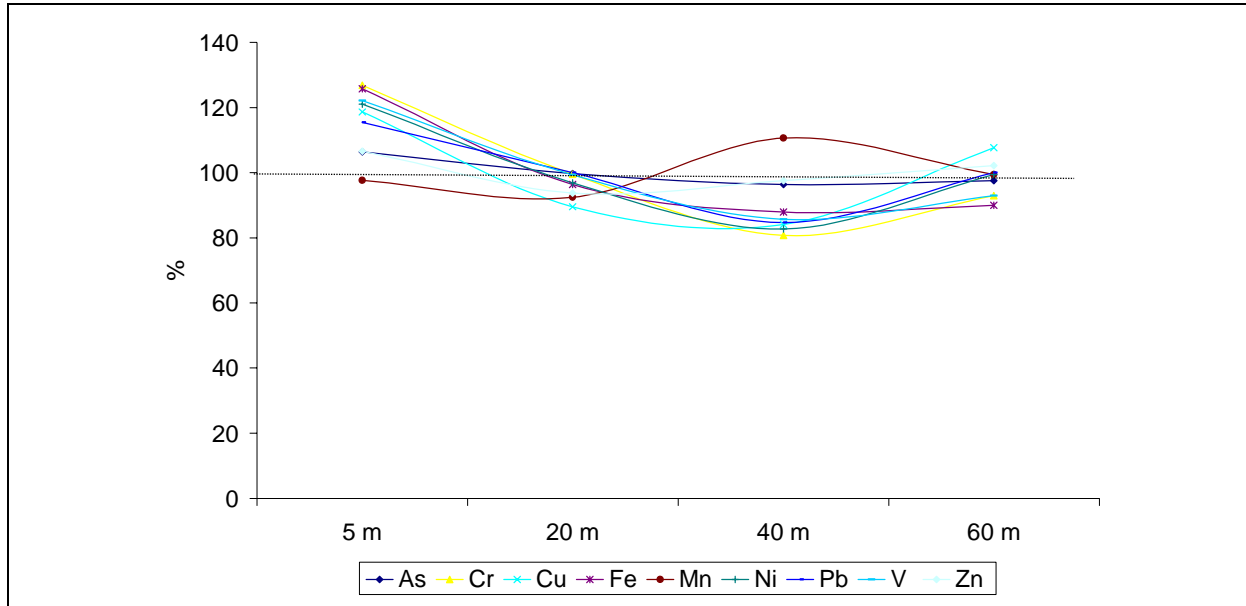
	Ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt					
	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
5 m	9.6	0.2	31.1	41.2	35500	1130	28.4	15	55.2	141
20 m	9	<0.1	24.4	31.1	27200	1070	22.7	13	44.9	124
40 m	8.7	<0.2	19.8	29.2	24800	1280	19.4	11	38.7	129
60 m	8.8	<0.1	22.8	37.4	25400	1150	23.3	13	42	135

**Tabell 4.** Konsentrasjoner av sum PAH, karsinogene PAH (KPAH) og lette PAH forbindelser (NPD) i sedimentprøver fra bassenget tatt ved to avstander fra innløpet. Farger angitt i henhold til SFTs forurensningsklasser for marine sedimenter

	Ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt
	SUM PAH		KPAH		NPD
	µg/kg tv		µg/kg tv		µg/kg tv
5 m	56.4		7.3		6.8
40 m	26.7		10.2		4.7

**Tabell 5.** Konsentrasjoner av PCB og andre klororganiske forbindelser i sedimentprøver fra bassenget tatt ved to avstander fra innløpet.

	PCB7	5CB	a-HCH	HCB	g-HCH	OCS	pp-DDE	pp-TDE
	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv	µg/kg tv
5 m	0	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.7
40 m	0	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.7



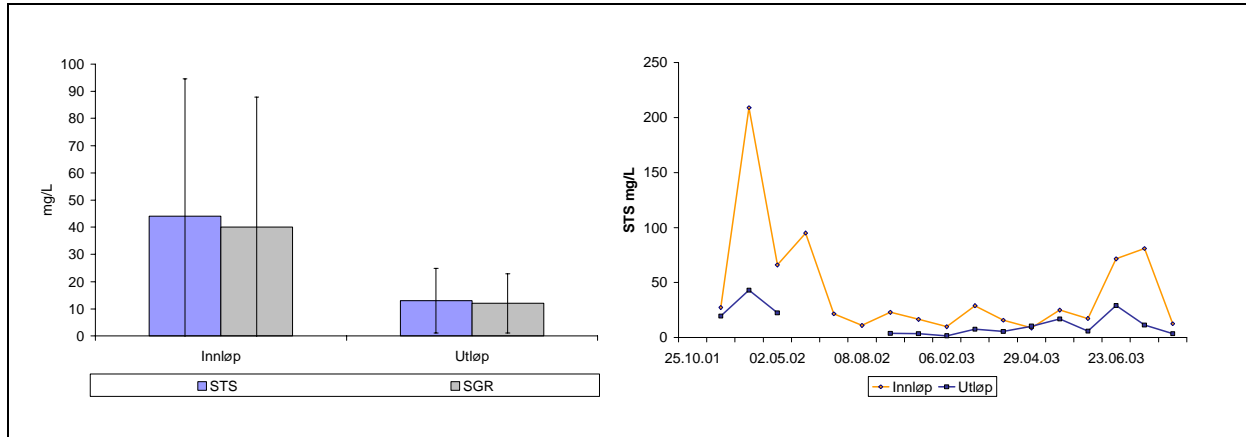
**Figur 49.** Relativ fordeling av tungmetaller i sedimentet fra innløpet mot utløpet sett i forhold til gjennomsnittskonsentrasjonen i alle prøvene

#### 4.3.8 Forurensningstilførsler

SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann er anvendt på vann i innløp og utløp (Andersen m.fl. 1997). Disse kriteriene er ikke beregnet på denne type resipienter. Vi har likevel valgt å bruke dem for å synliggjøre konsentrasjonsnivåene på de forurensende stoffene.

##### Partikler

Gjennomsnittskonsentrasjonen av partikler (STS: suspendert tørrstoff) i blandprøvene var vesentlig høyere ved innløpet enn ved utløpet med henholdsvis 44 mg/L og 13 mg/L (**Figur 53**). Det var store variasjoner mellom prøvene, særlig ved innløpet. Sett i forhold til vanlig overflatevann var det høye konsentrasjoner. Trolig skyldes det meste av partikkeltilførselen erosjon i de leiredekte veikantene (se **Figur 31**). De høyeste konsentrasjonene ble registrert ved innløpet våren 2002. Det aller meste (>90 %) av partiklene besto av uorganisk materiale (stein-leirpartikler).



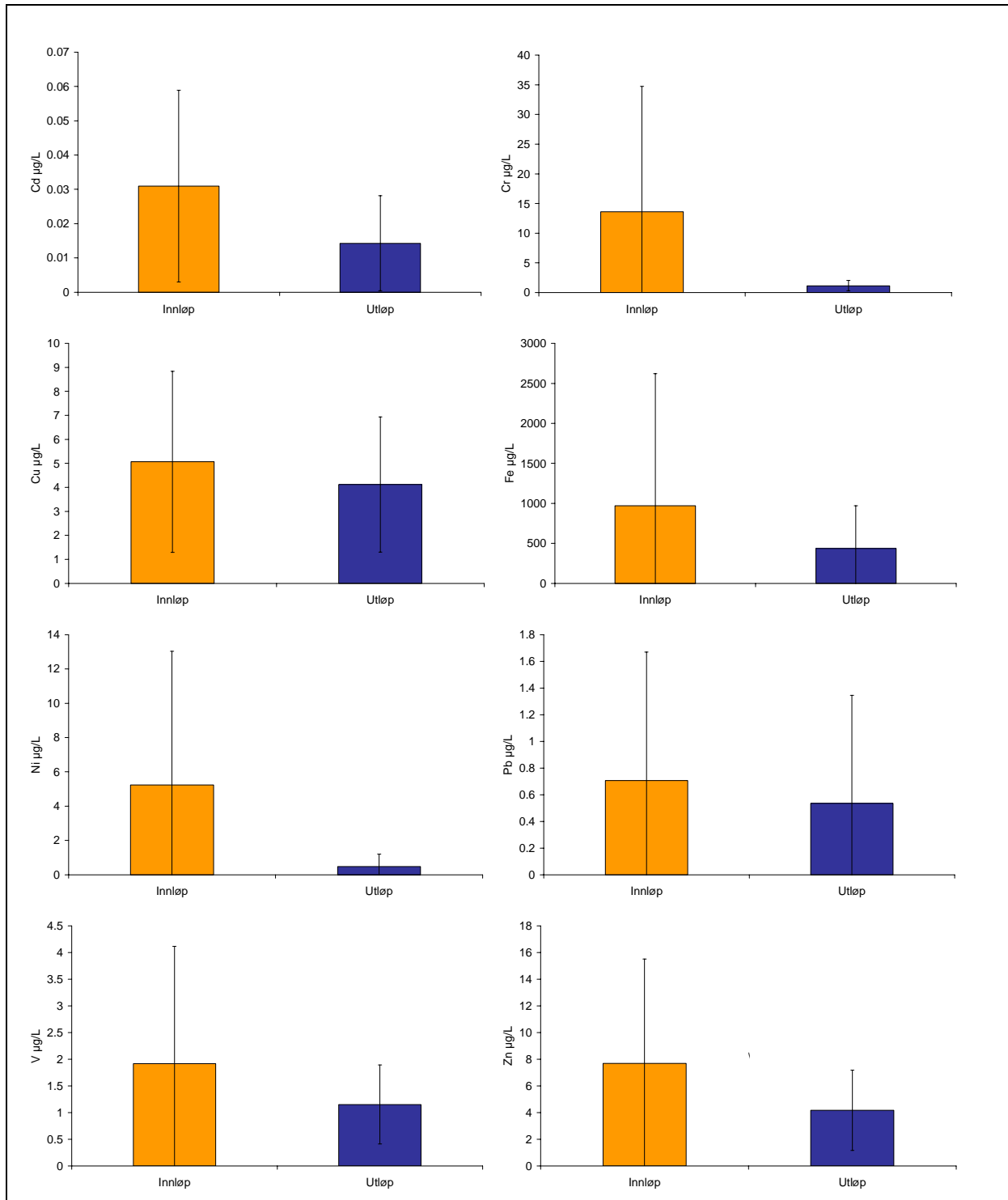
**Figur 50.** Konsentrasjoner av suspendert tørrstoff (STS) i blandprøver ved inn og utløp. Søylefigur angir gjennomsnittsverdier og standardavvik, og hvor mye av totalkonsentrasjonene som er uorganiske partikler (SGR).

### Tungmetaller

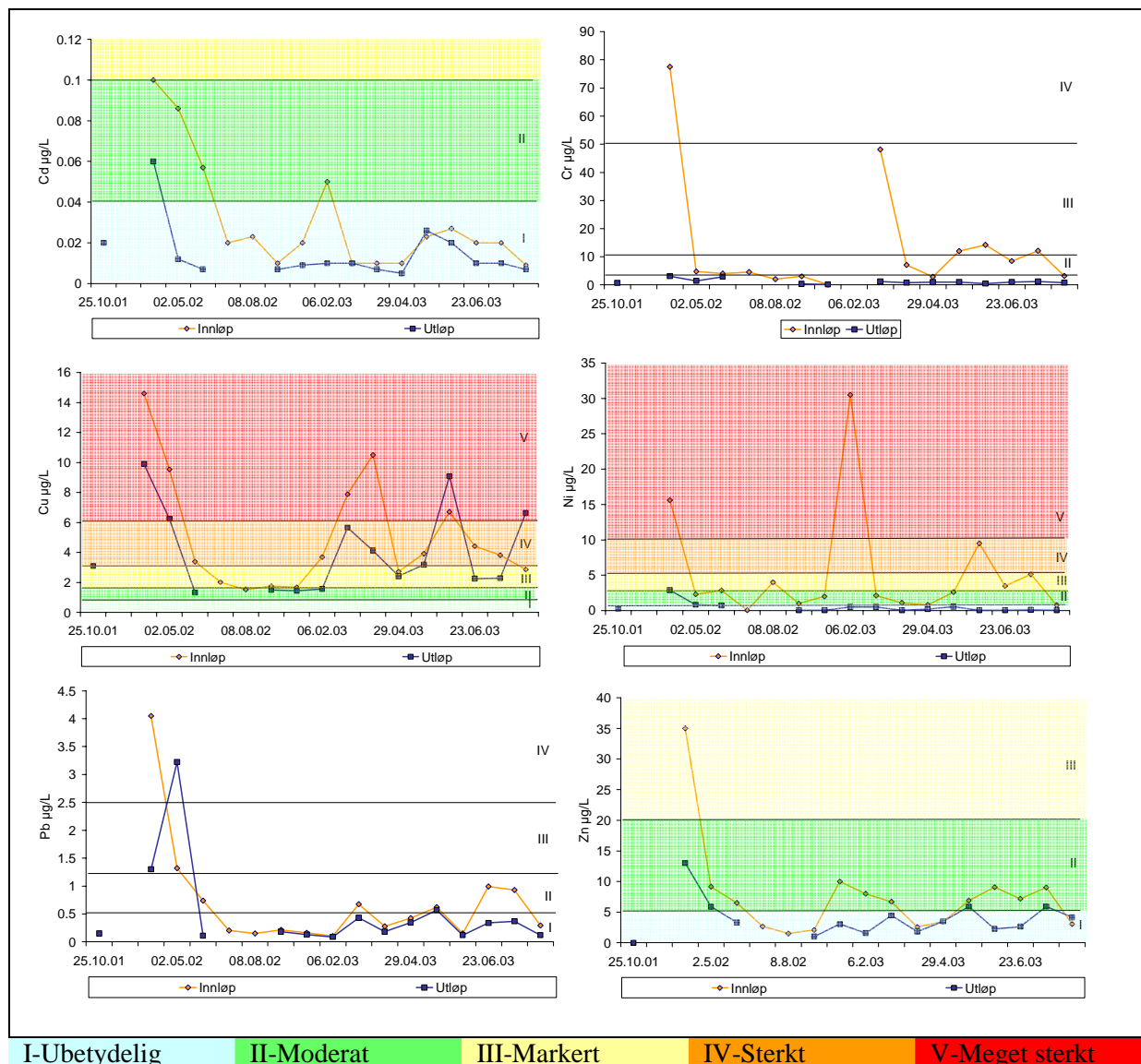
Den gjennomsnittlige konsentrasjonen for hvert av tungmetallene i blandprøvene var høyere ved innløpet av bassenget enn ved utløpet (

**Figur 51**). Særlig for krom (Cr) og nikkel (Ni) var det meget tydelige forskjeller. For kobber (Cu) var forskjellen mellom innløp og utløp minst. For alle metallene var det store variasjoner mellom prøvene.

Konsentrasjonene av kadmium (Cd) og sink (Zn) tilsvarte oftest ubetydelig og moderat forurenset vann (SFTs forurensningsklasse I og II), men det ble også registrert enkelte prøver med konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset vann (klasse III). Krom (Cr) og bly (Pb) hadde også i de fleste tilfellene konsentrasjoner tilsvarende ubetydelig og moderat forurensning. I enkelte prøver ble det imidlertid registrert konsentrasjoner tilsvarende markert (klasse III) og sterkt forurenset (klasse IV) vann. For krom var det klart høyere konsentrasjoner ved innløpet enn ved utløpet. For nikkel (Ni) var det i enkelte prøver høye konsentrasjoner ved innløpet av bassenget. Konsentrasjonene her tilsvarte ofte moderat eller markert forurensning, men det var også enkeltprøver tilsvarende sterk eller meget sterk (V) forurensning. Ved utløpet var konsentrasjonene av nikkel alltid vesentlig lavere, tilsvarende ubetydelig og moderat forurensning. Også for kobber (Cu) ble det registrert forholdsvis høye konsentrasjoner. Både ved innløpet og utløpet tilsvarte konsentrasjonene oftest markert eller sterkt forurenset vann, men det ble også registrert prøver i kategorien meget sterkt forurenset. Konsentrasjonene av metaller var likevel forholdsvis lave tatt i betraktning av at dette er vegavrenning. Det har sannsynligvis to hovedårsaker: 1) Vegavrenningen har hele tiden blitt fortennet med grunnvann. 2) Veganlegget er nytt slik at mengden akkumulerte forurensninger i jordsmonn og vegetasjon i vei-grøftene foreløpig er liten. Grøftene har stor kapasitet til å binde opp metaller i jordsmonn og vegetasjon, og vil i stor grad rense ut de partikkelbundne forurensningene ved infiltrasjon. Etter hvert som forurensningene akkumuleres i grøftene, vil trolig også mer transporteres videre til rensebassengene.



**Figur 51.** Gjennomsnittskonsentrasjoner med standardavvik av et utvalg tungmetaller i blandprøver ved inn- og utløp av bassenget.



**Figur 52.** Konsentrasjoner av et utvalg tungmetaller i blandprøver ved innløp og utløp av bassenget. Fargene angir SFTs forurensningsgrad for ferskvann.

#### Andre forbindelser

Andre kjemiske stoffer/forbindelser som ble målt i blandprøvene ved inn- og utløpet av bassenget var fosfor (P), nitrogen (N), klorid (Cl), kalsium (Ca) og PAH (Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner), inkludert karsinogene PAH (KPAH) og NPD (naftalener, alkylsubstituerte homologer).

I ferskvann er fosfor det viktigste vekstbegrensende næringsstoff. Store tilførsler gir gjerne eutrofi-problemer med mye algevekst. Konsentrasjonene av total fosfor (tot P) ved innløpet og utløpet var høye med henholdsvis 63 og 23 µg/L (**Figur 53**). Det ble registrert store variasjoner gjennom året. Andelen fosfat-fosfor (PO<sub>4</sub>-P) var høy, og utgjorde omkring 76 % ved innløpet og 56 % ved utløpet. Fosforkonsentrasjonen viste korrelasjon med partikkelkonsentrasjonen, og mye av fosforet som tilføres bassenget er trolig partikkelbundet erosjonsfosfor. Det er derfor sannsynlig at fosforreduksjonen gjennom bassenget i stor grad skyldes sedimentasjon av partikler. Der er usikkert hvor mye av det tilførte fosforet som er tilgjengelig for planter. Det ble ikke foretatt biologiske undersøkelser i bassenget, men i 2003 var det en betydelig oppblomstring av trådalgen *Cladophora sp.*

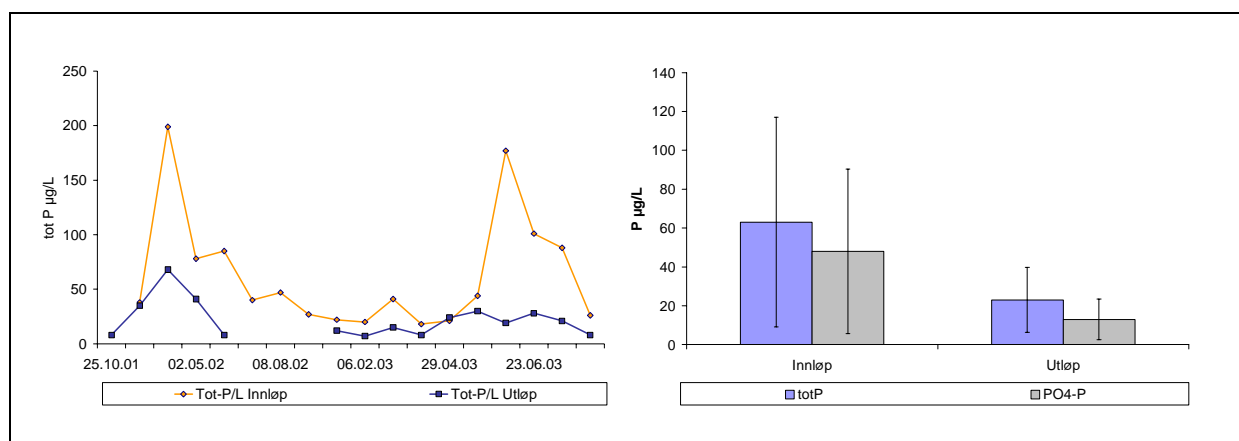
Nitrogen er også et plantenæringsstoff, men vanligvis ikke vekstbegrensende i ferskvann. De gjennomsnittlige konsentrasjonene i blandprøvene ved innløpet og utløpet var meget høye med henholdsvis 2400 og 1200  $\mu\text{g/L}$  (**Figur 54**). Det ble registrert store variasjoner gjennom året. Det er usikkert hva som forårsaker de høye nitrogenkonsentrasjonene (**Figur 55**). Mulige kilder er avrenning fra jordbruksområder og avrenning fra sprengstein brukt i veibyggingen. Det faktum at konsentrasjonen er lavere i utløpet enn i innløpet antyder at mye kan være bundet til partikler som sedimenterer i bassenget. Det var imidlertid ingen samvariasjonen mellom nitrogenkonsentrasjonen og partikkelkonsentrasjonen ved innløpet.

Klorid kommer i hovedsak fra vegsaltet. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen i blandprøver ved innløpet var vesentlig høyere enn ved utløpet. Også variasjonene mellom prøvene var langt større ved innløpet. Det siste reflekterer den utjevne virkningen bassenget har på høye innløpskonsentrasjoner.

Kalsiumkonsentrasjonene fulgte samme mønster som kloridene. Kalsium er en liten bestanddel i vanlig vegsalt. Vanlig vegsalt (inndampet sjøsalt) er derfor ikke en hovedkilde for kalsium. Det anvendes imidlertid kalsiumholdig finstoff i vegdekket. Det kan også renne av kalsium fra jordbruksarealene. Bassenget demper toppene av tilført kalsium på samme måte som for klorider. Kalsium anses normalt ikke å være et problemstoff.

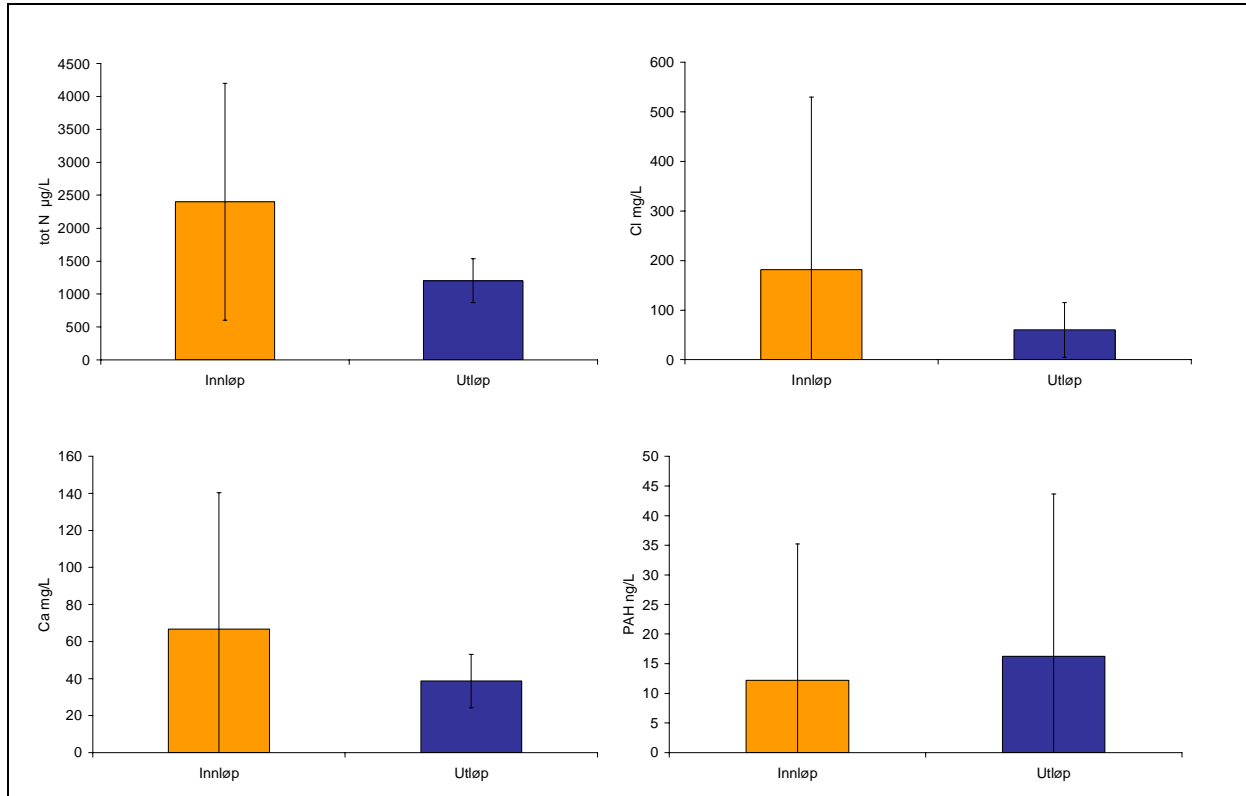
PAH kommer fra forbrenning. Det er imidlertid også PAH i bildekk og asfalt. Bildekk antas å være den viktigste kilden for PAH - forurensning fra veg etter at katalysatorer i bilene renser vekk det meste av PAH fra bensinforbrenningen. De gjennomsnittlige konsentrasjonene ved innløpet og utløpet var lave, og med meget store variasjoner mellom prøvene. Det var noe høyere gjennomsnittskonsentrasjoner av PAH ved utløpet enn ved innløpet. Forskjellen var imidlertid ikke stor, og ligger innenfor feimarginen på analysene. Andelen karsinogene PAH forbindelser, KPAH, var forholdsvis lav med omkring 16 % og 12 % ved henholdsvis innløp og utløp. Andelen lette PAH forbindelser, NPD, var imidlertid relativt høy med ca 30 og 50 % ved henholdsvis innløp og utløp.

Som for tungmetallene var konsentrasjonene av PAH lav til å være i vegavrenning. Årsaken er trolig som for metallene 1) fortykning av grunnvann og 2) tilbakeholdelse/reising i grøftesystemet. Det er å forvente at konsentrasjonen i avrenningen vil øke med økt akkumulering i grøftene over tid.

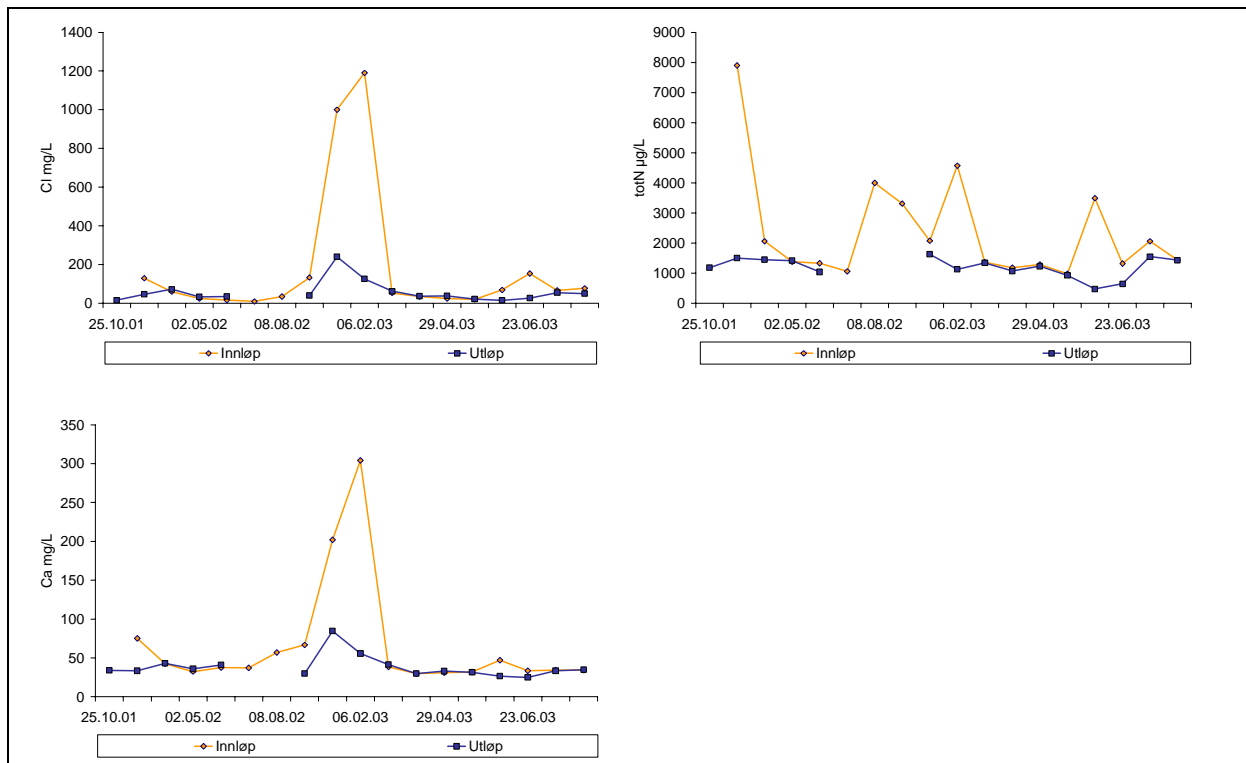


**Figur 53.** Konsentrasjoner av total fosfor (totP) i blandprøver ved inn- og utløp av bassenget. Søytefigur angir gjennomsnittsverdier og standardavvik, og hvor mye av totalkonsentrasjonene som er fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P)

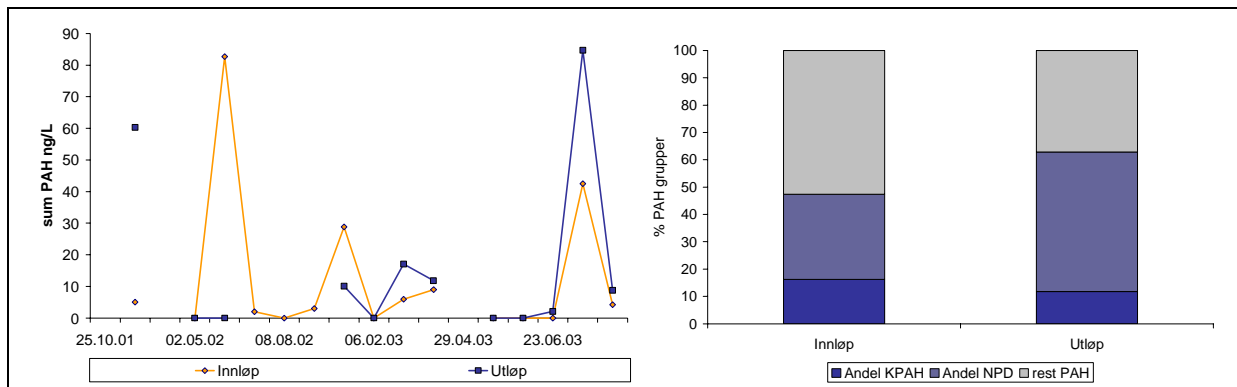




**Figur 54.** Gjennomsnittskonsentrasjoner med standardavvik i blandprøver ved inn- og utløp av bassenget for totalt nitrogen (tot N), klorid (Cl), kalsium (Ca) og PAH.



**Figur 55.** Konsentrasjoner av nitrogen (totN), klorid (Cl), kalsium (Ca) i blandprøver ved innløp og utløp av bassenget.



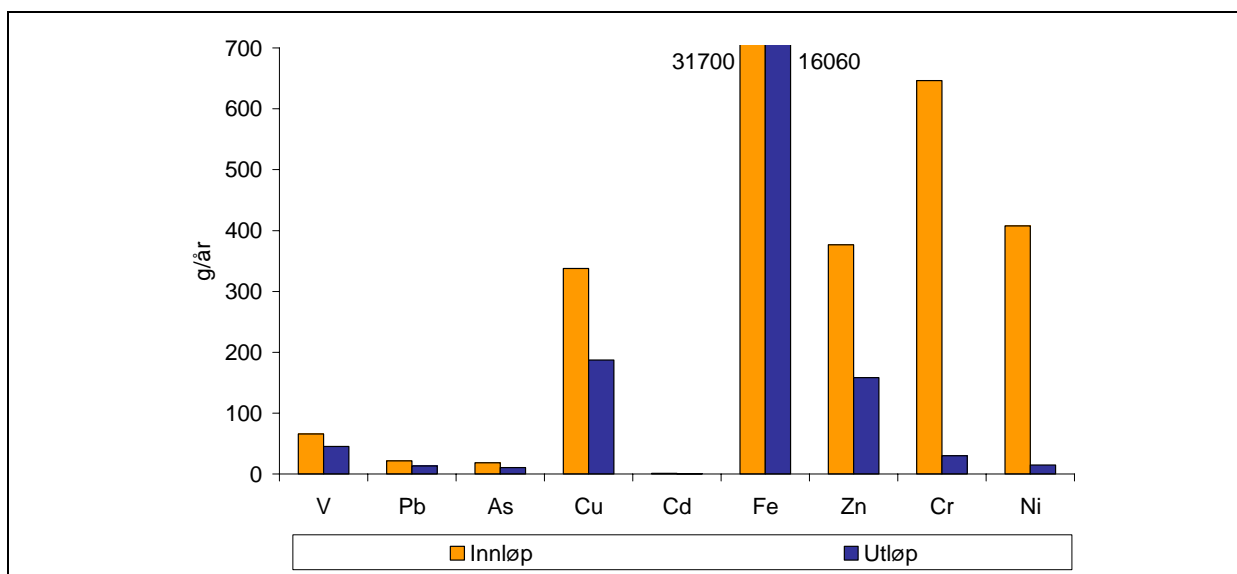
**Figur 56.** Konsentrasjoner av total PAH i blandprøver ved innløp og utløp av bassenget, og den gjennomsnittlige fordelingen av typer PAH; NPD og KPAH.

#### 4.3.9 Forurensningsbudsjett

Mengden tilførte forurensninger ved innløpet og mengden forurensninger som føres ut av bassenget ved utløpet, er beregnet ut fra konsentrasjonene målt i vannføringsproporsjonale blandprøver og vannmengden som har passert.

Partikkelmengden som legges igjen i bassenget var omkring 1.8 tonn. For tungmetaller var transporten både inn og ut av bassenget klart størst for jern (

**Figur 57**). Omkring 32 kilo ble tilført i løpet av et år, og omkring halvparten av dette ble transportert ut igjen. De andre metallene ble tilført i langt mindre mengder. Mengdene tilført krom, nikkel, sink og kobber lå mellom 350 og 650 g/år. For kobber og sink ble omkring halvparten transportert ut av bassenget igjen. For krom og nikkel derimot, ble det bare observert liten transport ut av bassenget. For bly, kadmium, vanadium og arsen var transporten langt lavere med fra 65 g/år ved innløpet for vanadium til 1,2 g/år for kadmium. For alle var det en mindre transport ved utløp enn ved innløp, og derfor en tilbakeholdelse av forurensningene i bassenget. Konsentrasjonene av organiske miljøgifter som PAH var lave og meget variable, og ikke egnet til å beregne forurensningsbudsjett.



**Figur 57.** Transportermengder av tungmetaller inn og ut av bassenget. Beregnet fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og vannføringer ved henholdsvis inn og utløp av bassenget.

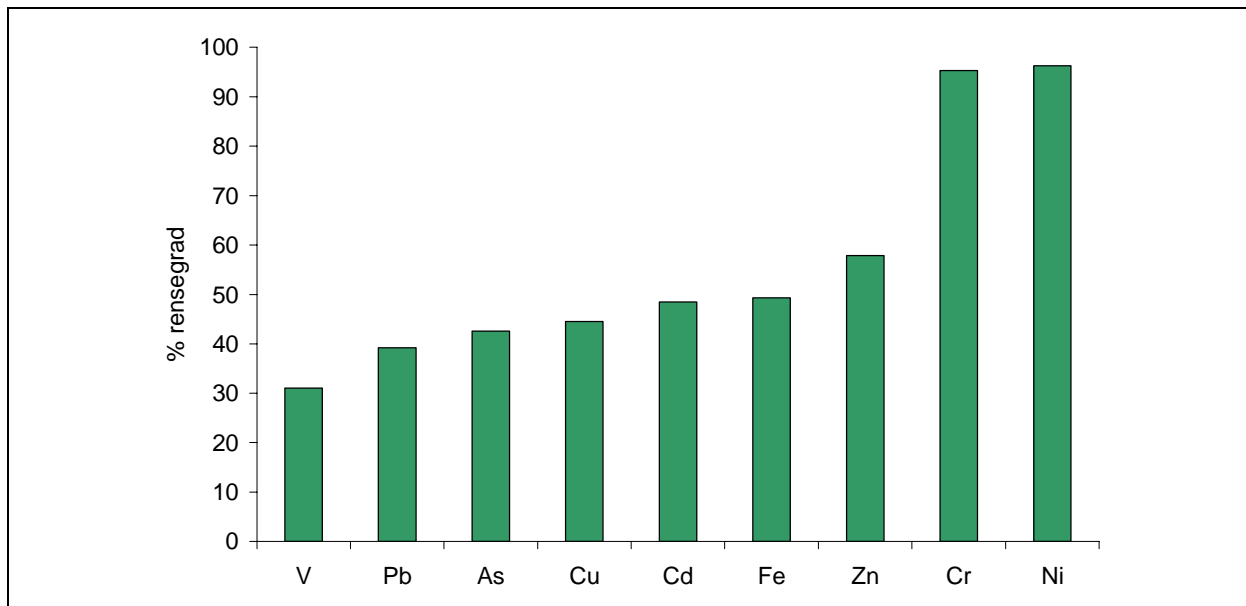
### 4.3.10 Forurensningsreduksjon

Basert på forurensningstransporten ved innløpet og utløpet, ble rensegraden til bassenget beregnet for de ulike metallene (

**Figur 58**). Bassenget hadde en tydelig renseeffekt på alle de målte metallene. Den største virkningen ble registrert for krom og nikkel der mer enn 90 % av tilførslene ble holdt tilbake i bassenget. For de andre metallene var det gjennomgående lavere effekter. For bly, arsen, kobber, kadmium og jern var det fra 40 % til 58 % tilbakeholdelse i bassenget. For vanadium var det ca 30 %.

I litteraturen angis ulike renseeffekter på tungmetaller i rensebasseng. Renseeffekten vil avhenge av hvordan rensebassenget er bygd, både utforming og størrelse i forhold til vanngjennomstrømning. Rensegraden vil også avhenge av i hvor stor grad forurensningene er i løst form eller bundet til små eller større partikler. Rensegraden i bassenger oppgis ofte i følgende størrelsesområder: bly omkring 70 – 80 %, kobber omkring 60-70% og for sink omkring 40-50%. Variasjonene har imidlertid vist seg å være store. En svensk undersøkelse fra 1995-1999 viste for eksempel alt fra ingen rensing til god rensing av tungmetaller i ulike basseng (Lundberg et al 1999). For noen av metallene ligger rensegraden i Nygård rense- og fordrøyningsbasseng noe under det som ellers er rapportert i Norge. For eksempel var renseeffekten av bly, kobber og sink i Skullerudbassenget i Oslo i 2003-2004 henholdsvis 76 %, 58 % og 71 %, mens det i Nygårdsbassenget var henholdsvis 40 %, 42 % og 55 % (COWI 2004). Dette kan skyldes de meget ulike typene veger avrenningen kommer fra med langt høyere forurensningskonsentrasjoner i avrenning til Skullerudbassenget, og trolig høyere andel partikkelbundne forurensninger. En må imidlertid også være oppmerksom på at er usikkerheter knyttet til både målemetoder, analyser og beregninger som kan medføre noe varierende resultater.

Trolig kan renseeffekten i Nygard rensebasseng bedres ved lengre oppholdstid av vannet. Det er også muligheter for å bedre effekten i slike basseng ved å bygge deler av bassenget som våtmark med høyere vegetasjon inkludert. Her skal man imidlertid være klar over de restriksjonene som eksisterer på flytting/planting av organismer mellom vassdrag.



**Figur 58.** Rensegraden (tilbakeholdelsen, retensjon) i bassenget for utvalgte tungmetaller.

### 4.3.11 Biologi i bassenget.

Bassengene er primært konstruert for fordrøyning og rensing av avrenningsvann fra veg. Hvilke effekter bassenget får på biologiske forhold har derfor vært av underordnet betydning i denne studien. Forurensning og store variasjoner i kjemisk tilstand i vannet, vil generelt medføre dårlige betingelser for plante og dyreliv. Rensebassengene vil imidlertid være dammer som kan huse mer eller mindre permanente populasjoner av ulike organismer som kan tåle de vannkjemiske forholdene. Prosjektet har ikke hatt i oppgave å studere de biologiske forholdene i bassenget. Det er imidlertid gjort feltobservasjoner som bør nevnes. Vi har registrert følgende forhold:

- 1) Bassenget hadde tidvis store tettheter av dyreplankton. Det er ikke undersøkt hvilke grupper som forekommer.
- 2) Bassenget hadde tidvis store tettheter av bunndyr. Døgnfluer, vårfluer, ryggsvømmere og buksvømmere ble observert.
- 3) Salamander ble observert.
- 4) Bassenget hadde etter hvert en tett begroing av trådalgen *Cladophora sp.* (**Figur 14**) Dette syntes å fremme rensingen av partikler. Det kan imidlertid også medføre at vannstrømmen lager egne "elver" gjennom bassenget utenom de tette algemattene, og derved redusere renseeffekten. En ytterligere begroing/oppløstring av alger i bassenget kan medføre at bassengene vil fremstå som en lite estetisk "algesuppe". I verste fall med produksjon av algetoksiner.
- 5) Enkelte individer av høyere vegetasjon ble observert. Høyere vegetasjon vil være gunstig for renseeffekten. Det kan derfor være aktuelt å tilføre slike til bassenger for eksempel i en type våtmarksanlegg. En skal imidlertid være oppmerksom på at overføring av planter og dyr mellom vassdrag i utgangspunktet ikke er tillatt. Det er mange eksempler på spredning av planter og dyr som har vist seg å bli problemarter (eks. i Norge: vasspest, ørekyte). I slike tilfeller må det derfor søkes om tillatelse fra Direktoratet for naturforvaltning. Det kan vel her også nevnes Vegvesenets etter hvert dårlige erfaring med lupiner som fortrenger naturlig vegetasjon langs veiene. Det bør derfor søkes eksperthjelp før slike tiltak iverksettes.

## 4.4 Konklusjon

En del av rense- og fordrøyingsbassengene langs E18 i Vestfold har så langt bare delvis fungert etter hensikten. Det er ikke gjort noen systematisk undersøkelse av alle bassengene, men vi har observert at bassenger som var beregnet å ha permanent vannspeil har vært helt eller delvis tørre. Årsaken kan være at veiskulder og veggrofter ikke er tilstrekkelig tettet, og at vannet derfor går i grunnen og ikke til overvannssystemene, eller at det er lekkasjer eller feilkoblinger i rørsystemet under veis til bassengene. Typiske for denne situasjonen var bassengene ved Kjeksrud. Ved bassenget ved vegkryssingen på Island var det permanent vannspeil. Innløpsvannet kom imidlertid fra grunnen og ikke via innløpsrøret. Det er uklart om dette vannet inneholder overflateavrenning fra vegen eller om det bare er grunnvann eller en bekk på avveier.

Nygård rensebasseng syntes i utgangspunktet å fungere tilfredsstillende m.h.t. vannføring i innløpsrøret, og i å holde på et permanent vannspeil. Det ble derfor valgt ut for detaljstudier. Det ble imidlertid påvist lekkasje i bassenget de første årene. De senere årene syntes bassenget å ha tettet seg. Rørsystemet for overflateavrenningen fra veien drenerer også høyt grunnvann. Det medfører at bassenget tilføres vann også i perioder uten vegavrenning. Grunnvannet tynner ut avrenningsvannet fra vegen. Det har redusert konsentrasjonene av forurensninger i vannet. Det er ikke undersøkt om avrenningsvannet tar andre veger enn til bassenget, men vi ingen grunn til å anta at det er tilfelle.

Det er liten grad av oppstuvning av vann i bassenget. Flommtopper av den størrelse som er målt over undersøkelsesperioden dempes ikke, men går rett gjennom bassenget. Den teoretiske oppholdstiden ved midlere vannføring (1,84 L/s) er ca 10 døgn. Ved maksimum målt vannføring (ca 20 L/s) er teoretisk oppholdstid ca ett døgn. Måling av kjemiske pulser ved innløp og utløp viser at den reelle oppholdstiden er mindre, og at bare deler av vannmassene i bassenget anvendes for fortykning/-oppbygg. Under vintersituasjoner med is kan det effektive vannvolumet reduseres betydelig. Omkring

40 % reduksjon ble observert. Ved snøsmelting i milde perioder vinter og vår, vil den reduserte oppholdstiden komme samtidig med situasjoner med potensielt mye forurensninger i avrenningsvannet, og gi større forurensningsstøt i resipienten enn ellers.

Forurensningstopper av partikler dempes betydelig i bassenget. Under perioder med liten vanngjennomstrømning øker partikkelkonsentrasjonen i de dypeste delen av bassenget. Ellers fordeler de små partiklene som kommer over i hovedbassenget seg lett i hele vannmassen. En kraftig algebegroing i bassenget fanger store mengder partikler. Omkring 1.8 tonn partikler holdes tilbake i bassenget hvert år, det meste er små leirpartikler. Sedimentlaget på bunnen av sedimentasjonsbassenget er fremdeles forholdsvis lite, omkring 5-15 cm tykt. I hovedbassenget er det meget lite, omkring 1-2 cm tykt. Det vil derfor gå mange år mellom hver gang det er behov for å tømme sedimentasjonsbassenget for slam. Fordi størsteparten av partiklene som kommer inn til bassenget er små vil det imidlertid lett foregå en resuspensjon ved stor vannføring.

Forurensningstopper av vegsalt dempes også betydelig gjennom bassenget. Saltholdig vann er tyngre enn vanlig ferskvann. Det legger seg derfor langs bunnen av bassenget når det tilføres i høye konsentrasjoner. De høyeste saltkonsentrasjonene er observert langs bunnen av sedimentasjonsdelen ved innløpet. Noe av saltvannet vil imidlertid blandes inn i deler av det øvrige bassengvannet, og det vises da som reduserte salttopper ved utløpet en tid etter at det ble observert ved innløpet. I perioder med lite salt avrenningsvann vil etter hvert det salte vannet tynnes ut. Slik porsjoneres det fortynnet salt vann videre ut i resipienten. Alle detaljstudiene har vist at det alltid har vært et mer eller mindre tykt skikt saltere vann langs bunnen.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av tungmetaller i innløpsvannet til rensebassenget var forholdsvis lave til å være i vegavrenning. Stikkprøver i selve bassenget viste også lave konsentrasjoner av tungmetaller både i vannet og i bunnsedimentet. Som for tungmetallene var konsentrasjonene av PAH lav til å være i veiavrenning. Årsaken er som for metallene 1) fortykning av grunnvann og 2) tilbakeholdelse/reising i grøftesystemet. Det er å forvente at konsentrasjonen i avrenningen vil øke med økt akkumulering i grøftene over tid.

Partikkelmengden som legges igjen i bassenget var omkring 1.8 tonn. Den årlige tilførselen av tungmetaller var klart størst for jern med omkring 32 kg/år. Dernest kom krom, nikkel, sink og kobber med tilførsler mellom ca 0.3 og 0.7 kg/år. Bassenget hadde en tydelig reiseffekt på alle de målte metallene. Den største virkningen ble registrert for krom og nikkel der mer enn 90 % av tilførslene ble holdt tilbake i bassenget. For de andre metallene var det ikke store forskjeller. For bly, arsen, kobber, kadmium og jern var det fra 40 % til 58 % tilbakeholdelse i bassenget. For vanadium var det ca 30 %.

Det ligger en betydelig utfordring i å konstruere bassengene slik at de fungerer optimalt. For det første må vannet nå frem til bassengene. For det andre bør utforming av bassengene optimaliseres sett i forhold til reising og fordrøyning. For det tredje bør de fungere godt estetisk i landskapet. Sett ut fra Nygård - bassenget er det sannsynligvis mulig for å redusere arealet på bassengene uten å redusere reise - og fordrøyningsegenskapene. Andre typer løsninger bør også vurderes ved konstruksjoner av fremtidige basseng, f.eks. ved å anlegge basseng med konstruerte våtmarksdelar. Det kan gi økt reiseffekt og gi bedre visuelt uttrykk.

## 5. Referanser

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O., og Aanes, K.J. 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. - SFT-veiledning 97:04, TA-1468/1997.

COWI 2004.

Lundberg, K., Carling M., Lindmark P. et al 1999: Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. - Science of the Total Environment. Vol. 235, no. 1-3, pp. 363-365. 1 Sep 1999.