



LILLEHAMMER  
KOMMUNE

# TAU

TØNSBERGFJORDENS  
AVLØPSUTVALG



TØNSBERG  
KOMMUNE

Miljøteknologiprojekt  
***Renseanlegg og system for avløp***  
***Integrert modellering og beregning av totalutslipp***

Fagrapport - Oktober 1999

## NIVATECH AS



RØSIMAS

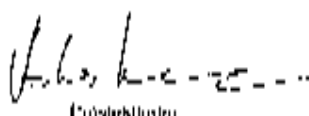
Toulnestra 173, Kjeller  
 0453 Oslo  
 Telefon (47) 22 30 63 00  
 Faks (47) 22 30 62 00  
 Internet: www.niva.no

<b>Tittel</b> Rensningsnett og system for avløp Integriert modellering og beregning av totalutslipp	<b>Løpnr. (for bestilling)</b> 0111 00  <b>Prosjekt nr.</b> / <b>Driftsomr.</b> 0277085	<b>Dato</b> 28/10/99  <b>Tilbyr</b> / <b>For</b> 78
<b>Utført av (a)</b> Geir J. Lindholm Hjørnar Nilsrud Hørshy Ragnaveien Gårmei Ei Ansenfjell	<b>Fagområde</b> Avløps-teknologi  <b>Stasjonsadresse</b> Norge	<b>Dokumentasjon</b>  <b>Typisk</b> NIVA

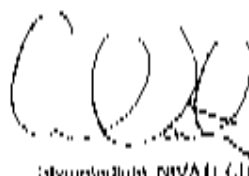
<b>Oppdragsgiver(a)</b> Tonsbergfjordens Avløpsutvalg (TAU)	<b>Oppdragsgiverens</b> Engfrim Fremstad
--	---

<b>Sammendrag</b> <p>Kommunene har de senere år fått større ansvar for å fastsette mål for vannforekomster og å fremlegge dokumentasjon av utslipp. På den annen side har de fått større frihet til å velge tekniske løsninger som er tilpasset lokale forhold. Helsefaglig planlegging vil være nødvendig for å finne fram til optimale tiltak ut fra fastsatte mål. Integrierte modeller for avløpsnett og rensningsnett, evt. også recipienten, vil være hensiktsmessig verktøy i dette arbeidet. Tilgjengelige modeller og kompetanse i bruk av slike modeller er mangelfulle i Norge. Derfor ble det tatt initiativ til dette prosjektet.</p> <p>Prosjektets hovedmål har vært å gjennomgå, videreutvikle og beskrive nytten av å bruke kalibrerte EDB-modeller for dokumentasjon av totalutslipp og identifisere optimale tiltak i avløpsystemet. Prosjektet er gjennomført som et demonstrasjons- og utviklingsprosjekt med praktiske eksempler med EDB-modellering og miljøprogrammer i Lillehammer kommune og TAU/Tonsberg kommune. Basert på erfaringene fra prosjektet er det gitt utførelses- og råd til kommuner og konsulenter for gjennomføring av modellbygging, målinger og kalibrering av RA og ledningsnettmodeller.</p>
--

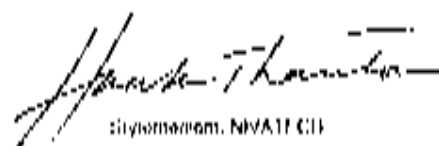
<b>Eller tilsvarende nummer</b> 1 Integriert modellering 2 Avløpsrenning 3 Ledningsnett 4 Simuleringsprogrammer	<b>Eller tilsvarende nummer</b> 1 Integrated Modelling 2 Wastewater Treatment 3 Sewer 4 Simulation Programs
---	---



Prosjektleder



Styremedlem, NIVA TE AS  
 ISBN 82 577 3722 4



Styremedlem, NIVA TE AS

## *Forord*

*Kommunene har de senere år fått større ansvar for å fastsette mål for vannforekomster og å fremlegge dokumentasjon av utslipp. På den annen side har de fått større frihet til å velge tekniske løsninger som er tilpasset lokale forhold. Helhetlig planlegging vil være nødvendig for å finne fram til optimale tiltak ut fra fastsatte mål. Integrerte modeller for avløpsnett og renseanlegg, evt. også resipienten, vil være hensiktsmessige verktøy i dette arbeidet.*

*Tilgjengelige modeller og kompetanse i bruk av disse er mangelfull i Norge. NIVATECH AS, et heleiet datterselskap av Norsk institutt for vannforskning (NIVA), tok derfor i 1996 initiativ til utviklingsprosjektet "Renseanlegg og system for avløpstransport: Integrert modellering og beregning av totalutslipp". Tønsbergfjordens avløpsutvalg (TAU) stilte seg positive til prosjektidéen, og gikk inn som problemeier og prosjektleder, mens kommunene Lillehammer og Tønsberg gikk med som pilotkunder. NIVA og ROSIM AS ble engasjert som fagkonsulenter gjennom NIVATECH.*

*Prosjektet har hatt et totalbudsjett på kr 2.812.000,- hvorav 50 % er finansiert av Miljøverndepartementet under kapittel 1442 post 63; miljøteknologimidler. NIVATECH, Tønsberg kommune, Lillehammer kommune og TAU har finansiert de øvrige prosjektkostnadene.*

*Prosjektet har vært ledet av en styringsgruppe bestående av:*

- *Steinar Kr. Nybruket, NORVAR (for SFT/MD)*
- *Jørgen Fidjeland, Tønsberg kommune*
- *Gunnar Kjøs, Lillehammer kommune*
- *Dagfinn Fremstad, TAU*
- *Merete Ulstein Johannessen og Finn Medbø (fra nov'98 erstattet av Gunnar Fr. Aasgaard), NIVATECH*

*En referansegruppe har fulgt prosjektet. Gruppen har bestått av:*

- *Werner Olsen, Fylkesmannen i Vestfold*
- *Gunnar Mosevoll, Skien kommune*
- *Johan Larsson, DHI (tidl. VBB Viak)*
- *Oddvar Lindholm, Norges landbrukshøyskole*
- *Bjørn Lundberg, Oslo kommune*
- *Gunnar Fr. Aasgaard, ANØ Miljøkompetanse*
- *Bengt Göran Hellström, Stockholm Vatten*

*Prosjektadministrasjon:*

- *Prosjektkoordinator: Dagfinn Fremstad, TAU*
- *Prosjektsekretær: Bjørnar Nordeidet, ICG ASA (tidl. NIVA)*

*Prosjektgruppe:*

- *Fagansvarlig RA - NIVAPLANT: Harsha Ratnaweera (NIVA)*
- *Fagansvarlig RA - STOAT, hydraulisk modellering: Bjørnar Nordeidet, ICG ASA (tidl. NIVA)*
- *Fagansvarlig ledningsnettmodellering: Geir J. Lindholm, ROSIM AS*

*Styringsgruppen takker deltakerne for vel utført arbeid.*

*Oslo/Tønsberg, 25. oktober 1999*

*Merete Ullstein Johannessen  
NIVATECH AS*

*Dagfinn Fremstad  
Tønsberg avløpsutvalg*

## Innhold

<b>INNHold</b> .....	<b>3</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>5</b>
<b>1 INNLEDNING</b> .....	<b>8</b>
1.1 BAKGRUNN/PROBLEMBESKRIVELSE .....	8
1.2 EDB-MODELLERING NASJONALT OG INTERNASJONALT .....	8
1.2.1 Nasjonalt .....	8
1.2.2 Internasjonalt .....	9
<b>2 MÅL</b> .....	<b>11</b>
<b>3 PROSJEKTGJENNOMFØRING</b> .....	<b>12</b>
3.1 ORGANISERING .....	12
3.2 AKTIVITETER .....	13
<b>4 SAMMENLIGNING AV ULIKE METODER OG MODELLER</b> .....	<b>14</b>
4.1 INNLEDNING .....	14
4.2 OPPBYGGING AV LEDNINGSNETTMODELLER; -MANUELT VERSUS GIS METODER .....	14
4.3 HYDRAULISKE BEREGNINGER I LEDNINGSNETT, -KINEMATISK BØLGE (NIVANETT) VERSUS DYNAMISK BØLGE (SWMM OG MOUSE) .....	15
4.3.1 Sammenligning med et teoretisk ledningsnett .....	15
4.3.2 Beregninger i Tønsberg kommune .....	18
4.3.3 Oppsummering .....	19
4.4 BEREGNING AV NEDBØRAVHENGIG AVLØP, - KUN TETTE FLATER VERSUS URBANHYDROLOGISK MODELL	20
4.5 "EN-BOKS" VERSUS DISTRIBUTUERT MODELL .....	22
4.6 BEREGNINGER AV VANNMENGDE VERSUS STOFFTRANSPORT .....	23
4.7 RENSEANLEGG MODELLER FOR KJEMISK FELLING; EKSISTERENDE MODELLER VERSUS NIVAPLANT ...	24
4.8 OPPSUMMERING .....	25
4.8.1 Benyttede metoder og software .....	25
<b>5 MÅLINGER</b> .....	<b>26</b>
5.1 MÅLINGER I TØNSBERG/TAU .....	27
5.2 MÅLINGER I LILLEHAMMER .....	30
5.3 BEARBEIDING OG STATISTISK ANALYSE AV MÅLEDATA .....	32
<b>6. UTVIKLING AV NIVAPLANT</b> .....	<b>35</b>
6.1 BAKGRUNN OG HISTORIKK .....	35
6.2 INTEGRERING I STOAT: NIVAPLANT/STOAT .....	36
6.3 NIVAPLANT VERSJON 2.0 .....	37
<b>7. TØNSBERG KOMMUNE: BEREGNING AV TOTALUTSLIPP OG TILTAK</b> .....	<b>40</b>
7.1 AVLØPSSYSTEMET .....	40
7.1.1 Oppbygging av MOUSE-modell .....	40
7.1.2 Kalibrering .....	41
7.1.3 Status og tiltaksberegninger .....	43
7.2 RENSEANLEGG .....	47
7.2.1 Oppbygging av modell .....	47
7.2.2 Kalibrering - renseanlegg .....	48
7.2.4 Tiltaksberegning .....	55
7.2.5 Tiltak for RA .....	59
7.3 HARMONISERING AV TILTAK PÅ LEDNINGSNETT OG RA .....	67
7.3.1 Beregning av totalutslipp .....	67
7.3.2 Harmonisering av tiltak .....	68

<b>8</b>	<b>LILLEHAMMER KOMMUNE: OPPBYGGING AV LEDNINGSNETTMODELL .....</b>	<b>69</b>
<b>9</b>	<b>ERFARINGER OG ANBEFALINGER.....</b>	<b>72</b>
9.1	VALG AV MÅLEPROGRAM .....	72
9.2	PRAKTISKE RÅD.....	73
9.2.1	Registrering av nedbør.....	73
9.2.2	Måling av vannføring.....	73
9.2.3	Registrering av overløpsdrift .....	74
9.2.5	Karusellprøvetakere og on-line målinger .....	75
9.2.6	Oppbygging og bruk av ledningsnettmodell.....	75
9.2.7	Målinger på RA.....	75
9.2.8	Modelloppbygging RA.....	75
9.3	HELHETLIG PLANLEGGING .....	76
<b>10</b>	<b>KONKLUSJONER .....</b>	<b>77</b>
<b>11</b>	<b>VIDEREFØRING AV KONSEPTET .....</b>	<b>78</b>

## Sammendrag

Det forventes at myndighetene i fremtiden vil kreve at kommunene skal ha samlet oversikt over alle kommunale utslipp til berørte resipienter, herunder utslipp fra renseanlegg, overløp, nødoverløp, lekkasjer, overvannsutslipp og andre direkte utslipp. For overløp og overvannsutslipp vil dette i praksis bety at disse må beregnes på grunnlag av kalibrerte simuleringsmodeller eller bedre metoder. I dette perspektiv kan kalibrerte EDB-modeller i stadig økende grad forventes å bli benyttet for beregning av overløp- og overvannsutslipp og for integrert modellering av ledningsnett og renseanlegg.

Prosjektets hovedmål har vært å gjennomgå, videreutvikle og beskrive nytten av å bruke kalibrerte EDB-modeller for dokumentasjon av totalutslipp og identifisere optimale tiltak i avløpssystemet. Prosjektet er gjennomført som et demonstrasjons- og utviklingsprosjekt med praktiske eksempler med EDB-modellering og måleprogrammer i Lillehammer kommune og TAU/Tønsberg kommune.

En sammenligning / vurdering av ledningsnettmodeller og renseanleggsmodeller er gjennomført. Det konkluderes med at valg av modeller og metode vil ha stor betydning for nødvendig tidsforbruk og ressursinnsats samt at det vil ha stor betydning for nøyaktigheten av beregningene. Programpakken og metodene som er valgt har vist seg å kunne gi gode resultater og vil være tilgjengelig for bruk i norske kommuner.

I prosjektet er blant annet følgende modeller demonstrert/videreutviklet:

- For oppbygging av ledningsnettmodeller er *ArcView versjon 3.1* med applikasjonen *GM* demonstrert og videreutviklet i løpet av prosjektet, slik at denne kan benyttes for alle kommuner som har ledningsdatabasen *GEMINI VA*
- For ledningsnettberegninger er den danske programpakken *MOUSE* versjon 3.41 (Modelling of Urban sewer systems) demonstrert.
- *NIVAPLANT*, som er et program for simulering av kjemiske renseanlegg, er videreutviklet i løpet av prosjektet.
- *STOAT*, som er et avansert program for simulering av renseanlegg er demonstrert.

Det er i løpet av prosjektet inngått en intensjonsavtale med WRc (Water Research Centre) om å integrere *NIVAPLANT* i *STOAT*, slik at pakken kan benyttes for simulering av de fleste typer renseanlegg.

For kalibrering av modellene er det foretatt on-line målinger over 6 måneder for å sikre data fra ulike avrenningstilfeller og hydrologiske forhold. Et måleprogram for karusellprøvetakere ble gjennomført i 2 sammenhengende måneder i Tønsberg/TAU og 3+1 uker i Lillehammer. Målinger på renseanlegget ble gjennomført i perioden juni - august.

Arbeidet i Lillehammer har begrenset seg til å demonstrere oppbygging av ledningsnettmodell for avløpssystemet ved hjelp av GIS. Det ble valgt å avslutte arbeidet i Lillehammer før arbeidet med kalibrering av modellen var ferdig. Dette skyldes i hovedsak problemer med å få ut måledata fra fjernkontrollsystemet. Disse dataene ble såvidt sent tilgjengelige at vi ikke fant å kunne fullføre kalibrering og tiltaksberegninger i løpet av dette prosjektets tidsramme. Arbeidet vil imidlertid fortsette i et eget definert prosjekt.

For å vurdere om en kan redusere antallet manuelle analyser, som er ressurskrevende, samt en del av de mest ressurskrevende automatiske analyser (on-line utstyr), er det gjennomført en analyse av muligheten av å beregne endel parametre ved hjelp av kjemometri. Det er blant annet funnet at total-

KOF, total-N og total-P kan beregnes fra de benyttede 6 online parametrene (Q, tid, ammonium, pH, ledningsevne og turbiditet) med relativt god sikkerhet (korrelasjon: 93-97%).

Ved å benytte en distribuert MOUSE-NAM modell ble det oppnådd svært god overensstemmelse mellom beregnede og målte vannmengder for samtlige målestasjoner på TAU unntagen en pumpestasjon (KP5). Avviket på KP5 kan i hovedsak tilskrives mangelfulle målinger. Konklusjon er at ved beste praksis er det som regel nøyaktigheten og lengden på måleperioden som vil avgjøre hvor godt man klarer å kalibrere modellen med hensyn på vannmengder. Kalibrering mot stofftransport er utført for totalt oppløst stoff, med ammonium-nitrogen som testparameter.

For beregningene av utslipp fra TAU RA er det importert data til NIVAPLANT fra beregningene med MOUSE modellen for ammonium og vannmengde fra avløpssystemet. De resterende nødvendige innløpsdata er beregnet ved hjelp av kjemometri, basert på parametrene tid, vannmengde og ammonium. Generelt viste kalibreringen at vi normalt får gode korrelasjoner mellom beregnede og målte verdier for suspendert stoff/turbiditet, utløps pH, total P og total KOF, mens vi i enkelte "utypiske perioder" observerer avvik antagelig p.g.a. store utslipp fra industri og innlekking av sjøvann på nettet.

Det ble vurdert 3 tiltak på ledningsnettet for Tønsberg/TAU:

- Dypere pumpeump og økt kapasitet for hovedpumpestasjon P9 (økt med 200 l/s til 1050 l/s);
- Dyp sump samtidig med tiltak på overløp, som endrer overløpsinnstillingen for en rekke overløp slik at disse får større videreført avløpsmengde;
- Samtidig simulering av begge ovennevnte.

Tiltaksberegningene viser at man ved relativt enkle tiltak kan redusere de årlige overløpsvolumene relatert til pumpestasjonen P9 med 40%. Ved samtidig økning av videreført vannmengde vil overløpsutslippene kunne reduseres med 60%. Sistnevnte vil imidlertid kunne være kostnadskrevenende.

Basert på gjennomgang av resultater og diskusjoner med TAU har forslagene til tiltak på RA konsentrert seg om kjemikalieinnblanding og flokkulerings- sedimenteringsbassengene. Vi har ikke vurdert øvrige hydrauliske forhold ved renseanlegget (f.eks.hydraulisk kapasitet i forbehandling, tilførselskanaler etc.), da dette vil bli gjennomført i et eget prosjekt. Forslag til tiltak:

- Bedre utnyttelse av eksisterende sedimenteringsbasseng ved TAU kan oppnås ved å gjennomføre tiltak som sørger for optimal fordeling og demping av innkommende avløpsvann. Mange alternative løsninger vil være aktuelle, men den enkleste løsning for TAU vil trolig være å lede vannet inn i hele bassengets bredde direkte fra flokkuleringsbassengene. I tillegg bør vann og slam ledes nærmere bunnen av bassenget, og ikke i overflatelaget slik det gjøres i dag.
- Det anbefales å vurdere nyere typer fellingskjemikalier ved renseanlegget, og da spesielt de som har bedre sedimenteringsegenskaper, slik at effektiviteten ikke blir redusert ved høyere innkommende vannmengder.
- Ved ekstra lave vannføringer vil innblandingseffektiviteten av kjemikalier med avløpsvann bli svekket. For å unngå dette bør man vurdere en ytterligere innsnevring ved innblandingssonen eller bruk av dyser.
- Bruk av on-line parametrene vannmengde, tid, ammonia, ledningsevne, pH og turbiditet vil gi en langt bedre beskrivelse av variasjonene i innkommende avløpsvann. Vi har derfor tro på at en forbedret Kjemistyr-løsning vil ha potensiale til å oppnå en mer optimal kjemikaliedosering på RA.

Det er beregnet totalutslipp med hensyn på TOT-P og TOT-N for status og tiltakssituasjon for Tønsberg/TAU.

Den viktigste harmoniseringen mellom TAU RA og ledningsnett vil, basert på de gjennomførte beregninger og vurderinger, først og fremst bestå i et valg mellom to hovedstrategier;

- Tiltak som medfører en økt videreført vannmengde til RA (vil gi redusert overløpsutslipp, men behov for oppgradering av hovedledningsnett og RA)
- Tiltak for å redusere tilført vannmengde til avløpssystemet.

Basert på erfaringene fra prosjektet er det gitt erfaringer og råd til kommuner og konsulenter for gjennomføring av modellbygging, målinger og kalibrering av RA og ledningsnettmodeller.

NIVATECH AS har fungert som et kompetansesenter for integrert modellering i løpet av prosjektet og ønsker å ta initiativ til å videreføre resultatene fra prosjektet til nytte for konsulenter, myndigheter og kommuner.



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn/problembeskrivelse

I løpet av de siste årene har det innen forurensningspolitikken vært en endring i formen på den statlige styringen av kommunene. Trenden er desentralisering av oppgaver og bevegelse fra detaljstyring mot rammestyring.

For fylkesmennene innebærer rammestyring at man i sterkere grad enn før konsentrerer seg om resultatkontroll for miljømål og utslippsmengder og i mindre grad på kontroll av enkelttiltak. Kommunene vil ved rammestyring gis større ansvar bl.a. for dokumentasjon av utslipp, men også større frihet til å velge tekniske løsninger som er tilpasset lokale forhold.

I forslag til ny mal fra SFT står bl.a. følgende:

- Kommunen skal ha samlet oversikt over alle kommunale utslipp til berørte resipienter, herunder utslipp fra renseanlegg, overløp, nødoverløp, lekkasjer, overvannsutslipp og andre direkteutslipp.
- Overløp og overvannsutslipp skal beregnes på grunnlag av kalibrerte simuleringsmodeller eller bedre metoder.

I dette perspektiv kan EDB-modeller i stadig økende grad forventes å bli benyttet for:

- Beregning av overløp- og overvannsutslipp
- Integrert modellering av ledningsnett og renseanlegg

I Norge har vi først og fremst erfaring med beregning av den raske nedbørspåvirkning i sommerhalvåret. Dersom kommunene skal kunne møte ovennevnte krav til dokumentasjon fra SFT og kunne finne kostnadseffektive løsninger for reduksjon av totalutslipp i fremtiden, er det spesielt avgjørende å styrke den norske kompetansen innenfor følgende områder:

- Beregning av den trege nedbørspåvirkning, dvs. innlekking og dreinsvann til avløpsnett
- Beregning av forurensningstransport i avløpsnett og til RA
- Beregninger for vinterhalvåret inkludert snøsmelting
- Kobling av ledningsnettmodeller og renseanleggmodeller

Internasjonalt og ikke minst i Sverige og Danmark er det gjort en del innenfor ovennevnte områder. Prosjektet har demonstrert og utviklet teknologi relatert til de beste metoder og erfaringer som finnes internasjonalt og på denne bakgrunn er det gjennomført praktiske eksempler med EDB-modellering og måleprogrammer i Lillehammer kommune og TAU/Tønsberg kommune.

## 1.2 Edb-modellering nasjonalt og internasjonalt

### 1.2.1 Nasjonalt

EDB-modellering av ledningsnett hadde sin start i Norge på midten av 1970 tallet da det norske NIVANETT-programmet ble utviklet ved NIVA. Programmet var nærmest enerådende i norske kommuner helt frem til midten av 90-tallet. Programmet var, da det ble utarbeidet, et av de første i sitt slag internasjonalt. Utviklingen av programmet har imidlertid vært liten de siste 20 år og det er utarbeidet flere og mer avanserte modeller bl.a. i Europa.

Tradisjonelt har EDB-modellering i Norge vært rettet mot å modellere avrenning p.g.a. kraftige regnskyll i sommerhalvåret. Disse høye avløpstoppene kan medføre kortvarige problemer, men utgjør kun en liten del av det årlige avløpsvolum.

De største årlige avløpsvolumene skyldes som regel fremmedvann via infiltrasjon og drenering. Av denne grunn har EDB-modellering i første rekke blitt benyttet til å dimensjonere avløpsanlegg og i mindre grad til å beregne utslippsmengder og for optimalisering av eksisterende ledningsnett for å minimalisere utslipp.

De siste årene har SINTEF-NHL arbeidet med denne problematikken ved utvikling av SINBAD modellen.

På renseanleggsiden har det inntil nylig ikke vært miljøer i Norge som i betydelig grad har arbeidet med EDB-modeller for beregning av prosess. Unntaket er NIVA som, samtidig med utviklingen av NIVANETT på 70-tallet, også utarbeidet en forenklet steady-state modell for renseanlegg. I 1993 ble tråden tatt opp da prototypen NIVAPLANT ble utviklet ved NIVA for modellering av kjemisk felling bl.a. med støtte fra SFT.

I Norge har det de siste årene kun vært en håndfull personer som har hatt EDB-modellering som profesjon. EDB-modellering vil, som følge av ny SFT mal og stadig utvidede anvendelsesmuligheter, kunne få en ny renessanse i Norge. Det vil i den forbindelse bli en stor utfordring å heve kompetansenivået hos myndigheter, konsulenter og kommuner, slik at man kan få full nytte av dagens teknologi.

### **1.2.2 Internasjonalt**

Internasjonalt er det utviklet en rekke modeller for simulering av ledningsnett. I Europa er de to kanskje mest kjente modellene den britiske MOSQUITO, som er utviklet av Water Research Centre (WRC) i samarbeid med HR Wallingford, samt MOUSE-Pakken utviklet av Danske Hydrauliske Institutt, som bl.a. Safege (Frankrike), VAV (Sverige), VBB VIAK (Sverige) og WRC har bidratt til utviklingen av.

MOUSE-Pakken har nærmest vært enerådende i Danmark og Sverige. De siste årene har bl.a. utviklingen av MOUSE-NAM modulen, for beregning av ledningsnett som en del av det urbanhydrologiske system, og MOUSE-TRAP modulen, for beregning av forurensningstransport i ledningsnett, stått sentralt.

Tradisjonen for EDB-modellering har vokst seg sterk i Danmark og Sverige hvor de aller fleste kommuner av noen størrelse har gjennomført slike beregninger for ledningsnett. De siste årene har trenden vært å gjennomføre kontinuerlige langtidssimuleringer for å studere effekten av treg nedbørspåvirkning. Dvs. at man i beregningene tar hensyn til innlekking og dreinsvann.

Det har blitt rettet stadig sterkere fokus på samvirket mellom renseanlegg og ledningsnett. Det svensk initierte SAMOVAR programmet er et resultat av dette. Det er videre igangsatt et stort EU prosjekt, 1996-1999, med DHI, som prosjektkoordinator med integrering av modellene MOUSE, STOAT, MIKE 11/MIKE 21 som formål.

Internasjonalt finnes det svært mange EDB-programmer for biologiske renseanlegg, primært for aktivslam prosessen. Noen av de mest kjente Edb-programmene er ASIM (W.Gujer; forsknings- og undervisningsorientert), EFOR (Henze /Krüger; kommersielt), AQUASIM (EAWAG; FoU-orientert), samt SIMBA (Ifak system, FoU/kommersiell). I den senere tid har det imidlertid blitt utviklet mer brukervennlige EDB-verktøy med langt større fleksibilitet og flere prosess-alternativer (ulike biofilmsystemer, flere valgfrie modeller for enkeltprosesser, alternative kontroll/styringsfunksjoner etc.). De inkluderer gjerne avløpssystem komponenter (forenklete avrenningsmodeller, utjevningsbasseng, "first flush effekt" etc.) og slambehandling. To eksempler på denne type EDB-programmer er STOUT (WRC; kommersielt) og GPS-X/SIMWORKS (Hydromantis, kommersielt). For rene kjemiske renseanlegg kjenner vi ikke til andre modeller enn NIVAPLANT som kan detaljsimulere fellingsprosesser.

I lys av utviklingen innen EDB-modellering i Europa de siste år vil det være verdifullt å tilpasse og ta i bruk deler av denne teknologien i Norge. Utfordringen fremover tror vi, i større grad enn å utvikle egne totalsystemer, vil bli å inngå i et europeisk samarbeid og konsentrere utviklingsarbeidet mot nisjebehov i markedet.

I Europa samarbeider flere sentrale miljøer innen integrert modellering. Dette gjelder blant annet DHI-Sverige, VBB-Viak (Sverige), Dansk Hydraulisk Institutt (Danmark), Safege (Frankrike) og Water Research Centre (Storbritannia). NIVATECH har spesielt hatt kontakt mot WRC, og har i løpet av prosjektperioden søkt bistand fra øvrige miljøers ressurspersoner ved behov.

På kort sikt vil NIVATECHs viktigste bidrag til det nordisk/europeiske samarbeidet være utviklingen av NIVAPLANT.

## **2 MÅL**

Prosjektets hovedmål er å gjennomgå, videreutvikle og beskrive nytten av å bruke kalibrerte EDB-modeller for dokumentasjon av totalutslipp og identifisere optimale tiltak i avløpssystemet. Hovedmålet er inndelt i følgende delmål:

1. Gjennomgang av metoder for dokumentasjon av forurensningsutslipp og identifisering av optimale tiltak på ledningsnett og renseanlegg, med hensyn på det totale utslipp, ved hjelp av kalibrerte EDB-modeller.
2. Videreutvikling av NIVAPLANT, utvikling av metoder og modeller for beregninger i vinterhalvåret samt utvikling av nødvendig software for konvertering og overføring av data mellom eksterne databaser og mellom ledningsnettmodeller og NIVAPLANT.
3. Gjennom praktiske eksempler beskrive nytte av å bruke kalibrerte EDB-modeller for å komme frem til harmoniserte tiltak på ledningsnett og respektive renseanlegg ved integrert modellering.
4. Beregne totalutslipp samt finne kostnadseffektive tiltak på ledningsnett og respektive renseanlegg for de deltakende kommuner ved bruk av kalibrerte EDB-modeller.
5. Bygge opp et norsk kompetansesenter for integrert modellering av ledningsnett og renseanlegg med fokus på samhandling og kunnskapsutveksling med ledende norske og europeiske institusjoner og firmaer.

## 3 PROSJEKTGJENNOMFØRING

### 3.1 Organisering

Prosjektorganiseringen er vist i organisasjonskartet, figur 3.1. Nedenfor følger en beskrivelse av de ulike enheters organisering.

#### Styringsgruppe

I styringsgruppen har SFT vært representert ved Steinar Nybruket, NORVAR. De øvrige representanter har vært Fidjeland (Tønsberg kommune), Kjøs (Lillehammer kommune), Fremstad (TAU) og Ulstein Johannessen (NIVATECH AS).

#### Prosjektadministrasjon

Prosjektleder og koordinator: Dagfinn Fremstad  
Prosjektsekretær: Bjørnar Nordeidet

#### Referansegruppe

Referansegruppen har bestått av følgende personer: Werner Olsen (fylkesmannen i Vestfold), representant fra kommunene, Johan Larsson (DHI Sverige tidl. VBB VIAK), Oddvar Lindholm (NLH), Bengt Göran Hellström (Stockholm Vatten AB), Gunnar Mosevoll (Skien kommune), Gunnar F. Aasgaard (ANØ Miljøkompetanse) og Bjørn Lundberg (Oslo kommune).

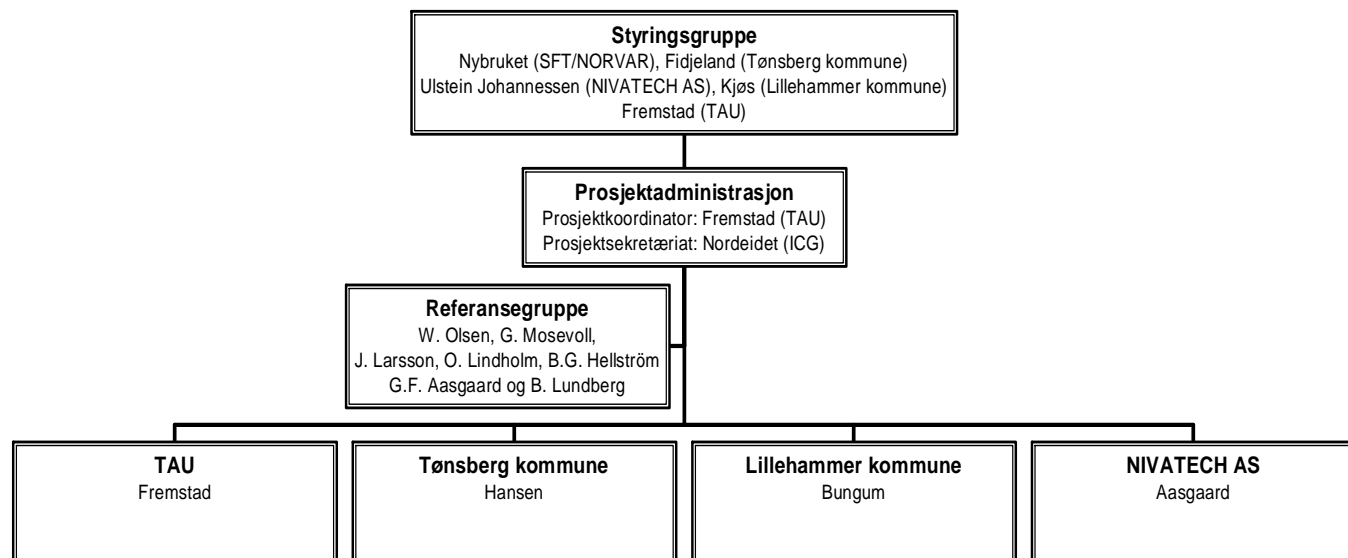
#### Diplomstudenter

I forbindelse med prosjektgjennomføringen er det benyttet 2 diplomstudenter fra Ås landbrukshøyskole med Oddvar Lindholm som veileder. Disse har arbeidet med hovedoppgaver relatert til kalibrering/simulering av ledningsnettmodellen NIVANETT og renseanleggmodellen NIVAPLANT.

Det er benyttet 3 avangsstudenter fra distriktshøyskolen i Sogn- og Fjordane for bistand ved gjennomføring av måleprosjektet i Lillehammer kommune. Forsøksprogram, gjennomføring og kvalitetssikring av data inngikk i deres felles hovedoppgave.

#### Prosjektgruppe

Fagansvarlig RA, NIVAPLANT: Harsha Ratnaweera (NIVA)  
Fagansvarlig RA, renseprosesser generelt: Bjørnar Nordeidet (ICG) tidligere (NIVA)  
Fagansvarlig ledningsnett: Geir J. Lindholm (ROSIM AS)



Figur 3.1 Prosjektorganisering

### 3.2 Aktiviteter

Kalibrering, verifisering og utprøving av EDB-modeller i de deltakende kommunene har stått sentralt i prosjektet. For ledningsnettmodellering ble i første rekke MOUSE-pakken benyttet. For modellering av renseanlegg har videreutvikling og anvendelse av NIVAPLANT vært sentrale aktiviteter.

Det har blitt fokusert på bruk av målinger for kalibrering og verifisering av EDB-modeller. Dette innbefattet målinger av:

- Den trege nedbørspåvirkning; m.a.o. innlekking og drensvann for sommer- og vinterhalvåret inkludert snøsmelteperioden
- Stofftransport i ledningsnett og forurensningsutslipp fra overløp
- Forurensningstilførsler og utslipp for renseanlegg

For å effektivisere gjennomføringen av de enkelte måleprogram ble blant annet kjemometriske metoder benyttet. Den praktiske gjennomføringen av EDB-beregninger i de enkelte kommuner kan kort beskrives som følger:

- NIVAPLANT har blitt videreutviklet samt kalibrert/verifisert mot målinger av vannmengder og stofftransport for TAU renseanlegg.
- Utvikling og anvendelse av eksisterende software for kobling av data mellom de ulike Edb-modeller og eksterne data
- I Tønsberg kommune ble MOUSE-pakken (inkludert MOUSE-TRAP) og NIVAPLANT benyttet for å beregne det totale forurensningsutslipp samt teste ut samvirket mellom ledningsnett og TAUs kjemiske renseanlegg. Tiltak på ledningsnettet ble vurdert opp mot investeringer i, og driftsstrategier for, renseanlegget. I tillegg ble NIVANETT-modellen prøvd ut og sammenlignet med MOUSE modellen.
- I Lillehammer kommune ble MOUSE modellen benyttet for å beregne forurensningsutslipp samt teste ut tiltak på ledningsnettet. På grunn av problemer og forsinkelse med overføring av loggede data fra Lillehammers driftovervåking, er det kun foretatt overordnede beregninger. Vurdering av status og fremtidig utviklingsbehov for å modellere kjemisk/biologiske renseanlegg samlet er også utført.

## 4 SAMMENLIGNING AV ULIKE METODER OG MODELLER

### 4.1 Innledning

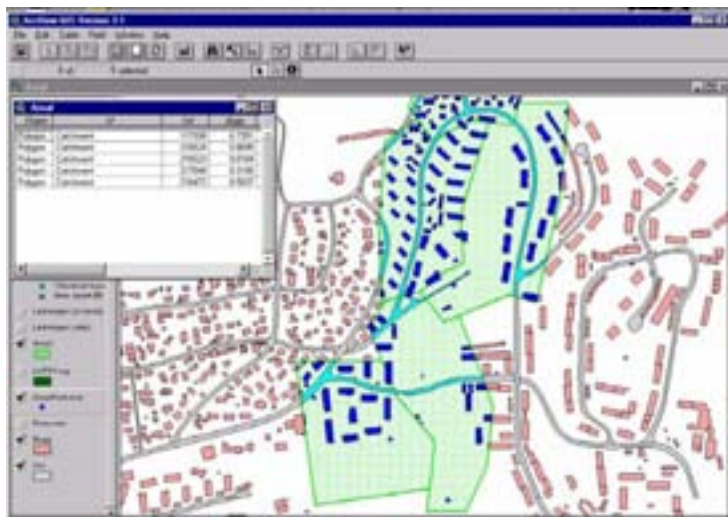
Det finnes ingen "fasitløsninger" for hvordan totalutslippsmodellering skal gjennomføres. Lokale forhold knyttet til avløpssystemet og resipient(er) vil være av avgjørende betydning for hvilke metoder og modeller som skal benyttes, samt krav til nivå og nøyaktighetsgrad. En grundig forhåndsvurdering av hva metoden/modellen skal benyttes til er derfor nødvendig.

Når krav til nivå og nøyaktighetsgrad er bestemt, er det igjen flere metoder og Edb-verktøy som benyttes. I det etterfølgende vil vi komme nærmere inn på noen sentrale metoder og modeller som benyttes i dag, og sammenligne dem innbyrdes. Gjennomgangen er på ingen måte fullstendig, men skulle sette lys på noen av de mest sentrale metoder som er i bruk i dag.

### 4.2 Oppbygging av ledningsnettmodeller; -manuelt versus GIS metoder

Oppbygging av ledningsnettmodeller har tradisjonelt vært et svært arbeidskrevende manuelt arbeid. I dag kan oppbygging av ledningsnettmodeller gjennomføres ved hjelp av Geografiske Informasjonssystemer (GIS).

I Prosjektet er MOUSE-GIS, en ArcView applikasjon utviklet av Dansk Hydraulisk Institutt, benyttet for modellbyggingen i Tønsberg kommune. I Lillehammer er en nyutviklet ArcView applikasjon kalt GM (fra GEMINI VA til MOUSE) benyttet for oppbygging av ledningsnettmodell. GM er utviklet av ROSIM AS og GEODATA AS i forbindelse med modelloppbygging for Oslo Vann og Avløpsetat samt foreliggende prosjekt i Lillehammer kommune.



Figur 4.1 Skjerm bilde fra GIS programmet GM

I MOUSE-GIS er det funksjonalitet for nettverksimport, forenkling og resultatpresentasjon i forbindelse med arbeid med MOUSE modeller. Dette forenkler imidlertid bare deler av arbeidet som må gjøres ved oppbygging av en MOUSE modell. Utviklingen av GM startet fordi man ønsket å ha et skreddersydd verktøy som forenkler hele prosessen med å bygge MOUSE modeller for norske kommuner. Forskjellen på de to applikasjonene er derfor i hovedsak at GM har mer funksjonalitet enn MOUSE-GIS, noe som nå gjør det mulig å bygge hele MOUSE-modellen i et GIS miljø. Dette er igjen svært ressurs- og tidsbesparende.

Tabell 4.1 Sammenstilling av funksjonalitet mellom MOUSE-GIS og GM

Verktøy	Funksjonalitet
<b>MOUSE-GIS</b>	- Generell dataimport - Forenkling av ledningsnett - Eksport av data til MOUSE - Import av data fra MOUSE - Resultatpresentasjon
<b>GM</b>	- Generell dataimport - Forenkling av ledningsnett - Eksport av data til MOUSE - Import av data fra MOUSE - Resultatpresentasjon - Konvertering av data fra GEMINI VA - Utfylling av manglende data fra GEMINI VA - Opptegning og tilknytning av arealer - Design, innlegging av overløp, pumpestasj.etc. - Oppdatering av GEMINI VA data

### 4.3 Hydrauliske beregninger i ledningsnett, -kinematisk bølge (NIVANETT) versus dynamisk bølge (SWMM og MOUSE)

#### 4.3.1 Sammenligning med et teoretisk ledningsnett

Det finnes i dag flere EDB-modeller som kan simulere hydraulikken i ledningsnett. EDB-programmene benytter imidlertid forskjellige matematiske modeller for å simulere de hydrauliske forhold, noe som vil gi ulike avrenningsresultater for samme system. Det er derfor viktig å kjenne til de ulike modellens innhold, forenklinger og styrker/svakheter, slik at modell med tilstrekkelig nøyaktighet anvendes i hvert enkelt tilfelle. En kort sammenligning av EDB-programmene NIVANETT, SWMM og MOUSE er gitt nedenfor. Innholdet baserer seg på en artikkel i Vatten, "Sammenligning av hydrogrammer fra en kinematisk bølgemodell og to dynamiske modeller" ref.:

NIVANETT modellen ble utviklet av NIVA og var operativ allerede i 1972. Dette er en kinematisk bølgemodell som ikke simulerer ringledninger og ledninger med negativt fall. Hydrauliske tap i knutepunkter neglisjeres.

For å simulere oppstuvning gis det tre muligheter:

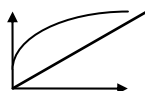
1. NIVANETT Beregner hydrografer for hver ledning og vil, dersom ledningens kapasitet er for liten, beregne det nødvendige fall for å få alt vann gjennom ledningen. Gitt dette fallet, som varierer med vannføringen, beregner modellen tilhørende oppstuvning.
2. NIVANETT antar at vannføring større enn ledningens fulltløpende kapasitet lagres i knutepunktet oppstrøms ledningen. Det lagrede vannet slippes på igjen når vannføringen synker under ledningens fulltløpende kapasitet.
3. NIVANETT antar at all vannføring større enn ledningens fulltløpende kapasitet tapes i oppstrøms knutepunkt uten at dette returneres til systemet.

Environmental Protection Agency in U.S.A., EPA utga den første brukermanualen for deres SWMM modell i 1971. Denne har blitt oppdatert en rekke ganger siden. I SWMM modellen kan man gjennomføre beregninger med det fulle sett av St. Venants ligninger. SWMM kan simulere ringledninger, negativt fall, tilbakestuvning, oppstuvning og trykkstrømning. Hydrauliske tap i knutepunkter simuleres ikke.



MOUSE er utviklet av Dansk Hydraulisk Institutt, DHI og var operativ i 1985. MOUSE benytter, som SWMM, St. Venants ligninger. Hovedforskjellen mellom de hydrauliske simuleringene er at MOUSE løser ligningene ved en implisitt metode og SWMM ved en eksplisitt metode. Dette gir noen ganger forskjellige resultat. MOUSE deler automatisk ledningene inn i mindre deler under beregningene. Dette gir langt bedre beregninger for lengre ledninger.

Tabell 4.2 Utvalg av hydrauliske parametre for beregning av overflateavrenning.

MODELL	Parametre for beregning av overflateavrenning
MOUSE	Har som NIVANETT to muligheter: En enkel tid-areal modell og en modell med hydrologiske enhetsprosesser inkludert Hortons infiltrasjon. Tid-areal modellen har samme parametre som NIVANETT og initialtap ved fordamping. Den hydrologiske modellen har de samme parametrene som NIVANETT's SWMM valg og en parameter for "wetting"
NIVA- NETT	<p>Tid-arealmetode: For hvert delareal ( 4 parametre) :</p> <p>% A Total areal A <math>\phi</math> avrenningskoeffisient for total arealet A, (eller <math>\phi_i</math> for 5 forskjellige overflatetyper), tid-areal funksjon (% av areal for % av tid for overflateavstrømning), %t Tid for overflateavstrømning, <math>T_t</math></p> 
SWMM	<p>Hortons ligning: For hvert delareal (12 parametre) :</p> <p>Total areal, tette flater, bredde på areal, helning på overflate, maksimum infiltrasjons rate, minimum infiltrasjons rate, infiltrasjons decay factor, Manning "n"- for permeableflater, "n"- for tette flater, Tette flater uten gropmagasin, Gropmagasin for tette flater, gropmagasin for permeable flater.</p>

For å sammenligne de tre modellene er det gjennomført beregninger for et tenkt ledningsnett, vist i figur 4.2.



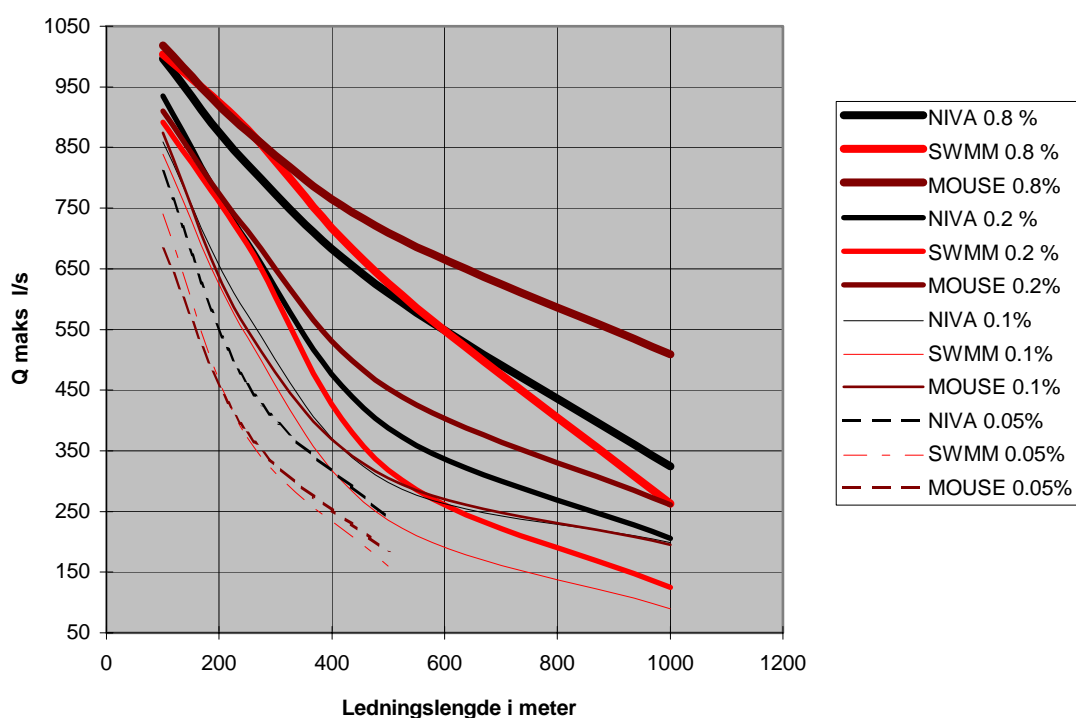
Figur 4.2 Avløpssystem for sammenligningsberegninger

### Beregning av maksimal vannføring

Figur 4.3 viser resultater fra en sammenligningssimulering for maksimal vannføring (Q maks) som funksjon av ledningslengde. Kurvene representerer fire forskjellige helningsvinkler (0.05% , 0.1%, 0.2% og 0.8 %). De tre øvre kurvene representerer et fall på 0,8%.

Modellene ligger nært hverandre for ledningslengder fra 100m til 400m, der NIVANETT ligger lavest av de tre. Figuren viser at Q max ligger rimelig nært hverandre for de tre modellene så lenge ledningslengden er kortere enn ca. 250m og helningen ikke er under 0,1%. For et fall på 0,05 % ligger SWMM nærmest MOUSE, samtidig som NIVANETT overraskende nok ligger nærmere MOUSE for de resterende tilfellene..

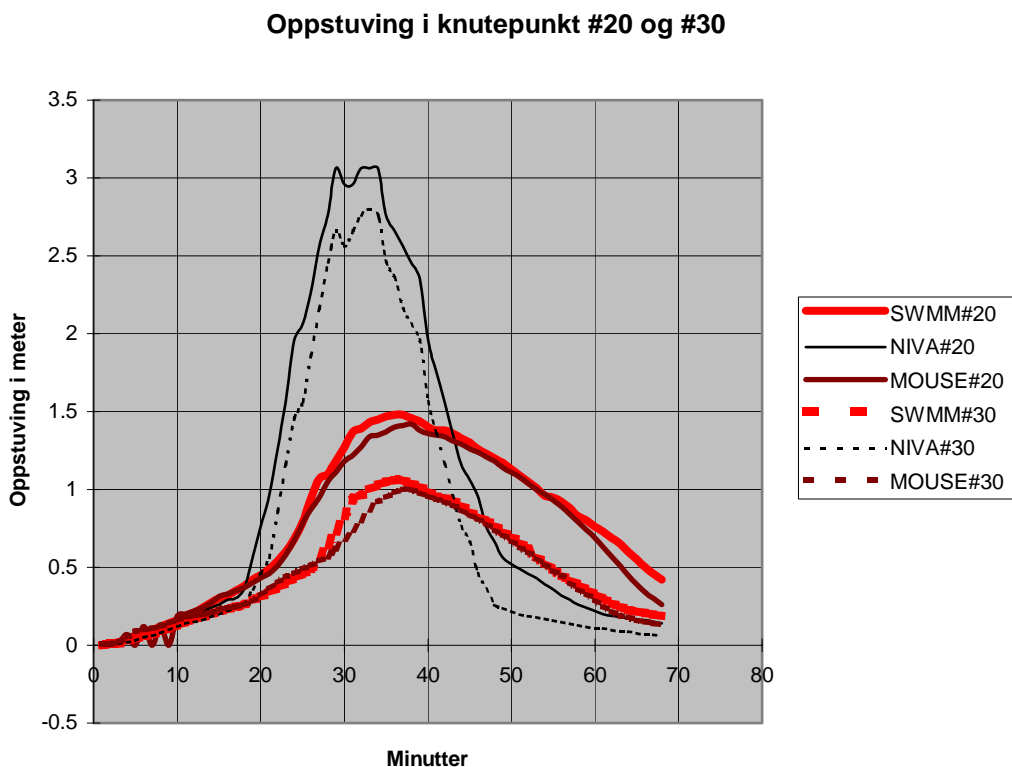
**Q maks som funksjon av ledningslengde og fall**



Figur 4.3 Sammenligningsberegning av maksimal vannføring med NIVANETT, SWMM og MOUSE

### Beregning av oppstuvning

En oppstuvingsberegning for ledningsnett er vist i figur 4.4. Ledningslengdene er 250 meter med fall på 0.2%. De beregnede oppstuvingsnivåer i knutepunktene 20 og 30 er vist. Resultatene viser at NIVANETT ligger langt over kurvene for SWMM og MOUSE, samtidig som MOUSE og SWMM ligger svært nær hverandre. Forklaringen på dette er at den kinematiske bølgemodellen i NIVANETT ikke kan simulere oppstuvning korrekt, den beregner kun den nødvendige trykklinjen for å få den beregnede vannmengde gjennom ledningen og den tar ikke hensyn til forholdene i nedstrøms ledninger.



Figur 4.4 Sammenligningsberegning av oppstuvning med NIVANETT, SWMM og MOUSE

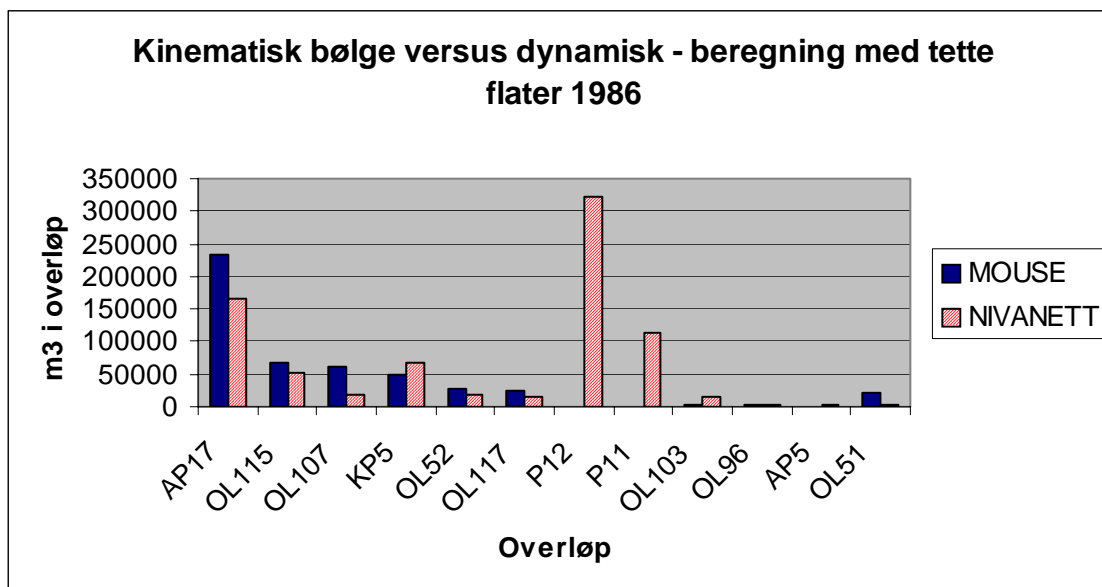
#### 4.3.2 Beregninger i Tønsberg kommune

Som en del av prosjektet er det gjennomført en praktisk oppstilling av en NIVANETT modell for Tønsberg kommune ved en hovedoppgave gjennomført ved NLH, institutt for tekniske fag "Oppbygging av Tønsberg avløpssystem med NIVANETT og sammenligning av NIVANETT og MOUSE", Anita Pedersen, 1998.

Ved oppbygging av NIVANETT-modellen måtte det gjøres en rekke tilpasninger i forhold til den etablerte MOUSE-modellen for området. Dette gjaldt spesielt for ledningsstrekninger med motfall, ringleidninger og doble ledninger.

Vi har gjennomført en beregning for 1986 med det samme regnet som er benyttet i NIVANETT og sammenlignet beregnet overløpsutslipp for perioden.

Det samlede overløpsutslippet beregnet med MOUSE for Tønsberg ble 0,6 mill m<sup>3</sup> og for NIVANETT 0,8 mill m<sup>3</sup>. Avviket for de enkelte overløp ble imidlertid store. Figur 4.5 viser de 6 største beregnede overløpsvolum for henholdsvis MOUSE og for NIVANETT.



Figur 4.5 Sammenligningsberegning av overløp i Tønsberg kommune ved bruk av MOUSE og NIVANETT.

### 4.3.3 Oppsummering

Følgende oppsummering er basert på ovenstående beregninger samt egne erfaringer med arbeide med modellene.

#### *NIVANETT:*

Beregningsrutinene gir rimelig samsvar med MOUSE så lenge det ikke er oppstuvning av betydning, ledningslengdene er mindre enn 500 meter og fallet er større enn 0,1%. Kan ikke beregne motfall og ringledninger.

#### *SWMM:*

Beregningsrutinene gir betydelige forskjeller fra MOUSE så lenge ledningslengdene er lenger enn 400m, selv for denne lengden er det avvik for fall på 1-2 promille. For dette fallområdet ligger selv NIVANETT nærmere MOUSE. Oppstuvingsberegningene ligger svært nær MOUSE. På INTERNETT finnes imidlertid en rekke diskusjoner som antyder at SWMM kan gi enkelte svært unaturlige og høye utslag av oppstuvning i kummer.

#### *MOUSE:*

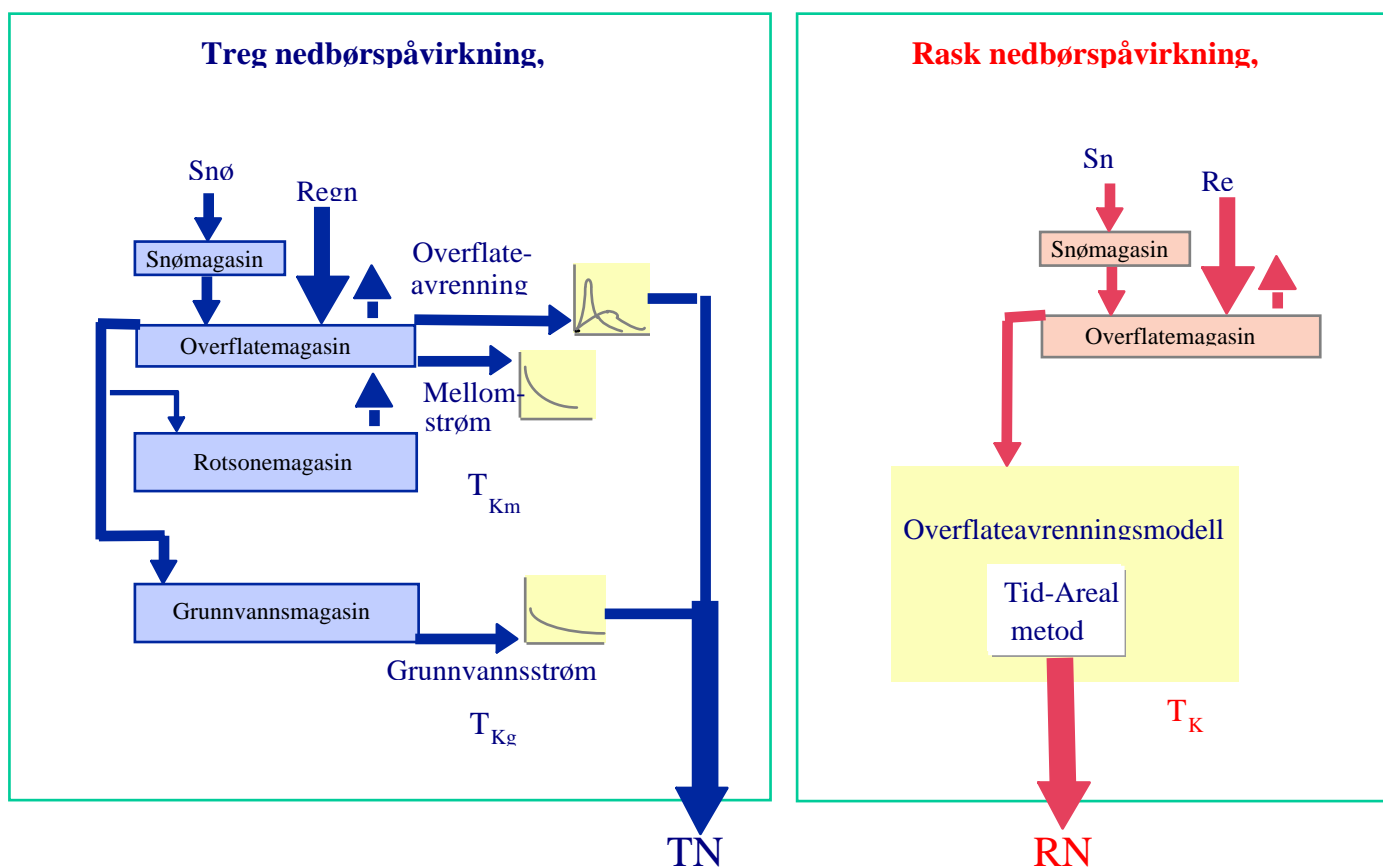
Modellen er svært avansert og representerer "state of the art" innen fagområdet. De hydrauliske simuleringene må antas å være de beste blant de modellene vi kjenner til.

#### 4.4 Beregning av nedbøravhengig avløp, - kun tette flater versus urbanhydrologisk modell

I Norge har vi først og fremst erfaring med beregning av den raske nedbørpåvirkning i sommerhalvåret. Det vil si den delen av avrenningen til ledningsnettets som skyldes tilknytning av tette flater som hustak og veier til ledningsnettets. Avrenningen kommer som regel i ledningsnettets i form av rask og høy vannføring under og umiddelbart etter nedbør.

De siste årene har det blitt mer og mer vanlig også å gjennomføre beregninger av den trege nedbørpåvirkning dvs. innlekking og dreivann til avløpsnettets. Avrenningen i ledningsnettets kommer som en treg økning i vannføringen i ledningsnettets spesielt under og etter perioder med langvarig nedbør.

Den blå delen av figur 4.6b illustrerer den såkalte NAM modellen i MOUSE som beregner dreiv- og grunnvannstilførsler til ledningsnettets Dette er i likhet med HBV modellen en karmodell som "router" nedbør gjennom modellen. Figuren viser de ulike bidrag som skal representere den trege og raske nedbørpåvirkning.

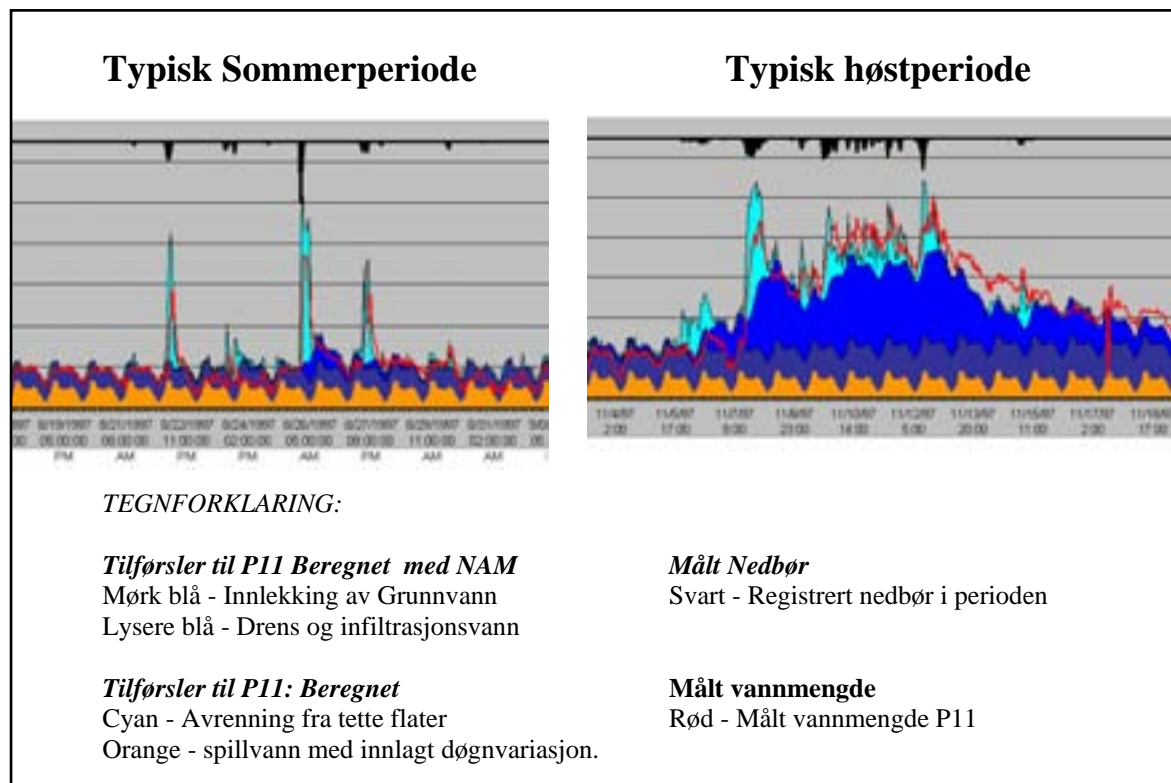


Figur 4.6 Illustrasjon av henholdvis treg og rask nedbørpåvirkning

Den urbanhydrologiske modellen MOUSE-NAM er en såkalt "grå boks" modell. Det vil blant annet si at den må kalibreres for en lengre måleperiode, typisk 1-4 sesonger.

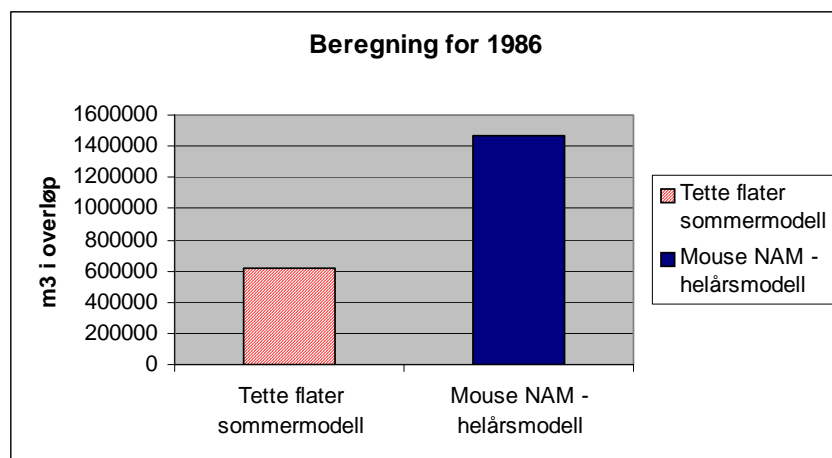
Den enkleste måten å kalibrere inn en MOUSE NAM modell på er som regel å benytte times eller døgnverdier for et sentralt renseanlegg for ett eller flere år.

Figur 4.7 viser resultat for beregninger med NAM modellen for to forskjellige perioder for tilførslene til pumpestasjon P11 i Tønsberg kommune i 1997. Som en ser er NAM komponentene betydningsfulle i en typisk høstperiode og mindre dominerende under en typisk sommersituasjon.



Figur 4.7 Illustrasjon av komponenter for henholdvis treg og rask nedbørspåvirkning

For 1986 er det gjennomført beregninger for overløpsutslipp i Tønsberg for en MOUSE modell som kun beregner med tette flater versus en MOUSE-modell som beregner med NAM komponenter det vil si også drens, infiltrasjon og grunnvannstilførsler til nettet.



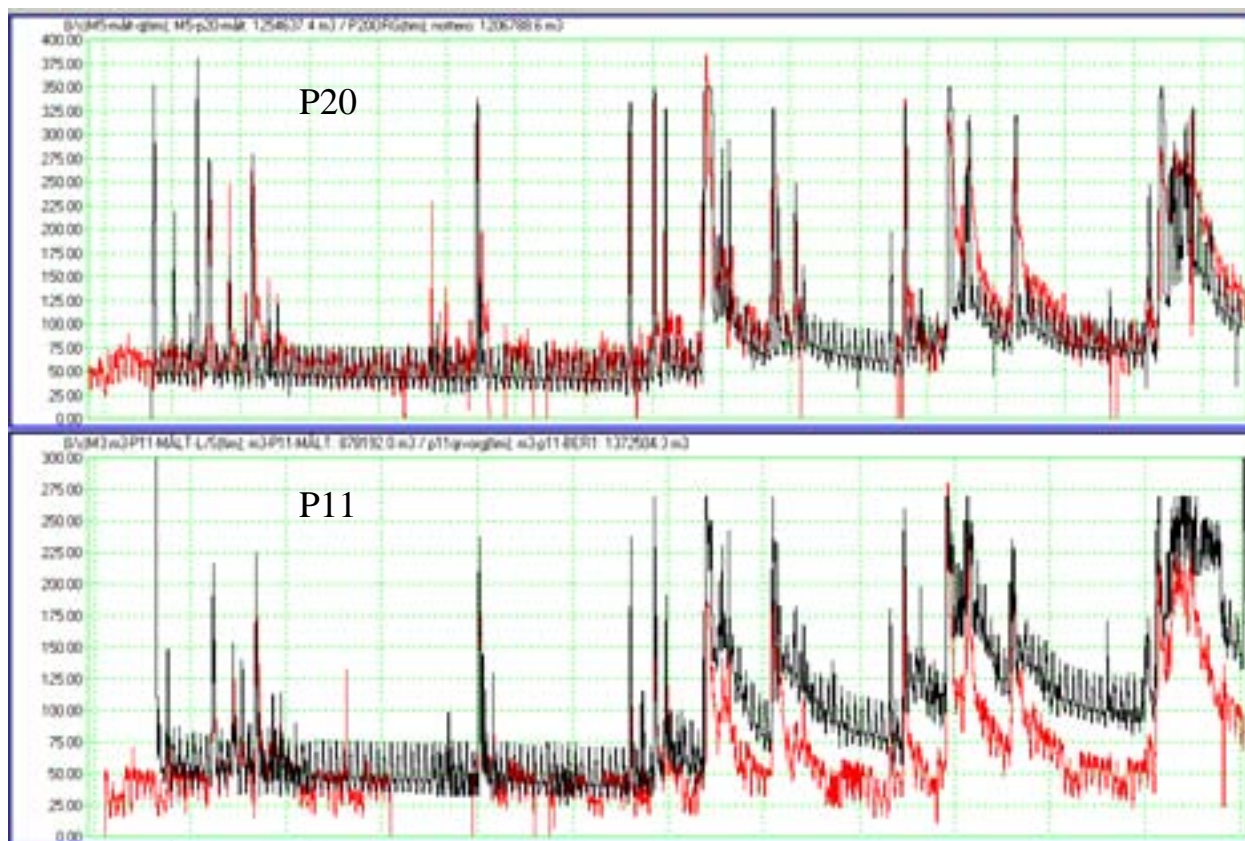
Figur 4.8 Beregning av overløpsutslipp for Tønsberg kommune

Som figur 4.8 viser så har det stor betydning om beregningene gjennomføres med en urbanhydrologisk modell eller en modell som kun tar hensyn til tette flater og sommerregn.

#### 4.5 "En-boks" versus distribuert modell

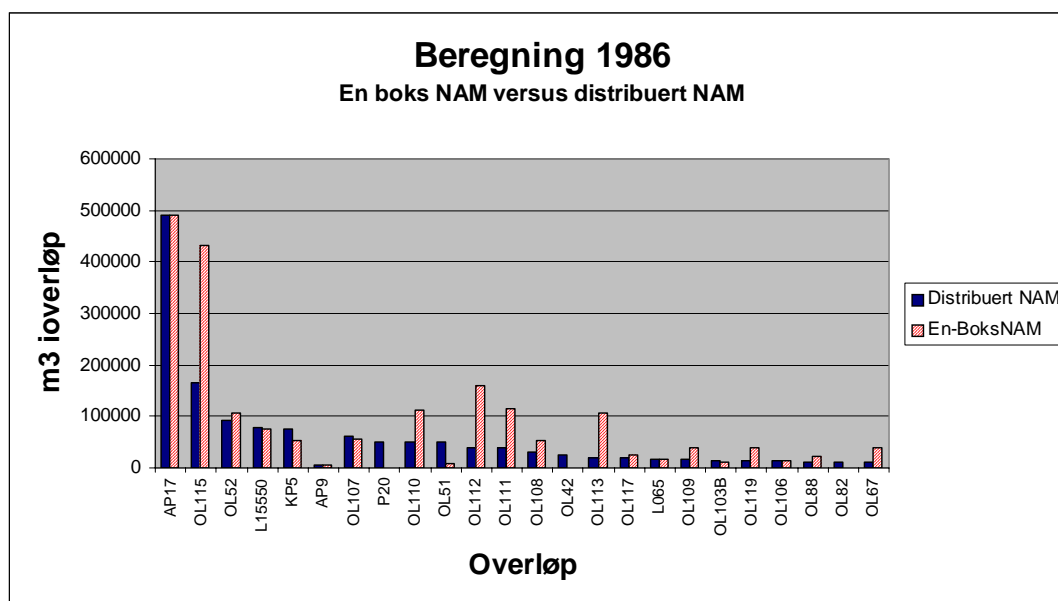
Den enkleste måten å kalibrere inn en MOUSE NAM modell på er som nevnt å benytte time eller døgnverdier for et sentralt renseanlegg for ett eller flere år ("En-boks" modell). Resultatet av en slik kalibrering gir da samme karakteristik for dreng og grunnvannstilførsel for hele rensedistriktet. Dersom en ønsker en bedre distribuert NAM modell kan en dele opp området og gjennomføre langtidsmålinger på flere punkter slik det ble gjort i Tønsberg.

Figur 4.9 viser en sammenligning mellom målte verdier for delområdene P11 og P20 mot en En-boks NAM kalibrering som ble gjennomført på renseanlegget. En ser at en har fått rimelig god overensstemmelse for tilførslene til P20 og mindre god overensstemmelse for P11. Siden dette er en en-boks og ikke en distribuert NAM-modell er det typisk at verdiene vil stemme rimelig godt for enkelte delområder og mindre godt for andre delområder avhengig av de enkelte delområdenes karakteristikk.



Figur 4.9 Sammenligning av målte (rød) og beregnede (sort) vannføringer ved P20 og P11 i Tønsberg.

I prosjektet er det gjennomført en sammenligning av beregnet overløpsutslipp for 1986 for en En-boks NAM modell kalibrert med renseanleggsdata, og en bedre distribuert NAM modell kalibrert mot 5 målepunkter ute på ledningsnettet for en sesong. Med En-boks NAM modellen ble det samlet beregnet 2,35 mill m<sup>3</sup> i overløp versus 1,45 mill. m<sup>3</sup> for den distribuerte NAM modellen. Figur 4.9 viser forskjellen i beregnet overløpsutslipp for de største overløpsutslippene for de to modellene.

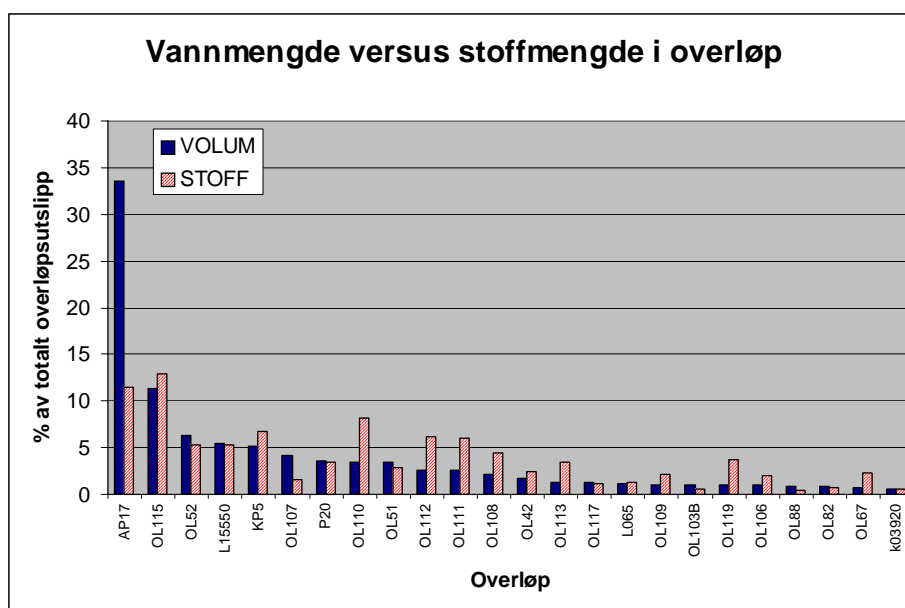


Figur 4.10 Sammenligning av beregnet overløpsutslipp ved bruk av En-boks modell kontra distribuert NAM-modell.

Resultater fra dette eksempelet viser at både beregnede total-utslipp og enkeltutslipp blir langt mer nøyaktig ved bruk av distribuert modell kontra en-boks modell. En-boks modell vil imidlertid kunne gi tilstrekkelig nøyaktighet dersom avløpsfeltet er homogent, eller dersom en kun benytter denne som en innledende/overordnet studie av avløpsvannets fraksjoner (spillvann, grunnvann, overvann, drens/rask infiltrasjon).

#### 4.6 Beregninger av vannmengde versus stofftransport

Overløpsutslipp kan beskrives både ved volum i overløp og ved stofftransport i overløp. I Tønsberg er det gjennomført beregning av stofftransport for 1986 ved hjelp av MOUSE-Trap. Figuren viser beregnet utslipp av vannmengder versus fosfor som prosent av totalt utslipp for de største overløpsutslippene.



Figur 4.11 Overløpsutslipp beregnet som vannmengde versus stofftransport (fosfor)



Som det fremgår av figuren er det til dels store forskjeller i beregnet overløpsutslipp for de enkelte overløp avhengig av om en beregner vannmengde eller stoffmengde i overløp.

Det sammenligningen illustrerer er at overløpene vil ha forskjellig fortynningsgrad og at det derfor i de fleste tilfelle vil gi relative forskjeller i overløpsutslipp om man beregner stoff eller vannmengde i overløp.

#### **4.7 Renseanlegg modeller for kjemisk felling; eksisterende modeller versus NIVAPLANT**

Fokus på simuleringsprogram for renseanlegg har økt betydelig de siste ti årene. Flere forskergrupper og internasjonale samarbeidsgrupper jobber med utvikling av modeller og simuleringsprogrammer for renseanlegg. Mange store og mellomstore renseanlegg bruker slike program for prosess-optimalisering og scenario-studier. Denne type programmer har stort sett begrenset seg til biologiske prosesser. Åsaken til dette er at de store og mellomstore renseanlegg, spesielt i Europa og Nord-Amerika baserer seg på biologiske renseprosesser. Kjemisk felling som hovedprosess er utbredt i Skandinavia, men engasjementet for utvikling av modeller og simuleringsprogram for kjemisk felling har vært begrenset. I dette kapittel gir vi en kort oppsummering av eksisterende simuleringsprogram for kjemisk felling.

Flere program dekker kjemiske fellingsprosesser. Men dette omfatter i hovedsak simultanfelling hvor man tilsetter kjemikalier for å effektivisere fosforfjerning i biologiske RA eller CEPT (Chemically enhanced precipitation) prosesser. Ingen av disse kan så vidt vi kjenner til beskrive primærfellingsprosessen man anvender f.eks. i Skandinavia.

##### STOAT

STOAT er et av de to mest avanserte og kjente simuleringsprogrammer for RA i verden i dag. Programmet er utviklet av WRc i England, og har to moduler som kan simulere deler av fellingsprosessen: CEPT og felling. Modulene kan imidlertid ikke simulere primærfellingsprosessen på en god måte. Det er et ønske fra WRc å få inn denne type moduler og det er derfor inngått en avtale med WRc om å bygge inn NIVAPLANT som en delmodul i STOAT.

##### GPX-S

Dette er det andre av de to mest avanserte programmet for RA simulering. GPX-S er utviklet av Hydromantis og er utbredt i Nord-Amerika. Programmet har en black-box modul som kan programmeres for fellingsprosessen. Det finnes ikke rapporter om at programmet kan simulere kjemisk felling som hovedrenseprosess på en god måte.

##### SIMBA

Simba er basert på Matlab og hovedsakelig utbredt i Tyskland. Man kan utvikle delmoduler som kan tilpasses til fellingsprosesser. Arbeidet er ressurskrevende og det vil være vanskelig å oppnå en tilstrekkelig god beskrivelse av fellingsprosessen.

##### EFOR, ASIM, AQUASIM, EDAR, EnviPro, BioWin

Dette er programmer som hovedsakelig er utviklet for simulering av aktiv slam prosesser. De fleste av disse programmene har enkle muligheter for simulering av simultanfelling.

##### NIVAPLANT 1.0

Dette er det eneste programmet utviklet spesifikt for håndtering av fellingsprosesser. Første versjon ble utviklet for ca. 25 år siden av NIVA. En Windows basert versjon ble utviklet for ca. 5 år siden. Versjon 1.0 er basert på fjerning av fosfor og partikulær material med utgangspunkt i to ligninger med kogulanten, dose og pH som parametre. Programmet kan simulere kjemiske fellingsprosesser med to koagulanter men har begrenset funksjonalitet.

## 4.8 Oppsummering

### Generelt

Det er av interesse både for kommuner og myndigheter å være klar over forskjellene man kan få i beregnede utslipp og tilførsler avhengig av hvilke modeller og metoder man benytter.

Erfaringene fra dette prosjektet tilsier at:

- Valg av modeller og metode vil ha stor betydning for nødvendig tidsforbruk og ressursinnsats
- Valg av modeller og metode vil ha stor betydning for nøyaktigheten av beregningene

### 4.8.1 Benyttede metoder og software

Utgangspunktet for dette prosjektet var å ta utgangspunkt i de beste eksisterende metoder og modeller og videreutvikle disse der vi fant behov for det.

#### Metode

- Oppbyggingen av ledningsnettmodellen har skjedd ved hjelp av GIS
- Det er gjennomført målinger av både vannføring og stofftransport for et antall delområder i hver kommune. Målingene har pågått over en hel målesesong.
- For hvert målepunkt er det kalibrert inn tilførsler fra dreng-, infiltrasjon- og grunnvannsinnelekking
- For hvert målepunkt er det kalibrert inn stofftransport
- Det er gjennomført kontinuerlige langtidssimuleringer av overløpsutslipp for et normalår.

#### Programvare (modeller):

Følgende programvare er benyttet i prosjektet:

*VEAGRAF* - Program for håndtering av måledata

*UNSCRAMBLER* - Program for statistisk bearbeiding av data (kjemometri)

*ArcView versjon 3.1* med applikasjonen *GM: GEMINI VA til MOUSE*  
-GM er videreutviklet i løpet av prosjektet

*MOUSE* versjon 3.41 - Modelling of Urban sewer systems

Benyttede moduler -    *MOUSE - RØR*  
                              *MOUSE - NAM*  
                              *MOUSE - TRAP AD*

*NIVAPLANT* - Program for simulering av kjemiske renseanlegg  
-*NIVAPLANT* er videreutviklet i løpet av prosjektet

*STOAT* - Program for simulering av renseanlegg

*CFX* - Program for 3-dimensjonal flerfase simulering av strømningsforhold

## 5 MÅLINGER

Målinger og kvalitetssikring av data har vært sentrale aktiviteter i dette prosjektet. Målingene har dannet grunnlag for kalibrering og verifisering av modeller for avløpsnett og renseanlegg.

Modellering av vannmengder i et avløpssystem er velkjent og godt dokumentert både nasjonalt og internasjonalt. Måling og modellering av stofftransport er imidlertid mer komplisert, og krever relativt mye og kvalitetssikrede måldata avhengig av målet med modellen. I dette prosjektet valgte vi derfor et ambisiøst måleprogram med mange parametre, blant annet for å utvide mulighetene for å finne sammenhenger mellom ulike parametre.

Et såpass stort måleprogram vil sjelden eller aldri bli aktuelt for en liten/mellomstor kommune. Et av delmålene var derfor å foreta en kritisk vurdering av dataene for å se på muligheter for forenkling av måleprogram for ulike formål. Statistiske metoder ble blant annet benyttet for å se om sammenhenger mellom parametre gjentok seg på ulike målestasjoner.

For import/eksport av data samt presentasjon av målte/beregnete ble EDB-programmet VeAGRAF benyttet. Programmet er et generelt verktøy for håndtering, bearbeiding samt analyse av måldata. Det er spesielt utviklet for VA-bransjen og har vært meget nyttig ved håndtering av store datamengder. VeAGRAF er et produkt fra KORDAB.

I tabell 5.1 har vi oppsummert det generelle måleprogram for Tønsberg/TAU og Lillehammer. Vannprøver ble tatt ut ved hjelp av prøvetaker karuseller som tok 2 timers vannmengdeproporsjonale prøver. Målestasjoner, med on-line instrumenter og prøvetaker, ble plassert i ulike delområder av avløpsfeltet samt i 3 stasjoner på renseanlegget.

Tabell 5.1 Måleprogram for Tønsberg/TAU og Lillehammer.

Måleparameter	On-line	Vannprøver (2 timers blandprøver)	
		Normal program	Intensiv program
Vannmengde	X		
Nedbør	X		
Overløp	X		
Temperatur	X (alle måle st.)		
Ledningsevne	X (alle måle st.)	X	X
NH <sub>4</sub> -N	X (innløp RA)	X	X
Turbiditet	X (innløpRA)	X	X
pH	X (innløp RA)	X	X
alkalitet			X
PO <sub>4</sub> -P			X
Total P			X
Total og filtrert COD			X
Total og filtrert N			X
NO <sub>3</sub> -N			X
NO <sub>2</sub> -N			X (få prøver)

On-line målinger ble fortatt over minimum 6 måneder for å sikre data fra ulike avrenningstilfeller og hydrologiske forhold. Måleprogram for karusellprøvetakere ble gjennomført i 2 sammenhengende måneder i Tønsberg/TAU og 3+1 uker i Lillehammer. Intensivdøgn ble planlagt med det hovedmål og inkludere ulike avrenningstilfeller (tørrvær, nedbørstilfeller og avrenning etter langvarig regn/snøsmelting). Normalprogram ble foretatt sammenhengende for å se trender mellom ulike avrenningstilfeller.

Mer detaljert beskrivelse av måleprogram for henholdsvis Tønsberg/TAU og Lillehammer er gitt nedenfor.

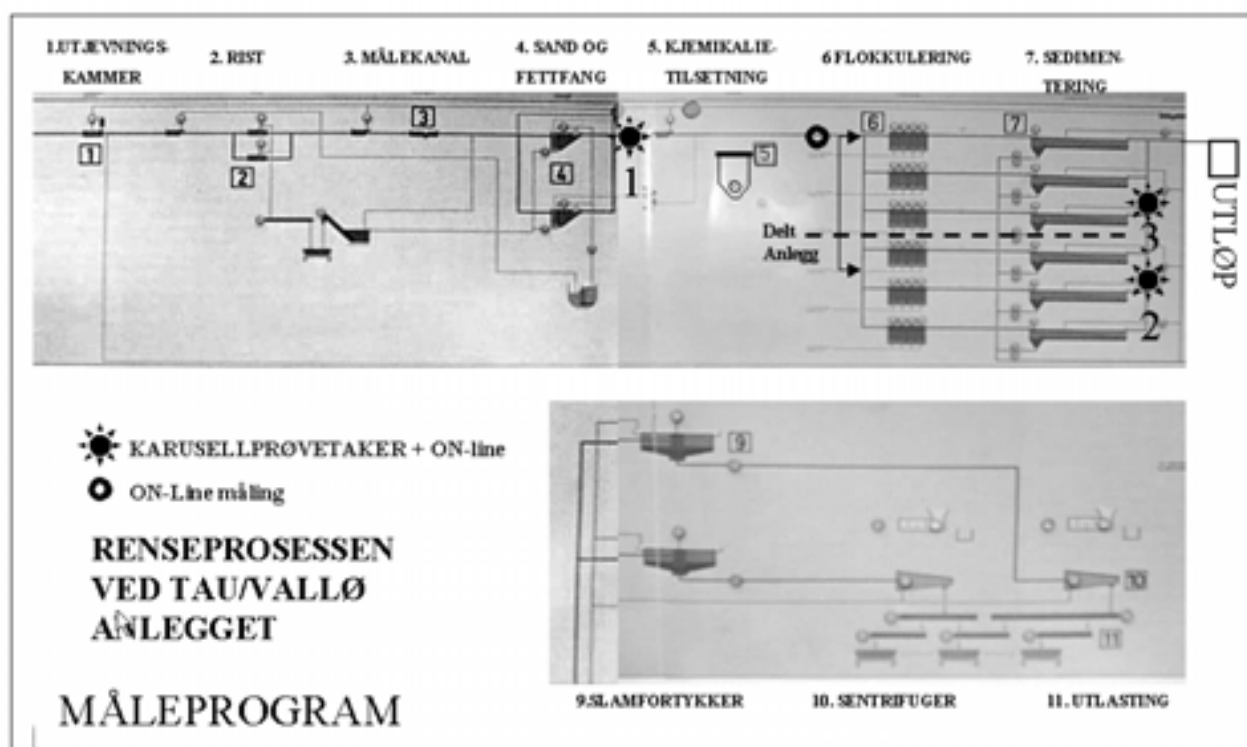
## 5.1 Målinger i Tønsberg/TAU

### Målinger på TAU renseanlegg

TAU/VALLØ er et interkommunalt mekanisk/kjemisk renseanlegg som behandler avløpsvannet fra kommunene Sem, Nøtterøy og Tønsberg. Den samlede belastningen til anlegget er på ca. 60 000 pe.

Renseanlegget mottar store tilførsler av fremmedvann fra ledningsnett. NIVAPLANT ble verifisert/kalibrert mot målingene som ble gjennomført på TAU.

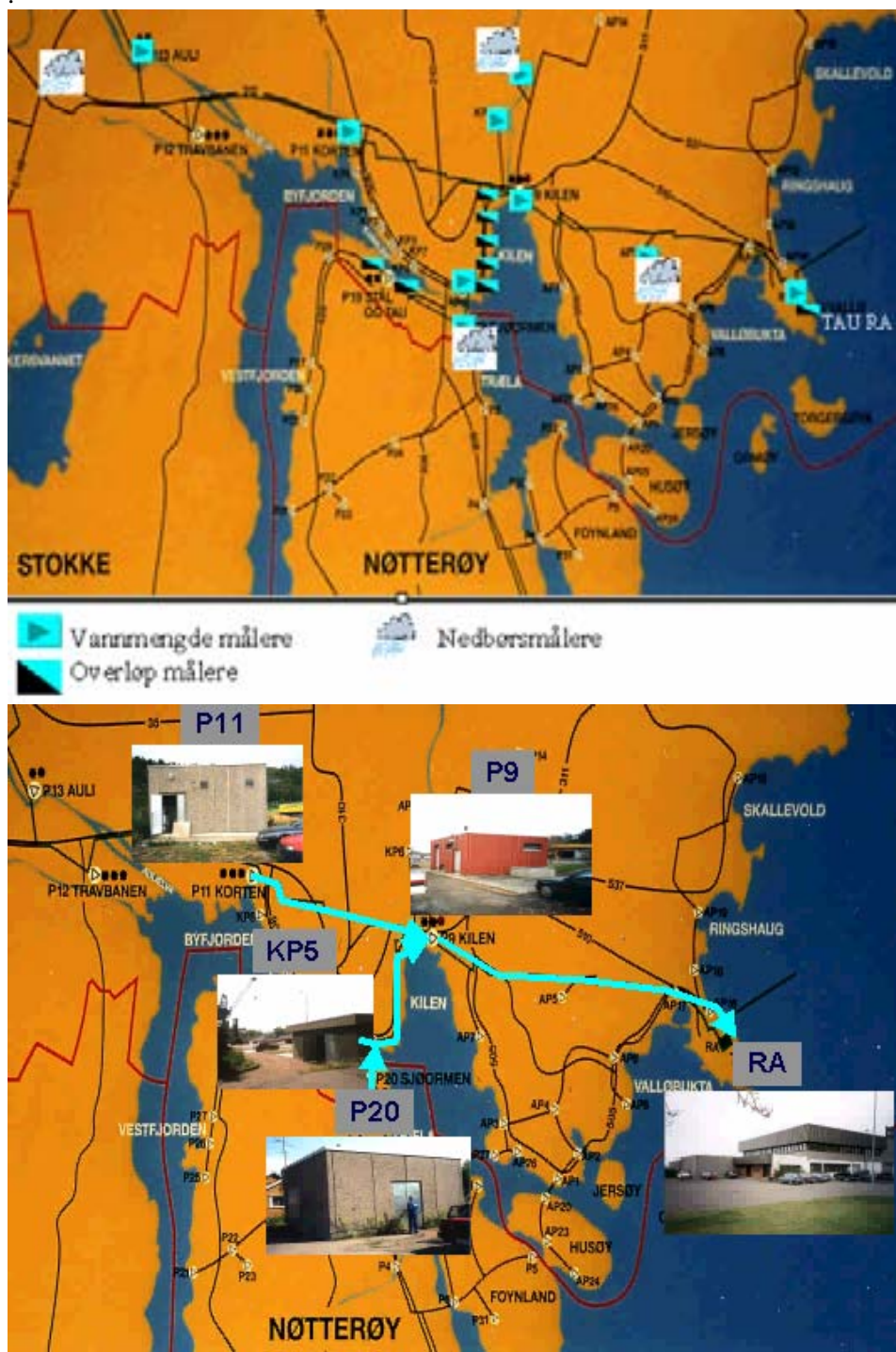
Målingene på renseanlegget ble gjennomført i perioden juni - august. Flokkulerings- og sedimenteringstrinnet ble delt i 2 for å sammenligne ulike strategier for kjemikaliedosering. Målepunktene på renseanlegget er vist i figur 5.1.



Figur 5.1 Plassering av on-line målere og karusellprøvetakere på TAU/VALLØ

### Målinger på ledningsnett

I sommermånedene ble det gjennomført en målekampanje med 4 nedbørsmålere, 8 ADS - vannføringsmålere og 8 DT-2000 overløpsloggere. Målekampanjen ble gjennomført i regi av VBB-Samfunnsteknikk med støtte fra UHC. Målingene ble i hovedsak gjennomført for å kalibrere MOUSE-modellen mot tette flater i området.



Figur 5.2 Målestasjoner for nedbør, vannmengde, og overløp samt pumpestasjoner på avløpsnettet med karusellprøvetakere, vannføringsmåling og on-line registrering av temperatur og ledningsevne.

For å få kalibrert inn en MOUSE-NAM og en MOUSE-TRAP modell for området gjennomførte målesentralen på NIVA "langtidsmålinger" på pumpestasjonene, P11, KP5, P9, P20 og innløp RA i perioden juni-november 97. På pumpestasjonene og RA som figur 5.2 (nederst) viser ble det målt vannføring, temperatur og ledningsevne i tillegg til at det ble tatt stoffprøver med karusellprøvetakere.

### Analysener

Det daglige arbeidet med prøvetaking, innsamling og analyser ble gjennomført som sommerjobb av 2 diplomstudenter ved Norges Landbrukshøgskole som også tok diplomoppgaven i tilknytning til prosjektet. Arbeidet ble gjennomført med tett oppfølging og støtte fra NIVA og NIVATECH.



Bilder 5.1 Analysene ble gjennomført ved laboratoriet til TAU.



Prøveprogrammet for 8 prøvetakerkaruseller og on-line målere var som følger:

- Vannprøver (Juni og Juli -97):
  - "Normal" program, tot. ca. 17 døgn
  - "Intensiv" program, tot. ca. 3 døgn
- On-line målinger (juni-november)
  - Vannføring (Alle)
  - Temperatur (Alle)
  - Ledningsevne (alle, ekskl. 2 mnd. for KP-5 og P11)
  - pH, turbiditet og NH<sub>4</sub>-N (Innløp RA)

Litt statistikk for analysedataene (kun for stasjonene på ledningsnettet):

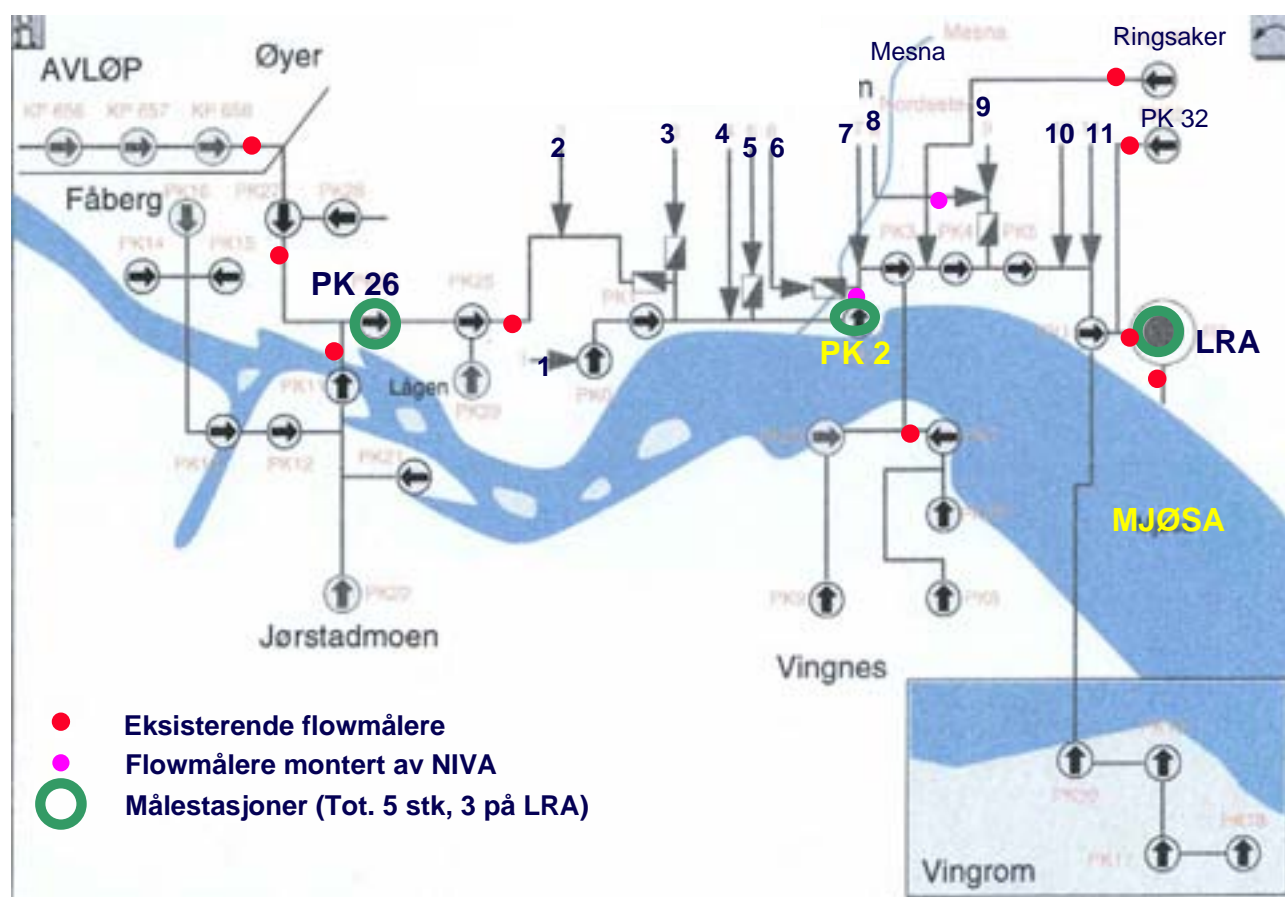
- Antall målestasjoner: 5                      Antall prøveflasker: 1431
- Antall enkelt-analyser: 6634 hvorav:
- Tubiditet: 1419                              Ledningsevne: 1155
- NH<sub>4</sub>-N: 805                                  PO<sub>4</sub>-P: 568
- SS: 457                                        KOF: 220
- TP: 171                                        TN: 60
- On-line data for 6 måneder, totalt 14 kanaler

## 5.2 Målinger i Lillehammer

Lillehammer og Tønsberg kommuner er relativt forskjellige med hensyn på avløpsforholdene. I Lillehammer er det godt fall i motsetning til Tønsberg som er et flatt område. Lillehammer ligger dessuten i innlandet med ferskvannsresipient (se figur 5.3).

Lillehammer renseanlegg er av typen kjemisk/biologisk med biologisk nitrogenfjerning i en biofilmprosess (KMT-prosessen), og med muligheter for både for- og etterfelling. Det er registrert lite problemer med overløpsdrift i området. Fjernkontrollsystemet er godt utviklet, blant annet er alle pumpestasjonene tilknyttet fjernkontrollanlegget.

Med så vidt forskjellige avløpsforhold tror vi kommunene egner seg godt som case for å illustrere spennvidde i både nytte og metode med hensyn på EDB-modellering.



Figur 5.3 Nettbilde fra Lillehammer som viser flowmålere og målestasjoner som ble benyttet i prosjektet.

Måleprogrammet i Lillehammer ble gjennomført med tilsvarende metode som i Tønsberg, men med færre målestasjoner og prøver.

Det daglige arbeidet med prøvetaking, innsamling og analyser ble hovedsakelig gjennomført av 3 avgangsstudenter fra Høgskulen i Sogn og fjordane, som også tok hovedoppgaven i tilknytning til prosjektet. Arbeidet ble gjennomført med oppfølging og støtte fra NIVA og NIVATECH.

#### Målinger på ledningsnett

Vannføring ble logget i hele 1998, mens øvrige on-line målinger (temperatur og ledningsevne) ble driftet i ca.6 måneder. Måleperioder med prøvetakerkarusell ble foretatt i mai (3 uker) og september (1 uke). Intensivprogram ble gjennomført i 4 døgn, 2 om våren og 2 om høsten.

Logging av vannmengder inngikk som en del av Lillehammers vanlig drift- og overvåkingsopplegg. Eksport av vannmengde data fra Lillehammers system og over til et anvendbart digitalt format viste seg imidlertid å by på store problemer. Prosjektgruppen fikk derfor ikke overlevert data før mot slutten av prosjektperioden, hvilket førte til at opprinnelig målsetning måtte reduseres.

#### Målinger på renseanlegg

Tre målestasjoner ble plassert på henholdsvis innløp, innløp biotrinn og utløp. Målestasjonene besto av prøvetakerkarusell og on-line målere (temperatur, ledningsevne samt turbiditet på utløpet). I tillegg måler renseanlegget selv pH, ammonium, nitrat og oksygen.

Måleperiode med karusellprøvetakere var identisk med opplegget for ledningsnett.

#### Analyser

Analyseprogrammet var likt det som ble benyttet i Tønsberg (ref. tabell 5.1). For nærmere beskrivelse av måleopplegg etc. henvises det til hovedoppgaven til studentene (Almaas et.al, 1998).



Bilder 5.2 Arbeid med karusellprøvetakere og laboratoriarbeid i Lillehammer



### 5.3 Bearbeiding og statistisk analyse av måledata

I dette prosjektet har vi gjennomført et ressurs og tidkrevende måleprogram hvor både manuelle og automatiske målere er benyttet.

For å systematisere og effektivt utnytte samt kvalitetssikre de store datamengdene er programmet Veagraf benyttet. Veagraf har gjennom prosjektet vist seg å være et godt og fleksibelt program for håndtering, visualisering og bearbeiding av både målte og beregnede data.

Manuelle analyser er ressurskrevende, men også en del av de automatiske analyser (on-line utstyr) er ressurskrevende for små og mellomstore kommuner på grunn av pris og kompleksitet i driften. Det var derfor et ønske i dette prosjektet å undersøke muligheten for å estimere endel "ressurskrevende parametre" via data fra enklere on-line måle utstyr.

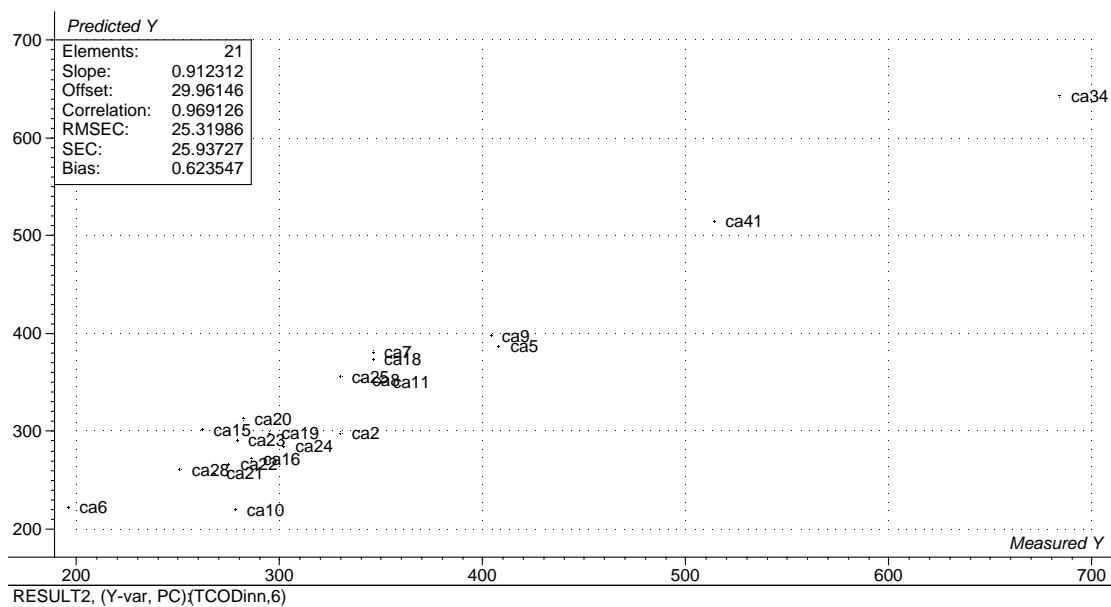
Estimering av variable kan benyttes for forskjellige formål i avløpssammenheng:

1. Man kan estimere variable som er dyre og vanskelige og måle på ved hjelp av variable som det er billigere å samle inn
2. Man kan estimere variable det er behov for som input til renseanleggmodellen og som ikke kan simuleres f.eks. fra ledningsnettmodeller
3. Man kan evaluere målte variable med estimerte variable som en del av kvalitetssikringsarbeidet

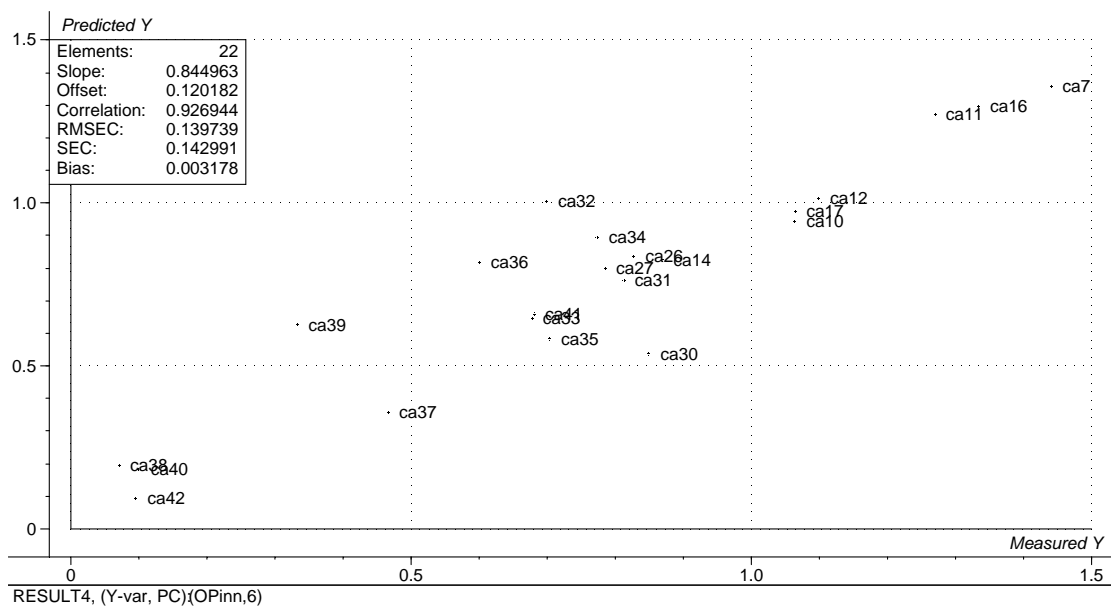
Vi har gjennomført en analyse av denne muligheten ved hjelp av kjemometri. Kjemometri er bruk av matematikk og statistikk på kjemiske data, og vi har for dette formål anvendt dataprogrammet – Unscrambler.

I måleperioden, har vi hatt følgende on-line utstyr ved innløpet til TAU: Vannmengde, ledningsevne, pH, ammonium, tid og turbiditet. Vi har analysert muligheter for estimering av noen forurensingsparametre ved bruk av alle 6 on-line data. Vi har også gjennomført det samme med disse parametre uten turbiditet, da ikke alle anlegg har on-line utstyr for turbiditetsmåling.

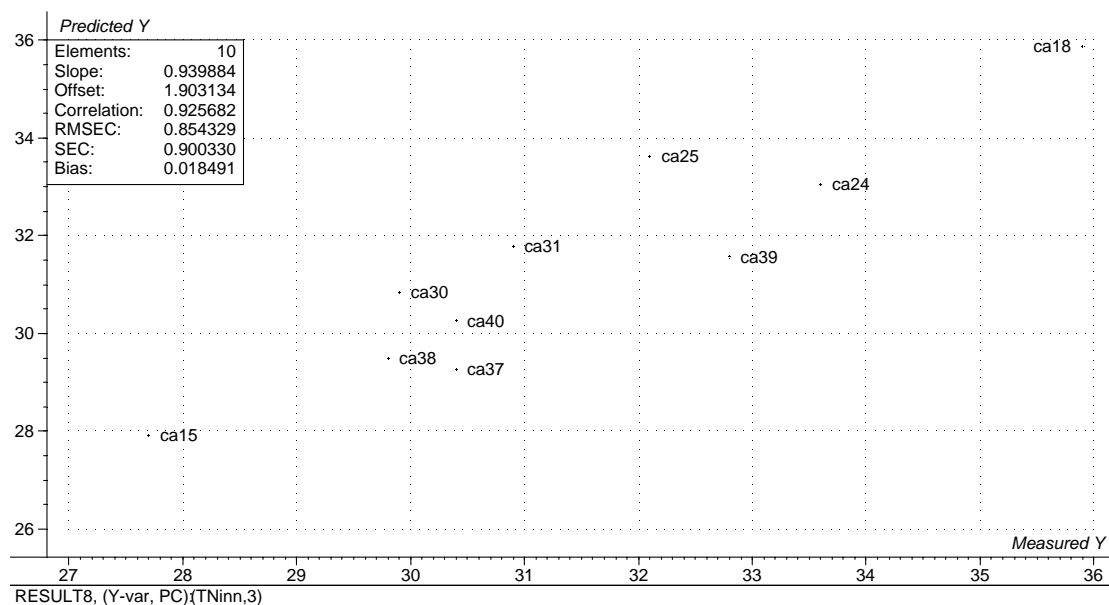
Figur 5.4, 5.5 og 5.6 illustrerer muligheten for beregning av total-KOF, total-N og total-P fra de 6 online parametrene (Q, tid, ammonium, pH, ledningsevne og turbiditet). Resultatene viste at man kan få en god korrelasjon (93-97%) for disse. RMSEC verdien som er gitt i de følgende figurene gir et forenklet uttrykk for standard avvik, og dette tilsvarte 26, 0,14 og 0,9 for henholdsvis total-KOF, total-P og total-N. Når vi unnlot å anvende turbiditetsdata, ble korrelasjonene svakere (total-KOF: 38%, total-P:85%, total-N: 91%) og RMSEC verdiene økte til 117, 0.84 og 0.99 for de samme parametrene. Dette viste at turbiditetsdata gir et viktig bidrag til forklaring av Total-KOF. Konklusjonen er at man kan spare betydelige ressurser ved anvendelse av denne type beregninger.



Figur 5.4 Estimering av Total-KOF fra vannmengde, ledningsevne, tid, pH, ammonia og turbiditet.



Figur 5.5 Estimering av Tot-P fra vannmengde, ledningsevne, tid, pH, ammonia og turbiditet.



Figur 5.6 Estimering av Tot-N fra vannmengde, ledningsevne, tid, pH, ammonia og turbiditet.

I tillegg til ovennevnte har vi benyttet kjemometri for å estimere input-variable for renseanleggmodellen som ikke kan simuleres f.eks. fra ledningsnettmodellen. Kalibreringsresultatene fra ledningsnettmodellen viser at denne kan beregne vannmengde med god nøyaktighet og ammonium-konsentrasjon med rimelig nøyaktighet. I tillegg har man tiden som en variabel der denne korrelerer med døgnvariasjonsbelastning p.g.a. menneskelige døgnrytmer. Vi har derfor parametrene vannmengde (Q<sub>in</sub>), ammonium (AM<sub>in</sub>) og tiden (Tid) som de beregnede variable fra ledningsnett-simuleringene. Mer om dette er beskrevet i kapittel 7.2.3.

## 6. UTVIKLING AV NIVAPLANT

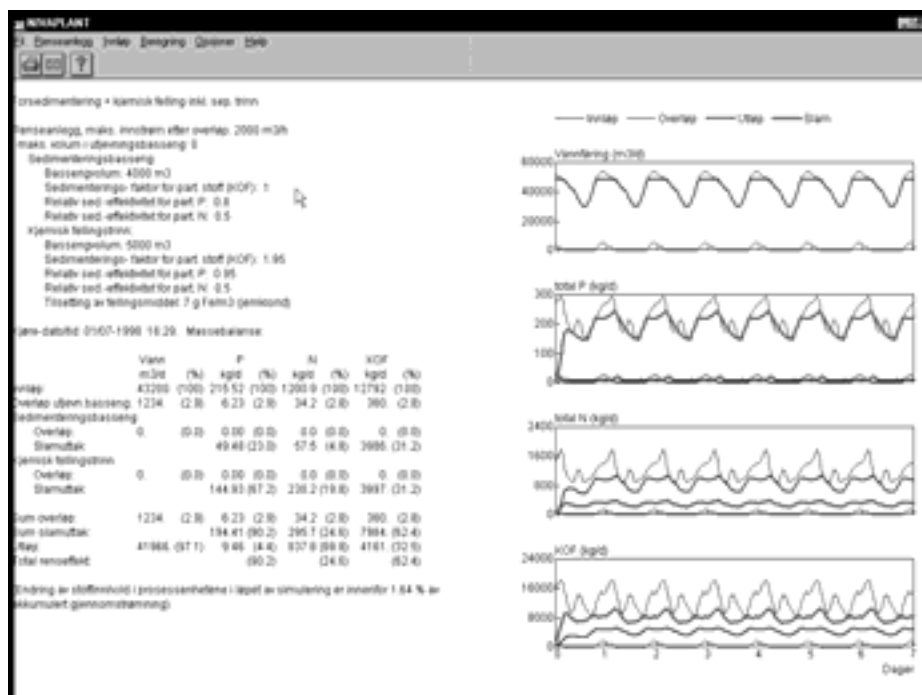
### 6.1 Bakgrunn og historikk

Skandinaviske land og da spesielt Norge, har en annen rensetradisjon enn andre europeiske land og renser mesteparten av kloakken med kjemisk eller kjemisk-biologiske metoder. I Norge renses over 70% av kloakken med kjemisk eller kjemisk/biologiske prosesser. Simulering av renseprosessen i disse anleggene ved bruk av enkle ligninger som finnes i tilgjengelige simuleringprogrammer er umulig p.g.a prosessenes kompleksitet, variasjon i kjemikalier og prosessbetingelser. For å håndtere dette problemet er videreutvikling av en modul for kjemisk felling tatt inn som et viktig mål i dette prosjektet.

NIVAPLANT er et program for simulering av kjemiske renseprosesser. Den opprinnelige versjonen av programmet ble utarbeidet for nesten 25 år siden, og i 1994 ble det laget en Windows basert versjon. Denne versjonen (versjon 1.0) håndterer følgende funksjoner:

- fordrøyningsvolum
- overløp
- sedimentering (for- og/eller etter-)
- kjemisk felling:
  - aluminiumsulfat eller jernklorid som fellingsmiddel og valgfri dose
  - valgfri fellings-pH
  - løst-P reagerer med fellingsmiddel og fjerning avhengig av dose, type kjemikalie og fellings pH
  - valgfritt nivå for separasjon av partikulært P, N og KOF
  - mulighet for å bruke data fra innløp ved renseanlegg (døgnkurver)

Ved avslutning av simuleringen, genererer programmet et skjermbilde med forurensingsregnskap, som vist i figur 6.1.

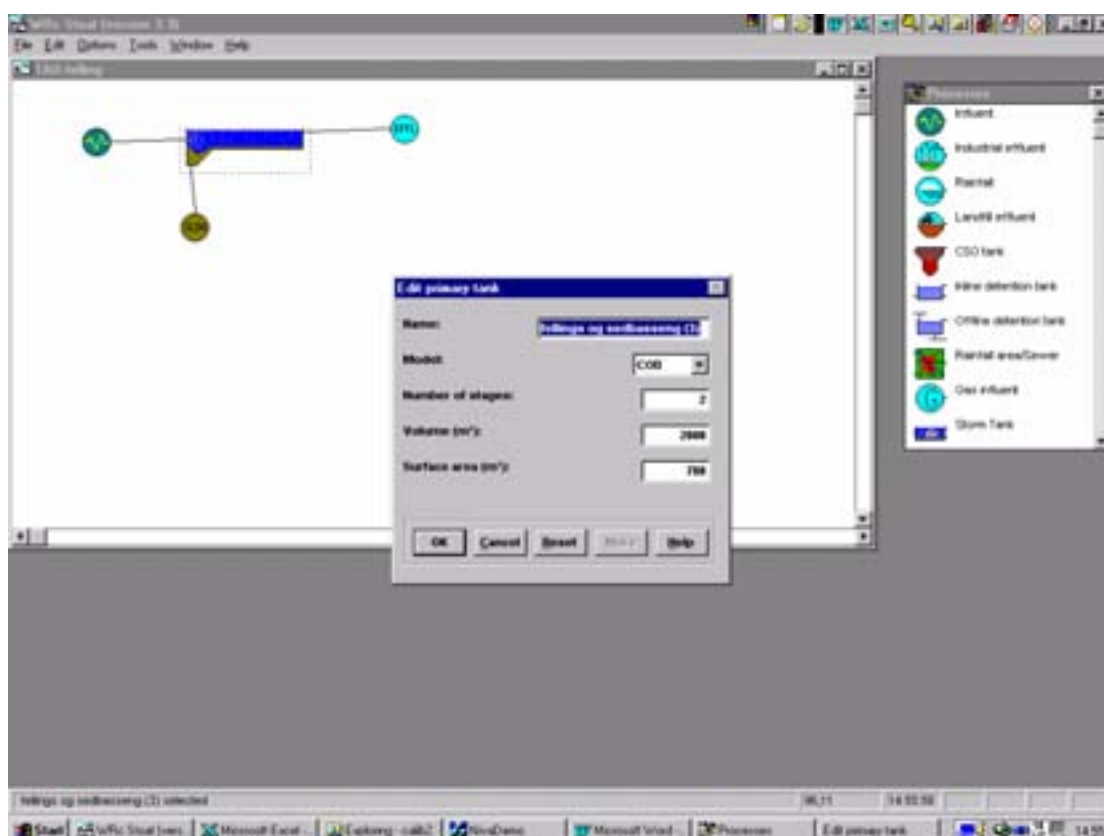


Figur 6.1 Skjermbilde fra NIVAPLANT 1.0.

## 6.2 Integrering i STOAT: NIVAPLANT/STOAT

NIVAPLANT er tiltenkt å være blant prosess-enhetene i STOAT programmet. STOAT er utarbeidet av WRc i England, og er blant de to beste RA-simuleringsprogrammene som finnes per dato. STOAT har nå to ”grove” moduler som kan brukes for simulering av kjemisk felling, men ønsker en modul som er mer tilpasset til primærfellingsanlegg og forfellingsanlegg i Skandinavia.

Figur 6.2 viser et skjermbilde eksempel fra STOAT, med enkel beskrivelse av prosessenheter, dimensjoner samt bibliotek over enhetsmoduler.



Figur 6.2 Eksempel på skjermbilde i STOAT.

NIVAPLANT er per dags dato ikke integrert i STOAT (sluttforhandlinger pågår). Dette førte til at vi måtte kjøre ”fellingsmodulen” separat i NIVAPLANT først, og deretter overføre utløpsdata til STOAT hvor en empirisk sedimenteringsmodell ble benyttet. I fremtiden vil denne koblingen være fullt integrert i NIVAPLANT/STOAT.

NIVAPLANT er programmert i Visual Basic og STOAT i Visual Fortran, med gode kommunikasjonsmuligheter seg i mellom.

### 6.3 NIVAPLANT versjon 2.0

Versjon 2.0 har som mål å håndtere de fleste aktuelle situasjoner for kjemiske avløps-renseanlegg. Modellgrunnlaget er vesentlig forbedret i denne versjonen. Noen sentrale punkter i modellen er følgende:

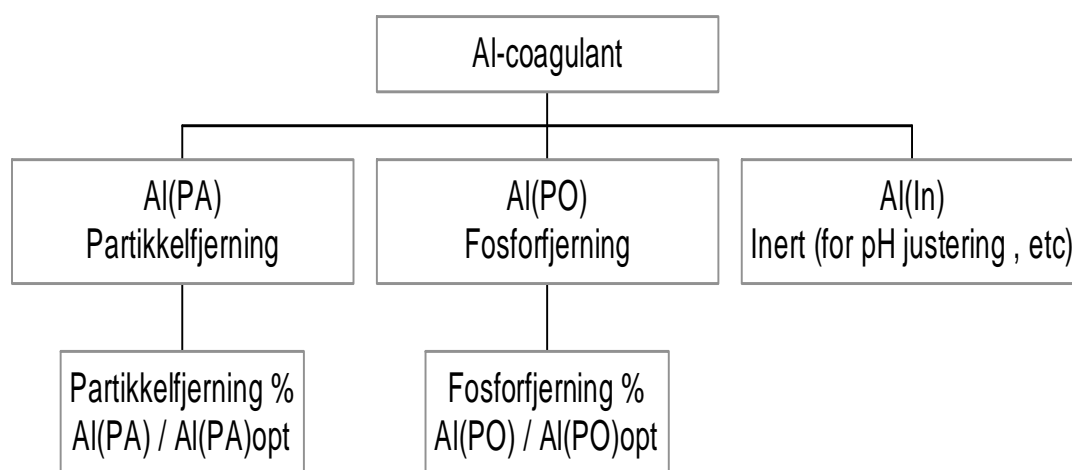
- Beregning av pH endring under fellingsprosess
- Flere valgfrie fellingskjemikalie typer: Jernklorid, aluminium sulfat, polyaluminium klorid, prepolymeriserte Al-koagulanter med varierende OH/Al forhold (som resulterer i varierende partikulært stoff og fosfat fjerning med varierende alkalitetsforbruk)
- Anvendelse av flere nye modeller som håndterer konkurrerende prosesser som partikkel fjerning og fosfat fjerning
- Forbedrede skjermbilder og bibliotek
- Forbedret brukervennlighet med løpende resultatvisning

Data for konstruering av modellen er hentet fra diverse jar-test forsøk og fullskala observasjoner i TAU med online- og manuelle analyse data.

#### Konsept for NIVAPLANT 2.0

Når et uorganisk salt (koagulant) blandes med avløpsvann foregår hydrolyse og flere etterfølgende konkurrerende reaksjoner. Vi har definert tre reaksjoner som hver trekker på sin fraksjon av den tilsatte koagulanten:  $Al_{PA}$  (andel for partikkelfjerning),  $Al_{OP}$  (andel for fosforfjerning) og  $Al_{IN}$  (inert fraksjon som ikke bidrar til partikkel- eller fosforfjerning, men bidrar f.eks. til pH justering). Fordeling av koagulant til disse reaksjonene er avhengig av type koagulant, type partikkel, pH og avløpsvannets fosforinnhold.

Partikkelfjering er gitt som forholdet mellom  $Al_{PA}/Al_{PA}^{OPT}$ .  $Al_{PA}^{OPT}$  er den optimale dosen for å fjerne partikkelinnholdet fullstendig, og er kun avhengig av partikkelmengde og pH. Fosforfjerning beregnes tilsvarende.



Figur 6.3 Konsept for fordeling av koagulantforbruk i NIVAPLANT.

NIVAPLANT beregner utløps-pH, turbiditet, suspendert-stoff, fosfor, nitrogen og KOF. NIVAPLANT simulerer ikke separasjon av forurensninger, men endrer fordelingen mellom løste og partikulære fraksjoner av P, KOF og N. Beregnede utløpsfraksjoner går inn til STOAT som simulerer sedimenteringsegenskaper.

Den benyttede testversjonen av NIVAPLANT har flere enklere skjermbilder for valg av koeffisienter for ulike ligninger, og for valg av kjøremodus. Programmet har standardverdier for alle modell-konstanter. Ved manglende data for kalibrering kan disse benyttes som veiledende verdier.

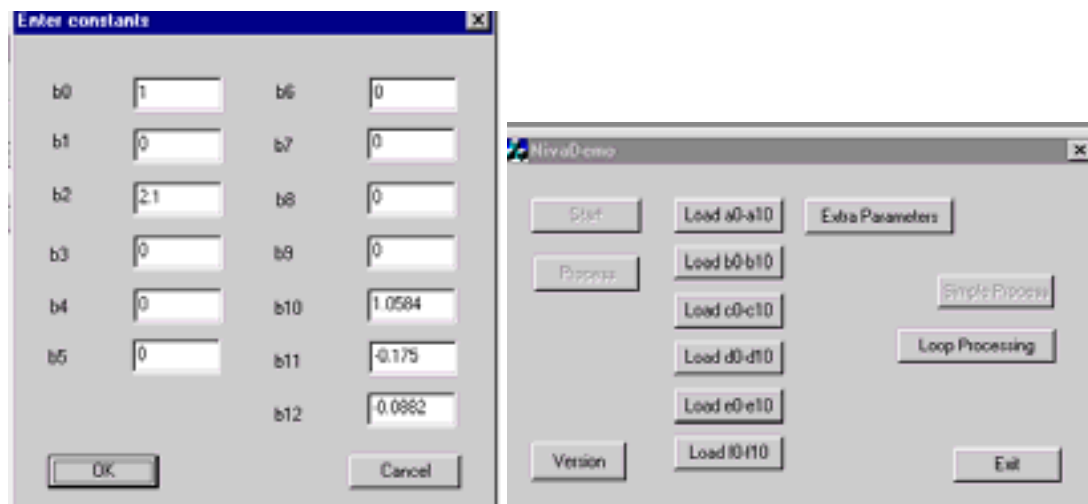
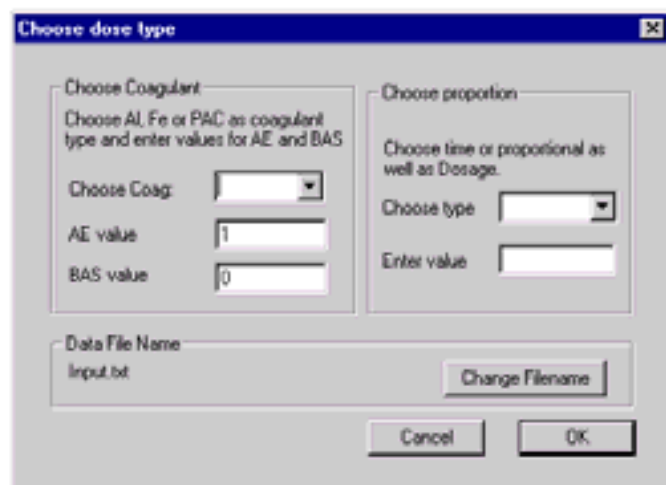


Figure 6.4 Skjermbilder fra NIVAPLANT for hovedmeny: (a) modellparametre som fritt kan endres (b) eksempel på konstant input for en utvalgt modul.

Når man har valgt modell-konstantene, går man til simuleringsmenyen som er illustrert i Fig. 6.5. Her velges koagulant blant aluminium sulfat, jern klorid eller polyaluminium klorid. For å dekke de fleste produkter som finnes på markedet har vi introdusert to konstanter til: Syreverdien (AE) og baseverdien (BAS). For en del kjente kommersielle produkter, er disse konstantene gitt.



Figur 6.5 Skjermbilde fra NIVAPLANT for valg av fellingskjemikalie type og metode for dosering.

For bestemmelse av metode for dosering kan det velges mellom vannmengdeproporsjonalt, tidsproporsjonalt eller fast pH etter felling. Konstante verdier som skal brukes etter ovennevnte konsepter, f.eks. utløps pH, kan spesifiseres i hovedmeny. Etter at nødvendige modell parametre er spesifisert og en input fil valgt, kan

man kjøre simuleringen, og resultatene blir lagret som en tekst fil. Resultat tekstfilen ble i dette prosjekt importert til STOAT for videre simulering av sedimenteringsprosessen. I sedimenteringsmodellen spesifiseres fysiske mål samt ulike sedimenteringsparametre. Suspendert stoff, partikulært KOF, N og P kan gis ulike separasjonsegenskaper. Fleksible og brukervennlige resultatpresentasjoner kan så gjennomføres i STOAT i form av kurver og tabeller.

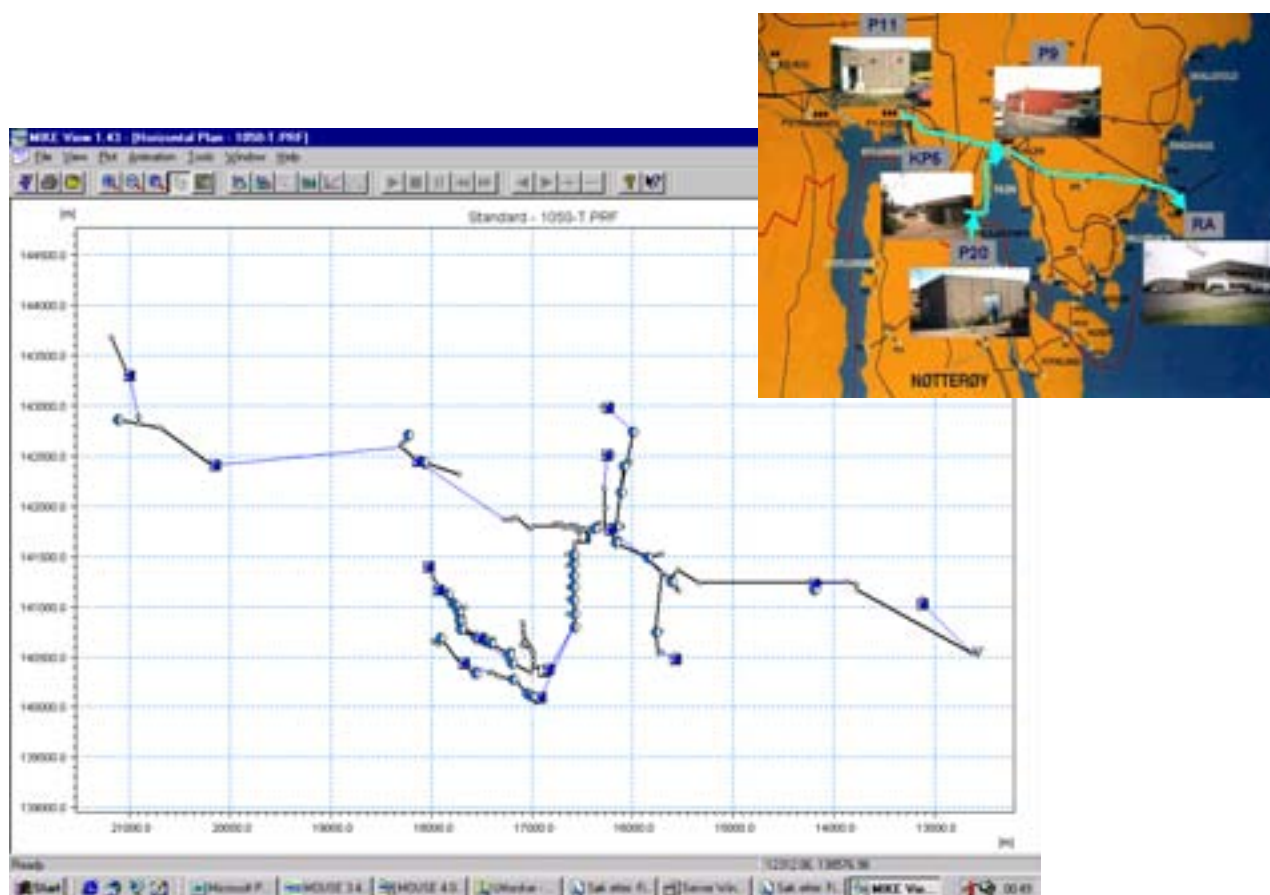


## 7. Tønsberg kommune: Beregning av totalutslipp og tiltak

### 7.1 Avløpssystemet

Hovedavløpssystemet til TAU betjener en befolkning på ca. 60 000 personer i tillegg til industripåslipp. Ledningssystemet har generelt lite fall og avløpsvannet pumpes på deler av hovedstrekningen ved 6 hovedpumpestasjoner. Mesteparten av avløpsvannet i avløpssystemet pumpes eller går med selvfall til pumpestasjonen P9 - Kilen og derfra pumpes avløpsvannet til TAU/VALLØ renseanlegg. P9 Kilens utforming og kapasitet medfører oppstuvning og overløpsutslipp oppstrøms b.l.a. til det følsomme området Presterødkilen naturreservat. Figur 7.1 illustrerer hovedsystemets oppbygning.

#### 7.1.1 Oppbygging av MOUSE-modell



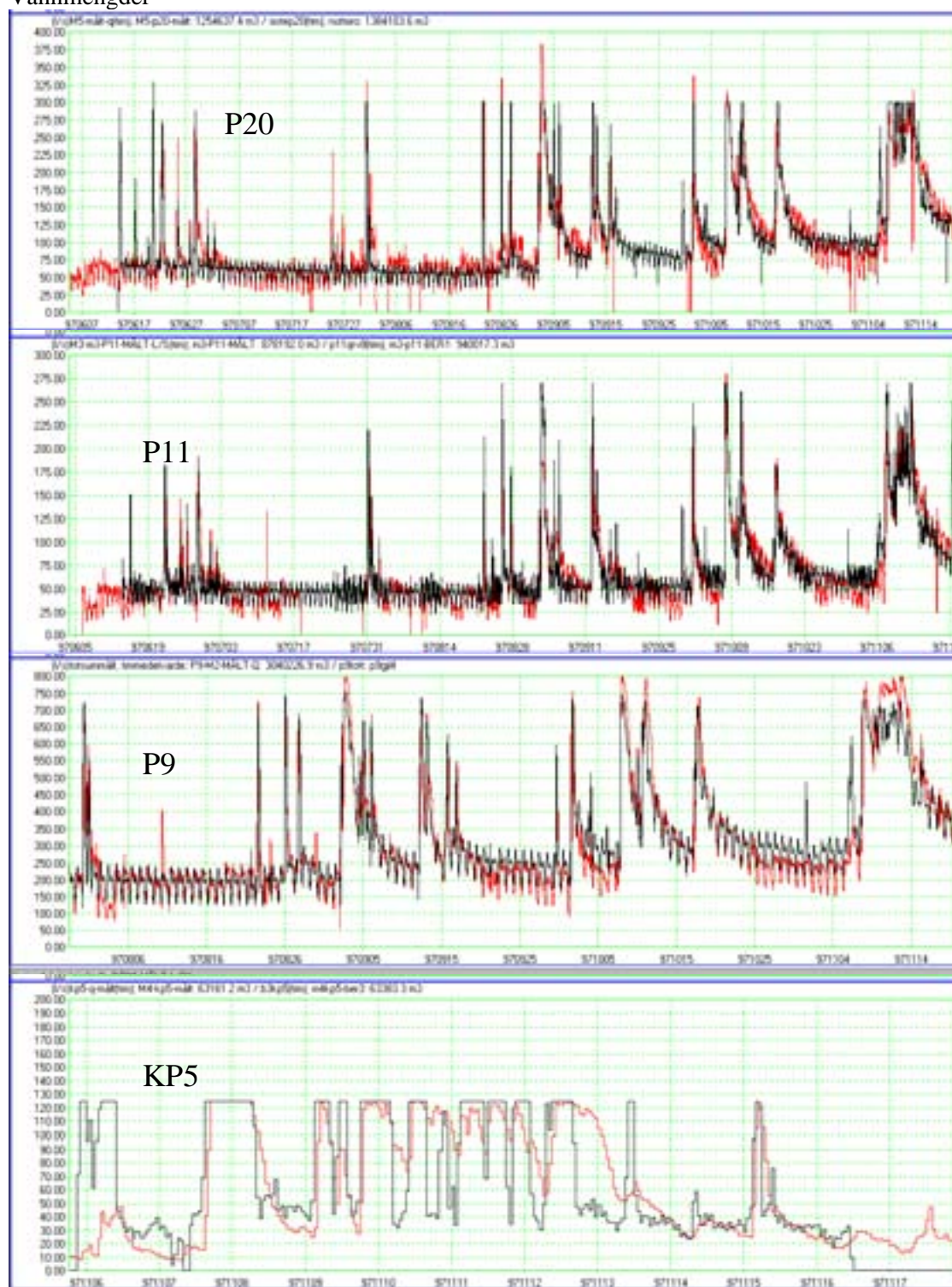
Figur 7.1: Ledningsnettmodellen for Tønsberg

I regi av VBB Samfunnsteknikk og Interconsult Group er det oppstilt en MOUSE-modell over hovedavløpsnettet i Tønsberg kommune.

MOUSE modellen består av ca. 250 knutepunkter og de viktigste overløpene i systemet. Figur 7.1 viser modellen som er etablert med overløp, pumpestasjoner, ledningsnett og knutepunkter.

## 7.1.2 Kalibrering

### Vannmengder



Figur 7.1 Beregnede versus målte vannmengder for 4 målepunkter i Tønsberg. (Svart linje viser beregnede verdier, rød linje viser målte verdier)

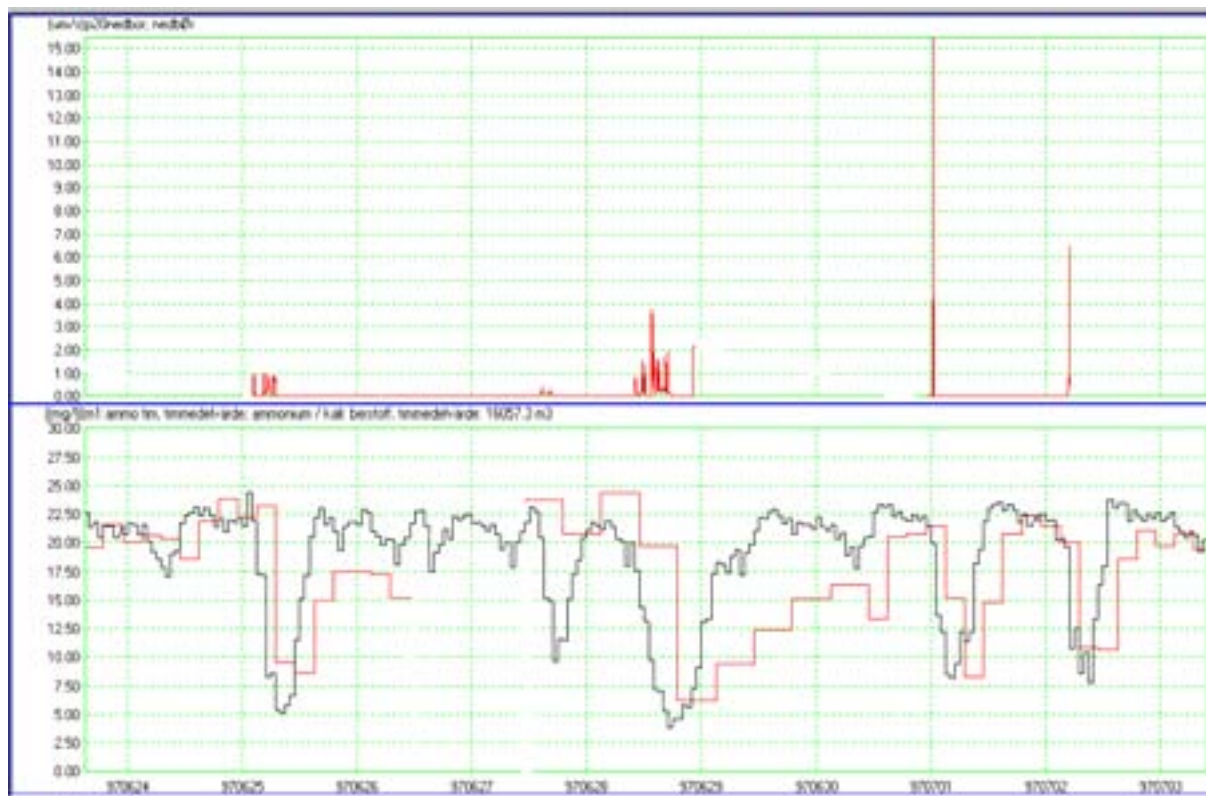
Som figur 7.1 viser har vi ved å benytte en distribuert MOUSE-NAM modell oppnådd svært god overenstemmelse mellom beregnede og målte vannmengder for samtlige stasjoner unntagen KP5. Avviket på KP5 kan i hovedsak tilskrives mangelfulle målinger.

Konklusjon: Ved beste praksis er det som regel nøyaktigheten og lengden på måleperioden som vil avgjøre hvor godt man klarer å kalibrere modellen med hensyn på vannmengder.

#### Stofftransport

Kalibrering mot stofftransport er utført for ammonium-nitrogen. Figur 7.2 viser beregnet versus målt ammoniumkonsentrasjon for en 9 dagers periode på innløpet til TAU renseanlegg. I perioden er det inkludert 4 regnhendelser hvor innløpsvannet fortynnes kraftig (svart er beregnet).

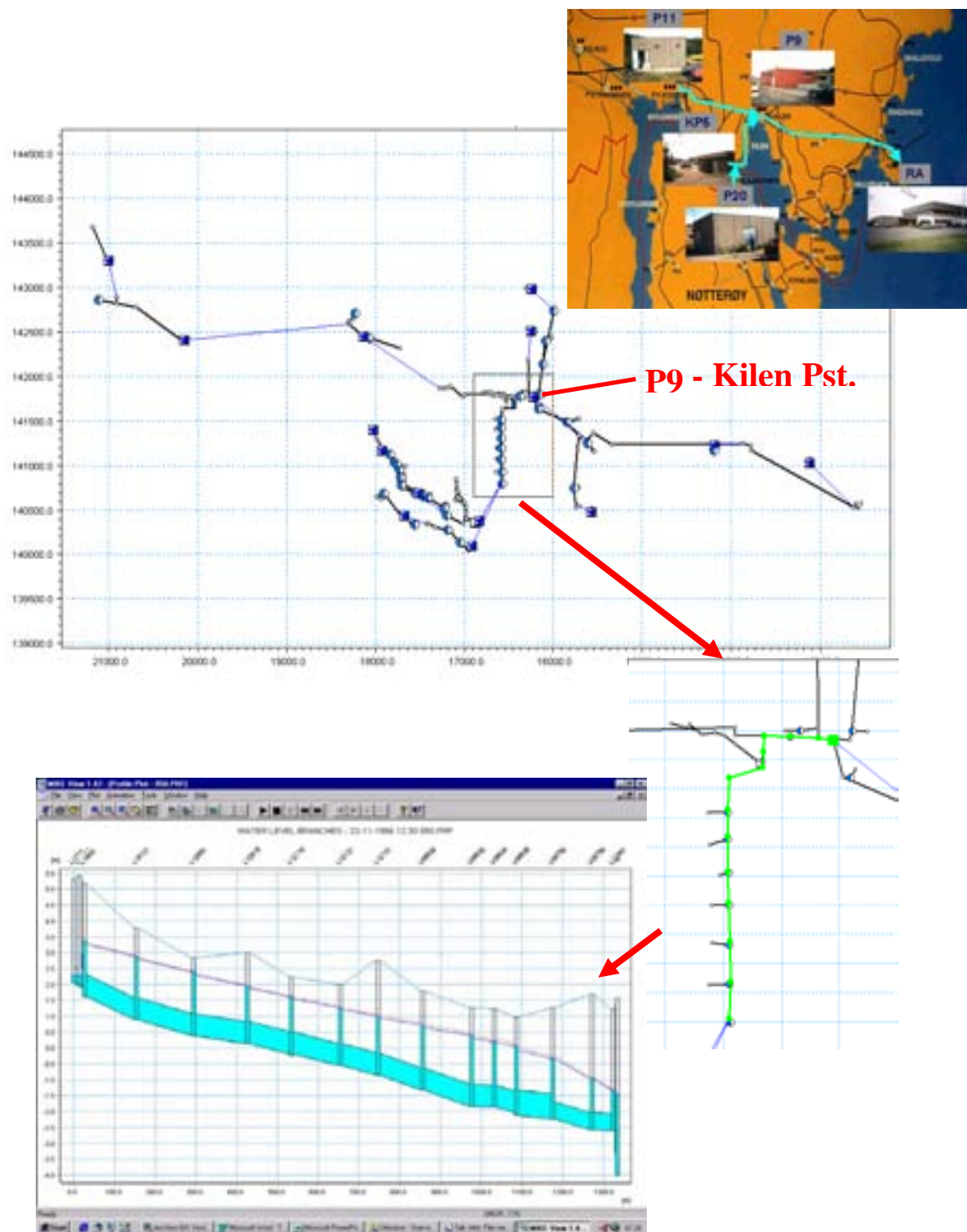
Erfaringene så langt tyder på at man kan få rimelig god overenstemmelse for ammonium og andre stoffer som er fullt oppløst i vannet ved beregning gjennomført med MOUSE TRAP adveksjons-dispersjonsmodul.



Figur 7.2 Beregnede versus målte ammonium konsentrasjoner ved innløp til TAU renseanlegg (nedre kurve, svart er beregnede verdier. Øvre kurve viser nedbørsmengder i samme periode.

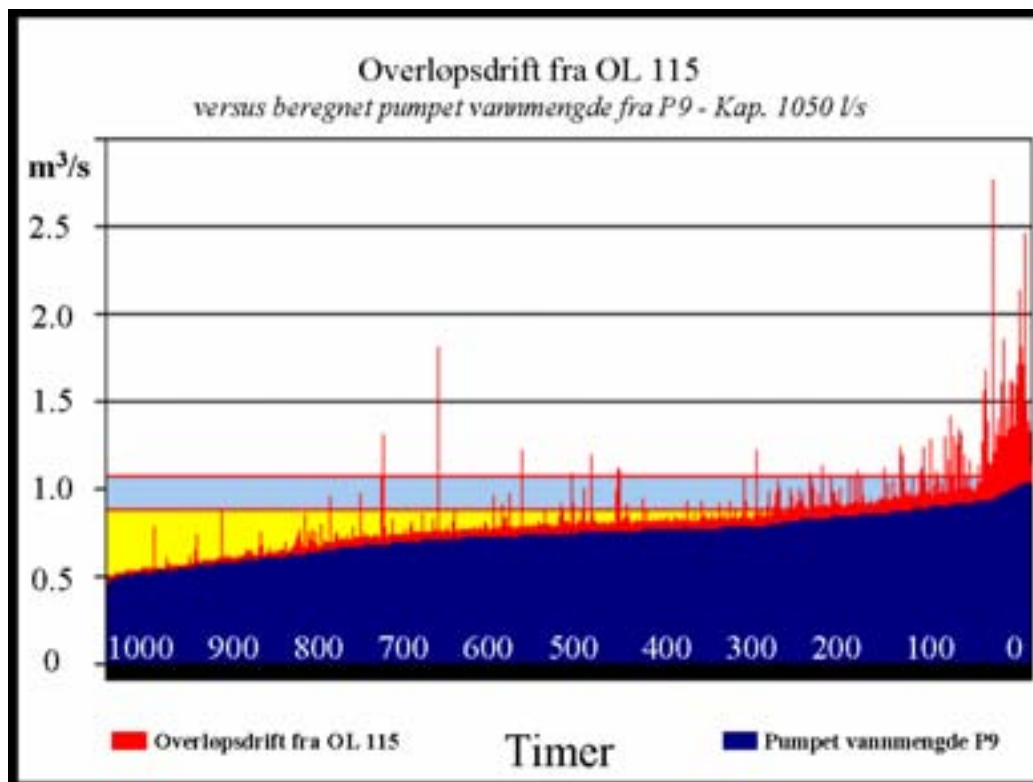
I dette prosjektet har vi valgt å begrense beregningene av stofftransport med ledningsnettmodellen til å omfatte ammonium. Dette har sammenheng med at det innenfor dette prosjektets rammer ikke er praktisk gjennomførbart å kjøre langtidssimuleringer med sedimenteringsmodulen i MOUSE for på den måten å også kunne simulere stoffer som ikke er fullt oppløst.

### 7.1.3 Status og tiltaksberegninger



Figur 7.3: Oppstuvning i strengen oppstrøms Kilen pumpestasjon

Tiltaksberegningene vi har fokusert på i dette prosjektet i Tønsberg har vært relatert til området oppstrøms Kilen pumpestasjon som figur 7.3 viser. Hovedgrunnen til dette er at forholdene rundt Kilen pumpestasjon fører til store overløpsutslipp til Presterødkilen naturreservat som er et sårbart område.



Figur 7.4: Beregnet overløpsutslipp fra overløp 115 (rødt) og samtidig pumpet vannmengde i m<sup>3</sup>/s fra P9 kilen (mørkeblått)  
Gult - Ledig pumpekapasitet med pumpekapasitet lik 850 l/s  
Lyseblått - Ledig pumpekapasitet med pumpekapasitet lik 1050 l/s

Figur 7.3 og figur 7.4 illustrerer til sammen de tre hovedgrunnene til at man har store overløpsutslipp for overløpene oppstrøms Kilen pumpestasjon.

Figur 7.3 illustrerer følgende:

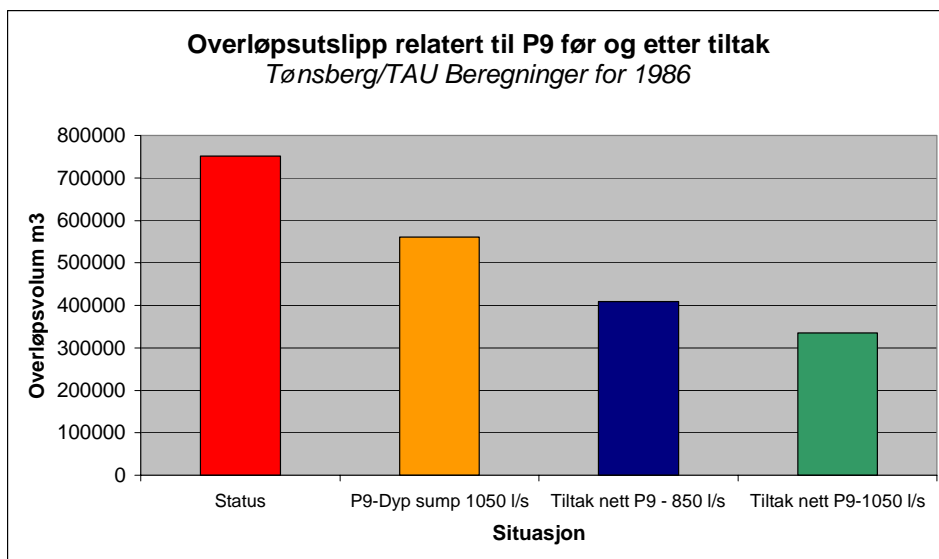
- P9-Kilen forårsaker oppstuvning oppstrøms i systemet og ut i overløp på grunn av at pumpeumpen ikke er dyp nok.
- P9 Kilen forårsaker oppstuvning oppstrøms i systemet og ut i overløp p.g.a. relativt liten videreført avløpsmengde fra P9 Kilen.

Figur 7.4 illustrerer følgende:

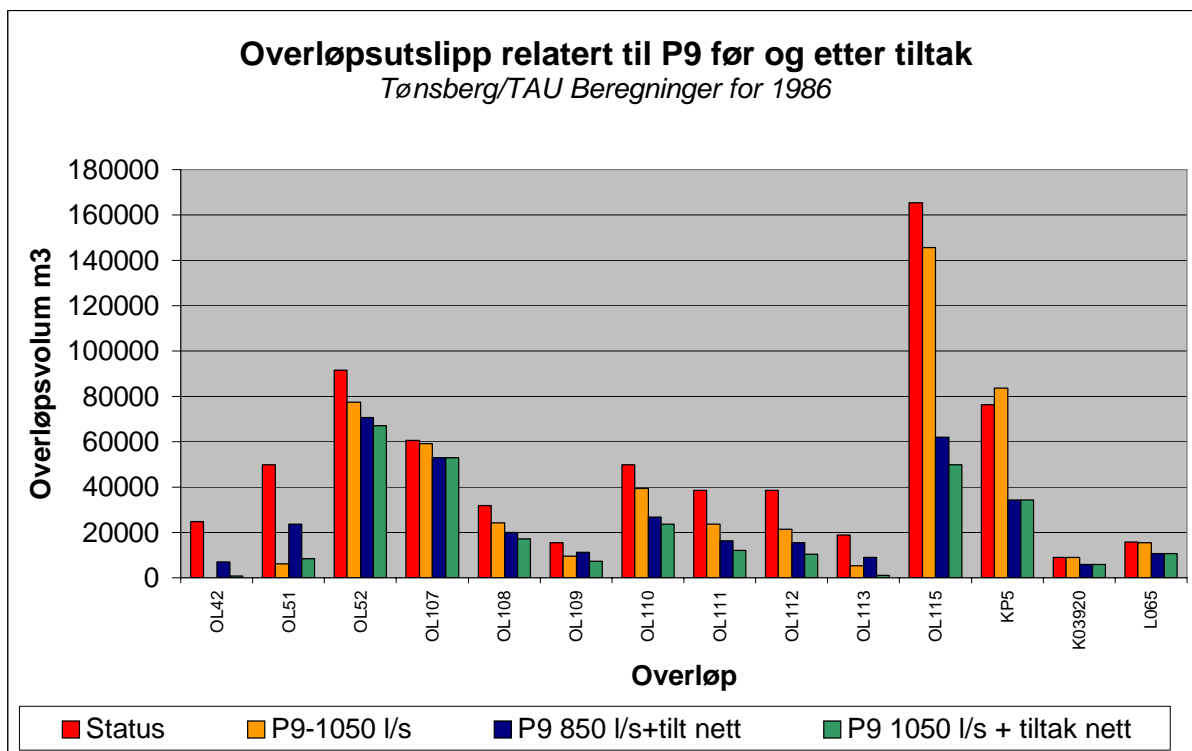
- Man har overløpsutslipp oppstrøms P9 Kilen samtidig som pumpestasjonen har ledig kapasitet (dvs. pumper mindre enn 850 l/s.) Årsaken til disse overløpsutslippene er da at overløpene har en ugunstig overløpsinnstilling. Dvs. at det går i overløp selv under nedbørhendelser med liten intensitet.

For å redusere overløpsutslippene ble overløpsutslippene relatert til P9 Kilen beregnet ved status samt ved 3 forskjellige tiltak som figur 7.5 og 7.6 illustrerer:

- Tiltak 1: Det ble simulert med en dypere pumpesump og pumpekapasiteten for P9 ble økt med 200 l/s til 1050 l/s.
- Tiltak 2: Det ble simulert med dyp sump samtidig med tiltak på nettet og overløpene som endrer overløpsinnstillingen for en rekke overløp slik at disse får større videreført avløpsmengde
- Tiltak 3: Tiltak 1 og 2 ble simulert samtidig

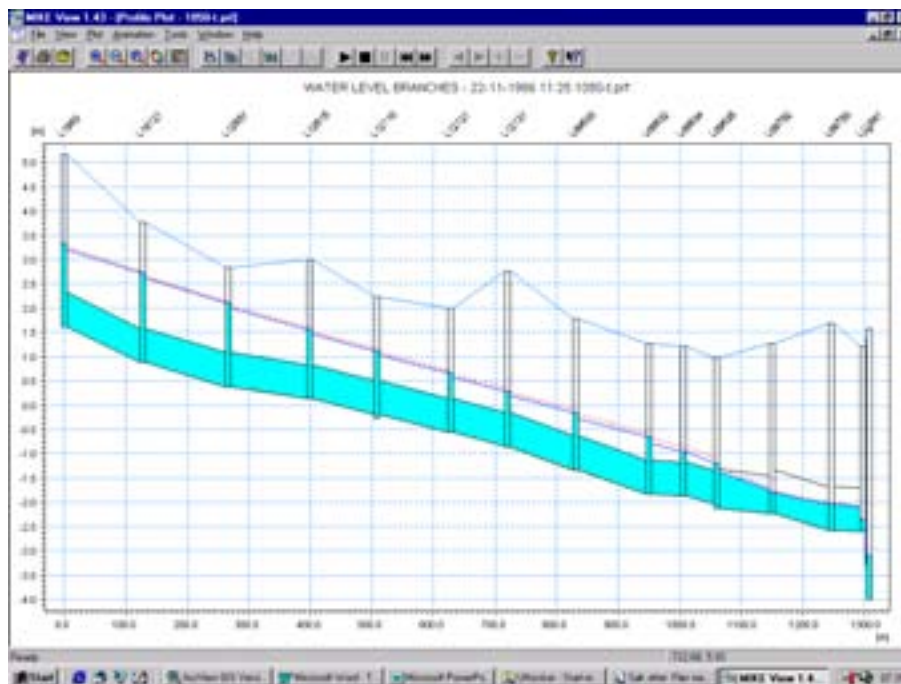


Figur 7.5: Beregnede samlede overløpsutslipp relatert til P9 før og etter tiltak



Figur 7.6: Beregnede utslipp fra de enkelte overløp relatert til P9 før og etter tiltak

Tiltaksberegningene viser at man ved relativt enkle tiltak dvs. å bygge en dypere pumpeump noe som senker tilbakestuvningen fra P9 som figur 7.7 illustrerer, jfr. figur 7.3, samtidig som man optimaliserer overløpenes videreførte vannmengde ved mindre tiltak på ledningsnett og overløpene kan redusere de årlige overløpsvolumene med 40%.



Figur 7.7: Beregnet oppstuvning oppstrøms pumpestasjon P9-Kilen ved bygging av dypere pumpeump og økt pumpekapasitet til 1050 l/s

Dersom man gjennomfører tiltak 3 med økning av videreført vannmengde fra P9 vil man kunne redusere de årlige overløpsutslippene relatert til P9 med 60%.

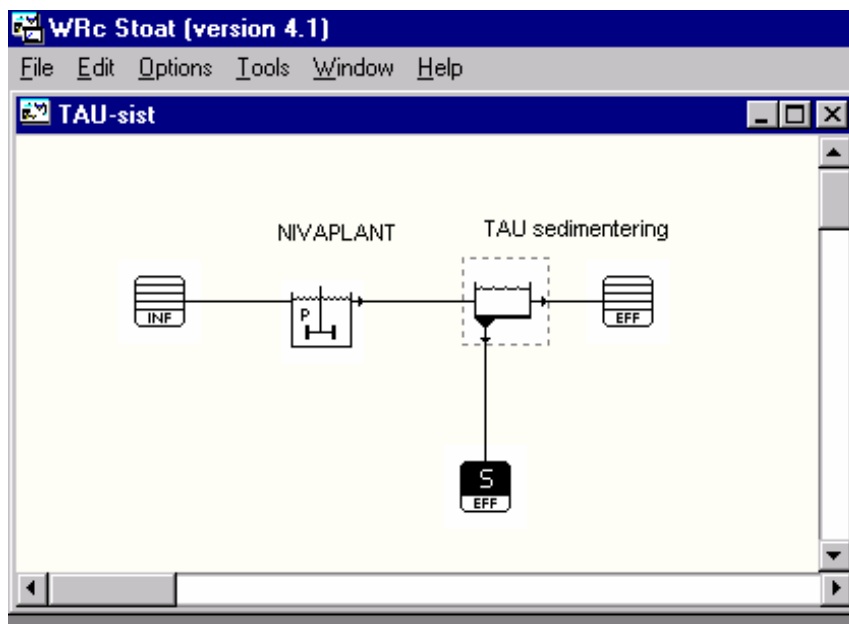
Et tiltak som bør vurderes og simuleres er samling av overløpene langs strengen KP5 til P9 til et hovedoverløp med regulert videreført vannmengde til P9. Dersom den videreførte vannmengden styres slik at det ikke går i overløp før hovedsystemets kapasitet er utnyttet samtidig som den videreførte vannmengden ”strupes” når hovedsystemet er fullt, vil dette antagelig være det tiltaket som vil kunne redusere overløpsutslippet relatert til P9 mest.

P.g.a. tidsrammene for dette prosjektet er dette tiltaket ikke simulert her.

## 7.2 Renseanlegg

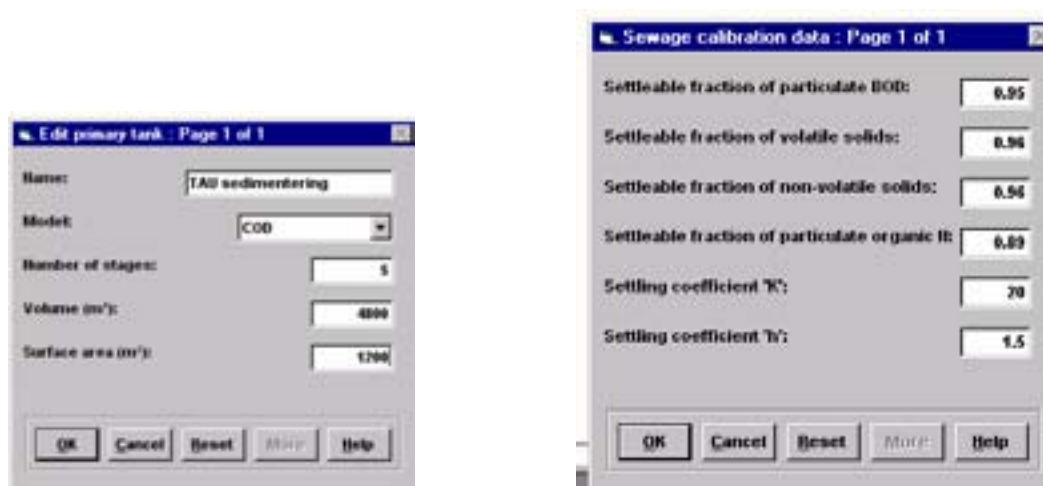
### 7.2.1 Oppbygging av modell

Konseptuell oppbygging av modell for TAU renseanlegg er vist i figur 7.8. NIVAPLANT importerer data fra MOUSE-beregningene for avløpssystemet, og benytter en "grey box" modell for å simulere koagulerings- og flokkuleringsprosessen. Utløpsdata fra NIVAPLANT importeres deretter til STOAT som beregner sedimentering av alle partikulære fraksjoner.



Figur 7.8 Oppbygging av modell for TAU.

Figur 7.9 viser et utvalg av fysiske inngangsparametre, strømningsforhold og prosessparametre for beregning av sedimentering i STOAT modellen. Modell-parametrene er kalibrert mot målte verdier ved TAU renseanlegg. Eksempel på inngangsparametre i NIVAPLANT er vist i kapittel 6.3.



Figur 7.9 Utvalg av fysiske inngangsverdier, strømningsforhold og prosessparametre for sedimenteringsmodellen i STOAT.



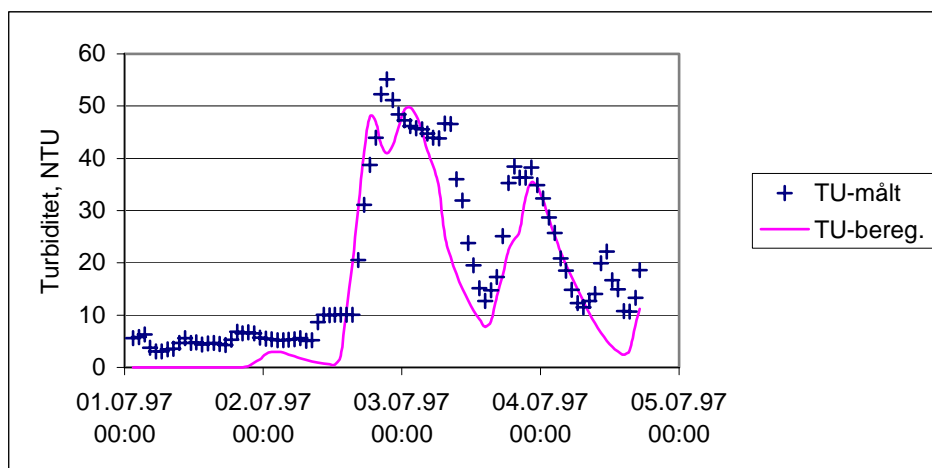
## 7.2.2 Kalibrering - renseanlegg

For beregning av nitrogen- og organisk stoff-fjerning ble empiriske formler basert på kalibreringsdata benyttet. Basert på erfaringsdata og målinger, benyttet vi en midlere fjerning av 35% filtrert KOF og 10% filtrert total nitrogen over året. Partikulære fraksjoner følger prinsippet for suspendert stoff fjerning med muligheter for kalibrering. Når det gjelder beregning av fosfor, turbiditet, suspendert stoff og pH, henvises det til kapittel 6.2.

Et utdrag av kalibreringsberegninger for NIVAPLANT inkludert sedimentering, er vist i det etterfølgende. Avløpsvannprøver og on-line data for en periode på totalt 4 måneder er benyttet. Generelt viser kalibreringen at vi periodevis får gode korrelasjoner mellom beregnede og målte verdier, mens vi i "utypiske perioder" observerer avvik. Avvikene tror vi henger sammen med periodevise store utslipp fra industri samt store tetthetsvariasjoner i innkommede avløpsvann p.g.a. innlekking av sjøvann på nettet. Eksemplene viser kalibreringsdata for henholdsvis suspendert stoff/turbiditet, utløps pH, total P og total KOF.

### SS og turbiditet

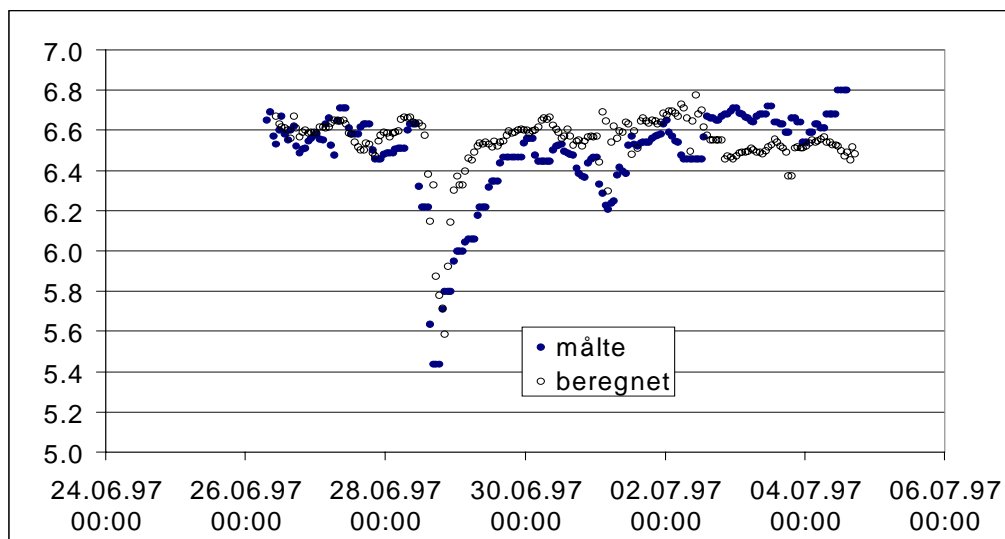
NIVAPLANT kan simulere både SS og turbiditet. I nåværende versjon finnes det en korrelasjon mellom disse to parametrene. Figur 7.10 viser et utdrag fra kalibreringen av NIVAPLANT under tørrværsforhold (start kurve) samt etter økende belastning på renseanlegget. Resultatene viser god korrelasjon mellom målte og beregnede verdier under varierende belastning.



Figur 7.10 Kalibrering av NIVAPLANT med TAU data for turbiditets fjerning.

### pH etter felling

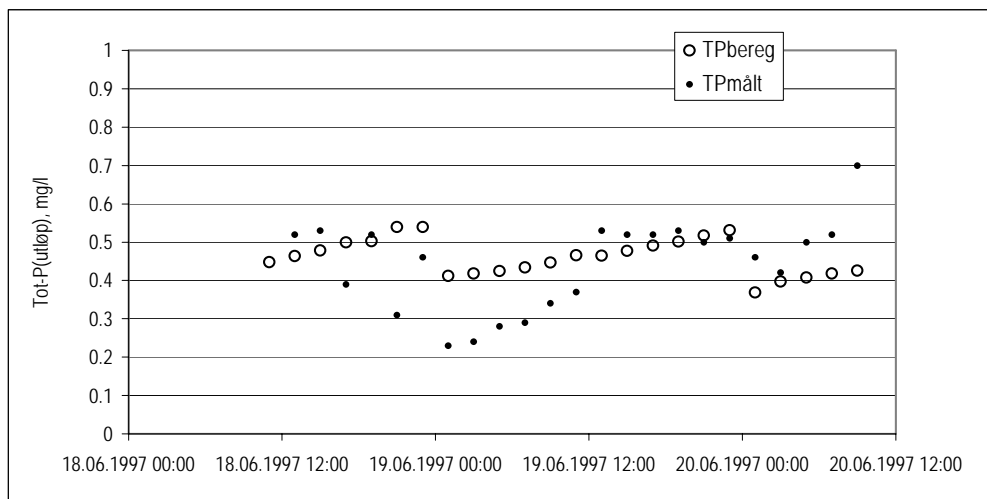
En av de viktigste funksjoner i programmet er å beregne fellings-pH etter dosering, som skal danne grunnlag for fordeling av fellingsmidlene mellom fosfatfjerning og partikkelfjerning. Denne funksjonen er godt kalibrert fra TAU målingene.



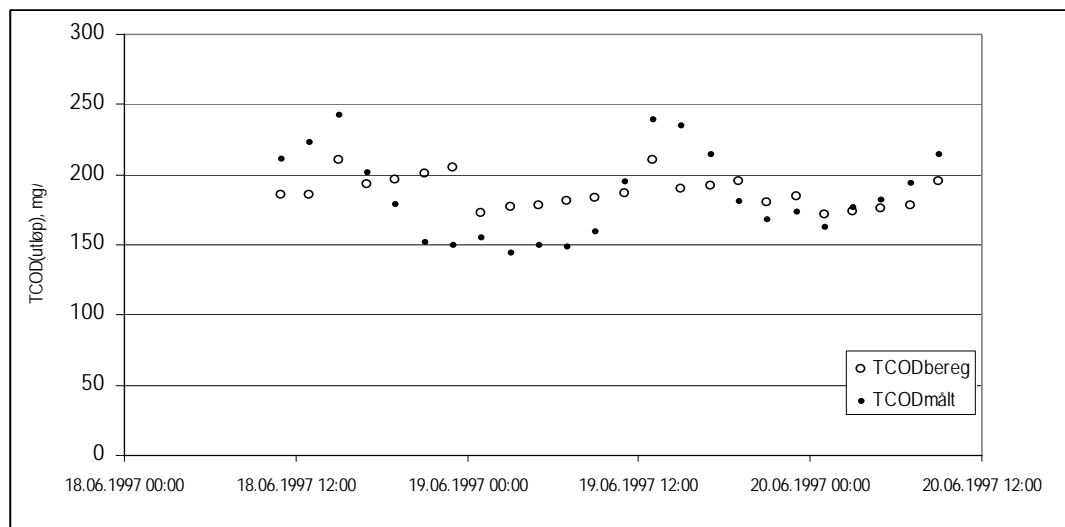
Figur 7.11 Kalibrering av utløps-pH med NIVAPLANT

Total fosfor og total KOF

Figur 7.12 og 7.13 viser kalibreringsresultater for total-P og total-KOF i utløpsvannet. Resultatene viser brukbare korrelasjoner mellom målte og beregnede verdier, men med perioder hvor avvikene er relativt store. Imidlertid viser beregningene at vi klarer å simulere hovedtrendene, og at beregnede middelverdier for lengre perioder viser relativt god overensstemmelse med målte verdier.



Figur 7.12 Kalibrering av total-P på utløpet fra NIVAPLANT.



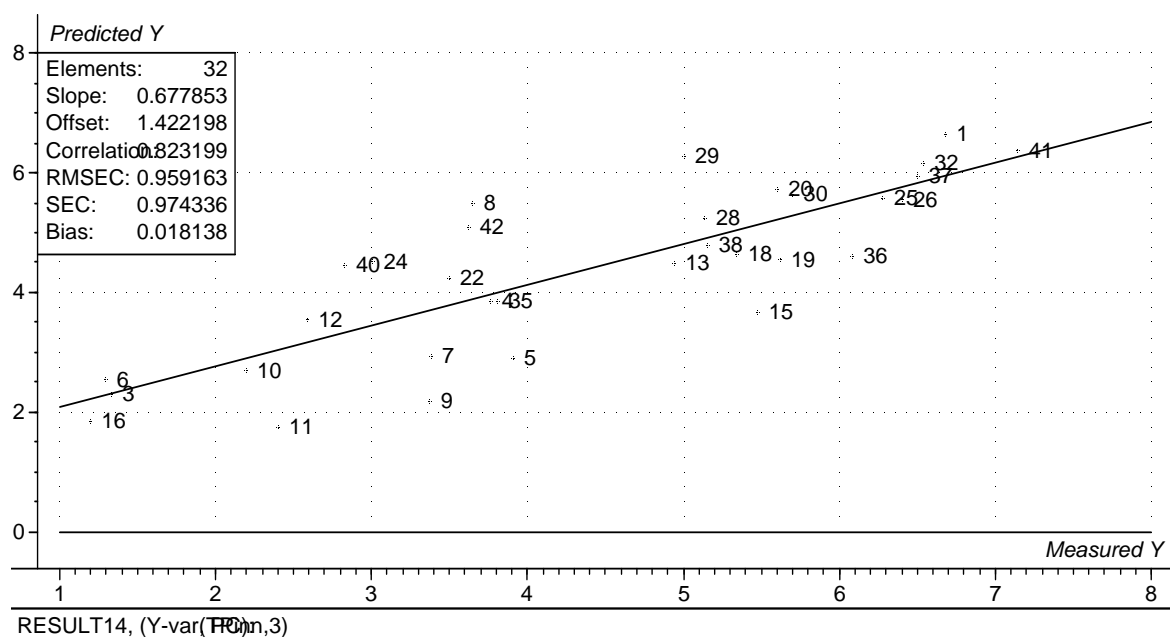
Figur 7.13 Kalibrering av total-KOF ved utløpet på TAU fra NIVAPLANT,

### 7.2.3 Status beregninger

#### Beregning av innløpsdata

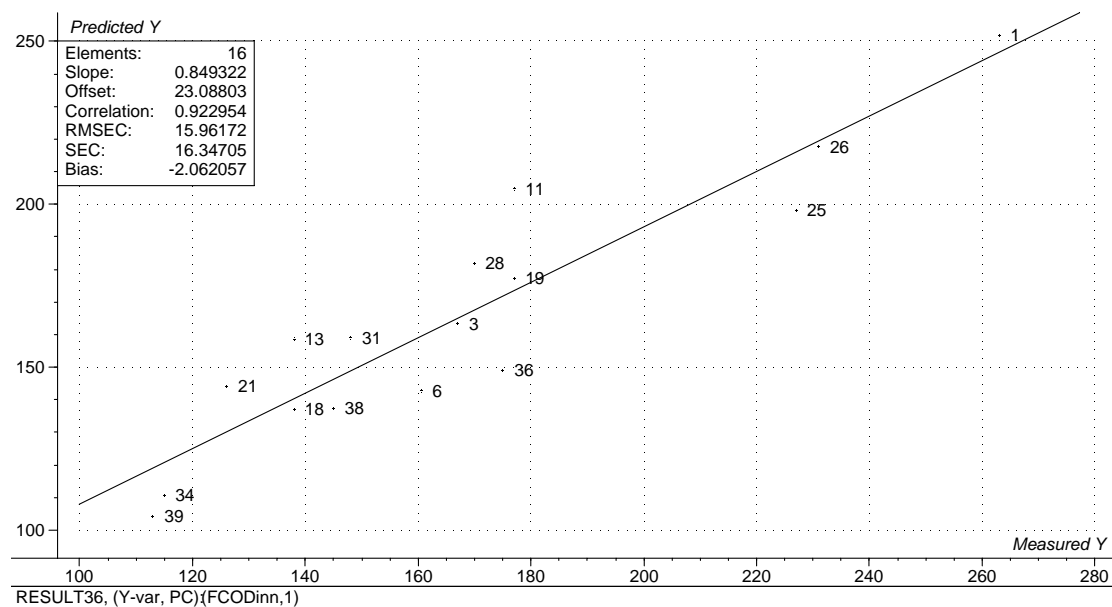
For simulering av kjemiske fellingsprosesser i NIVAPLANT er man avhengig av en rekke variable, dette inkluderer turbiditet, suspendert stoff, pH, fosfat (OP), vannmengde og alkalitet, i tillegg benyttes temperatur og ledningsevne.

Fra avløpsnettlet ble det i dette prosjektet beregnet vannmengder og ammonia-konsentrasjoner til rensanlegget, da ammonium gav de beste korrelasjoner mellom målte og beregnede verdier i avløpssystemet. For å generere de nødvendige innløpsdata til NIVAPLANT, basert på parametrene tid, vannmengde og ammonium, ble det gjennomført kjemometriske analyser ved hjelp av dataprogrammet Unscrambler. Resultatene er presentert i dette kapittel. Alkalitet og temperatur har vi valgt å sette inn direkte som erfaringsdata.



Figur 7.14 Estimering av total-P ved innløpet

Beregning av total-P resulterte i en god korrelasjonskoeffisient, men med et relativt høyt standard avvik (ca 0.9 mg-P/l). Dette illustrerer vanskelighetene med nøyaktig estimering av total-P kun fra Q, tid og ammoniakonsentrasjon. Imidlertid skulle estimeringen være innenfor et tolererbart område basert på denne type studier hvor hovedtrender og relative forskjeller før og etter tiltak er det primære.



Figur 7.15 estimering av filtrert KOF ved innløpet.

Estimering av total KOF viste seg å være svært vanskelig ut fra de tilgjengelige beregnede innløpsparametre fra avløpsnettet. Derimot kunne vi estimere løst KOF med god sikkerhet. Vi har valgt å bruke årgjennomsnitt data fra TAU for forholdet mellom løst og total KOF for å beregne total KOF ut i fra løst KOF. Dette gir en brukbar tilnærming til forventede trender og årgjennomsnitt, men vil periodevis ha avvik basert på tidligere erfaringer ved renseanlegget.

I tillegg til overnevnte, har vi estimert innløps-pH, orto-fosfat, total nitrogen, suspendert stoff og turbiditet fra Q, tid og ammonia. Selv om vi ikke har oppnådd veldig gode estimeringer for enkelte av disse variablene, har vi valgt å benytte de korrelasjonene som vist her som inngangsdata til NIVAPLANT modellen for simuleringer. Resultatene viser at det kan være behov for å gjennomføre beregninger for flere parametre i ledningsnettmodellen som inngangsdata til RA-modellene, dersom usikkerheten skal reduseres.

Figur 7.16-7.17 viser beregnede innløpsdata for utvalgte forurensingsparametre for beregningsåret. Ved bruk av data generert fra Mouse og fra ligningene som ble generert av Unscrambler, kunne vi estimere både konsentrasjoner og belastning til TAU.

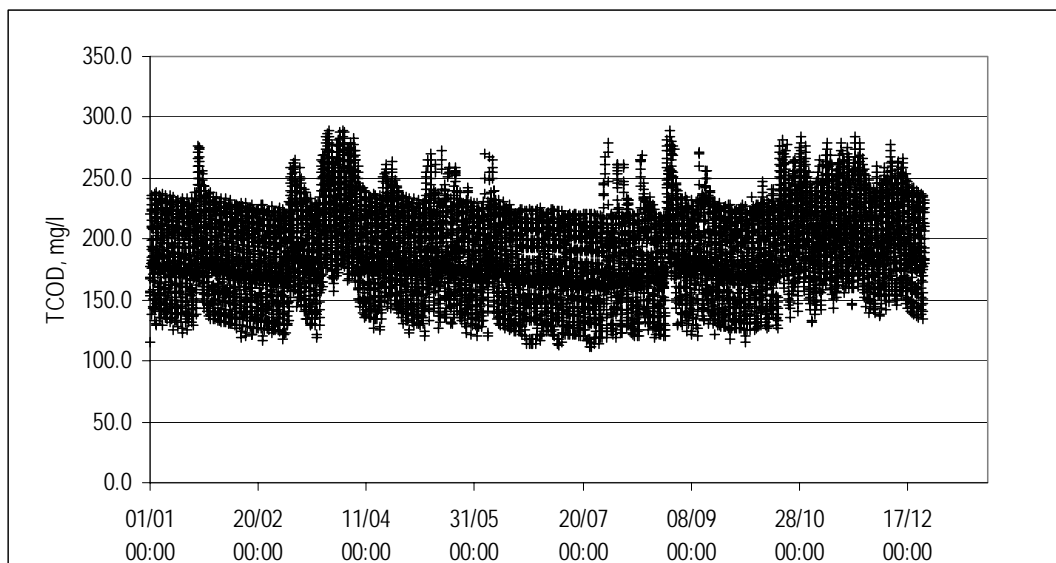
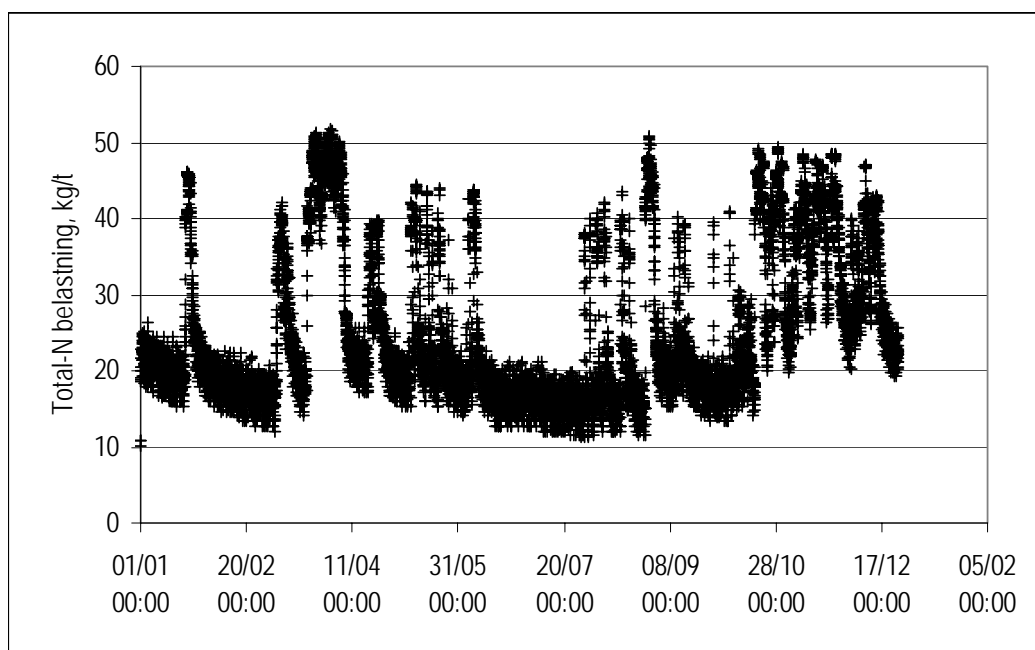


Figure 7.16 Beregnet total-KOF konsentrasjon på innløpet ved TAU.



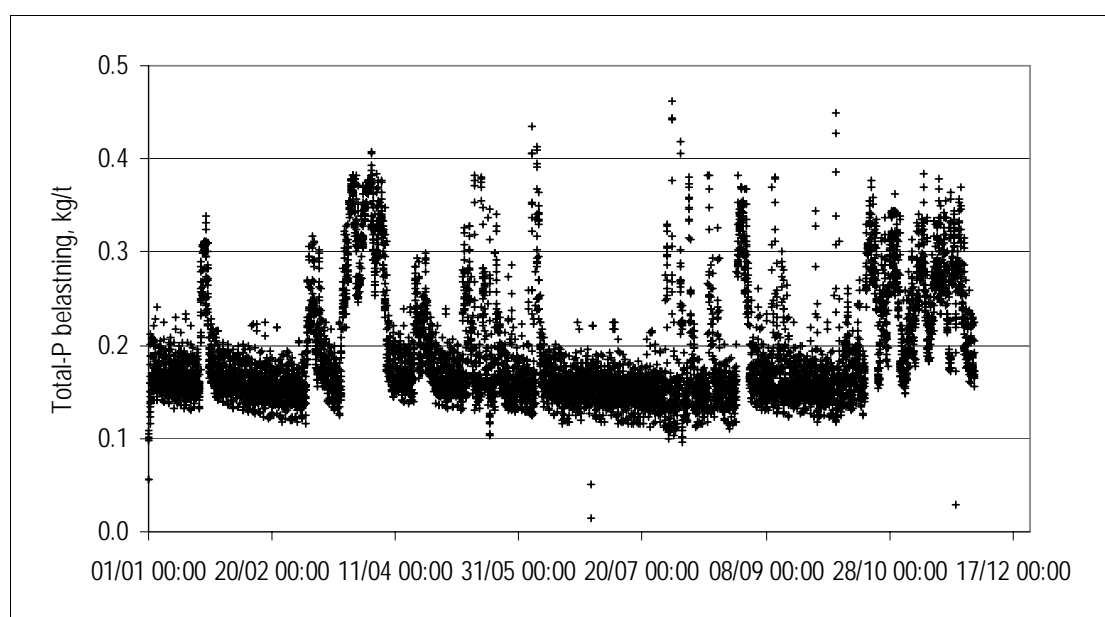
Figur 7.17 Beregnet total-N belastning (kg N/time) på innløpet ved TAU.

### Statusberegninger for beregningsåret

Som tidligere beskrevet er NIVAPLANT ennå ikke integrert i STOAT, og koblingen må kjøres manuelt. Dette førte til at optimale dose ikke kunne beregne for en forhåndsbestemt ønsket utløpsverdi for forurensingsparametrene, p.g.a manglende dynamikk. På TAU doseres fellingkjemikaliet etter fellings-pH, hvilket også ble benyttet i vår modell.

Prosess- og anleggsparemetrene som er anvendt er beskrevet tidligere. Det ble dosert JKL slik at fellings-pH var lik 5,9 hele året.

Figur 7.18 – 7.20 viser noen utvalgte resultater fra simulering av renseprosessen ved TAU med fast utløps-pH. Beregning for henholdsvis total-P, total KOF samt estimert kjemikalieforbruk er vist. Alle hovedparametre er oppsummert i tabell 7.1.



Figur 7.18 Estimert Total-P i utløpet (kg P/time).

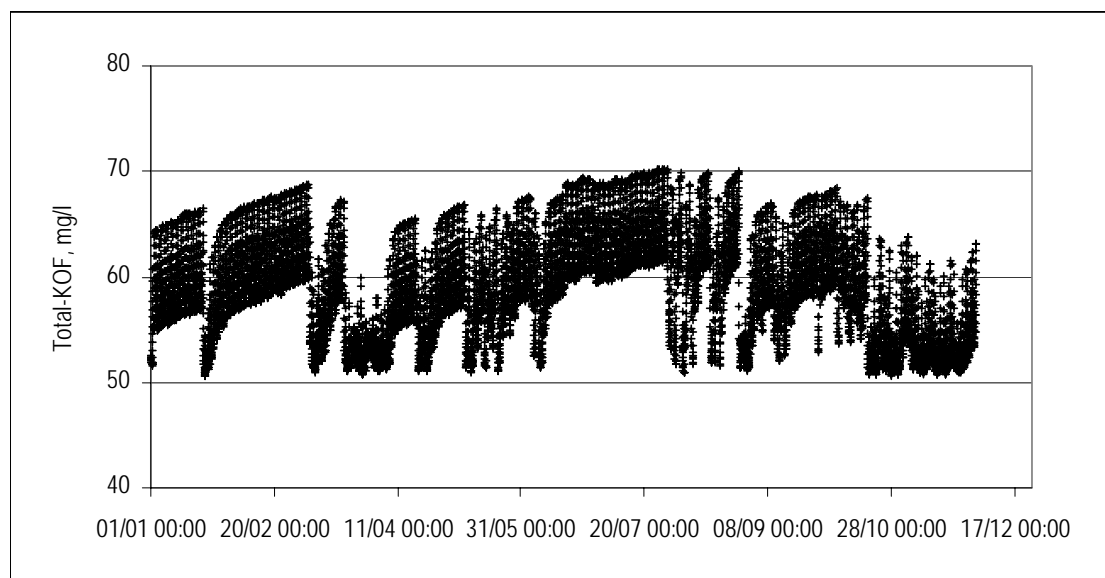
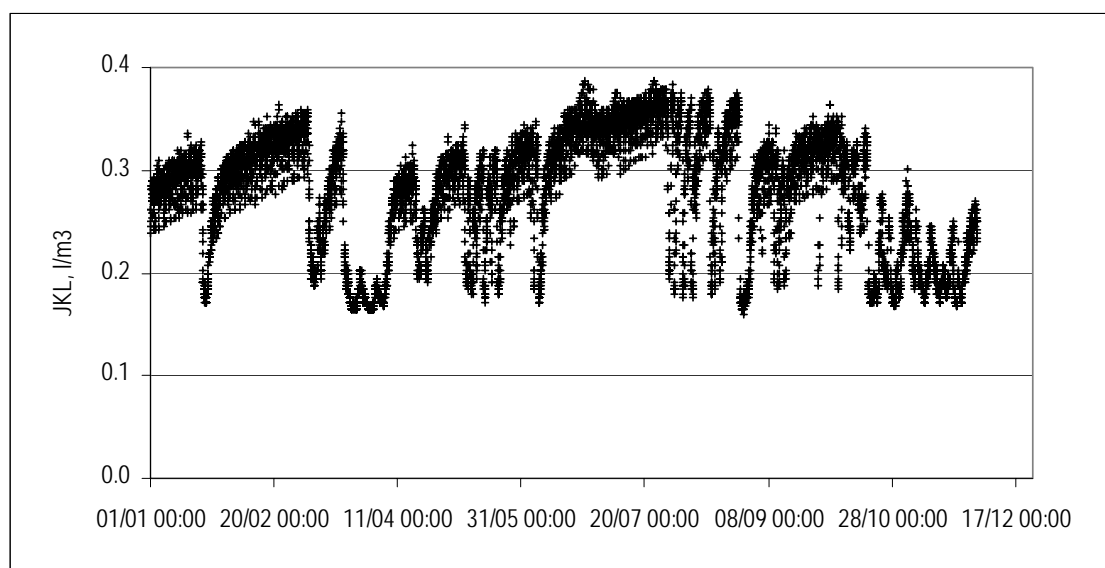


Figure 7.19 Estimert Total-KOF konsentrasjon i utløpet.



Figur 7.20 Estimert fellingskjemikalie-dosering (jernklorid)

Massebalansen på inn og utløp RA er oppsummert i tabell 7.1.

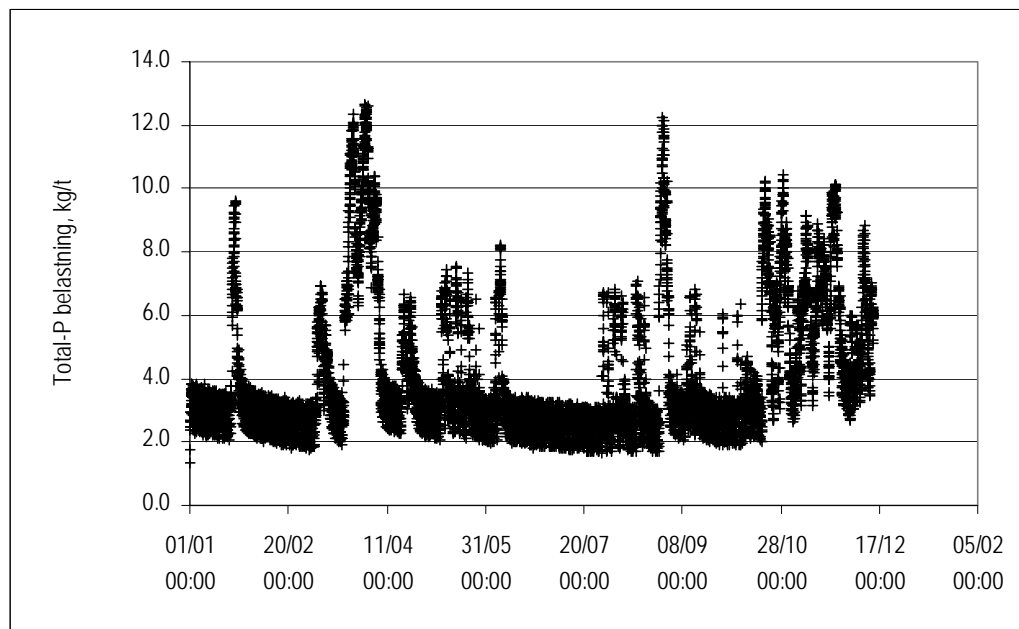
Tabell 7.1. Estimerte inn- og utløpsmengder for TAU for beregningsåret.

	innløp	utløp	rensegrad
Qin, m3 mill/år	12.531	12.531	
TKOF, t/år	2481	723	70.9 %
FKOF, t/år	992.4	651	34.4 %
TP, t/år	33.2	1.68	94.9 %
TN, t/år	214	174	18.7 %
JKL, m3/år	2618		

## 7.2.4 Tiltaksberegning

### Beregning av innløpsdata

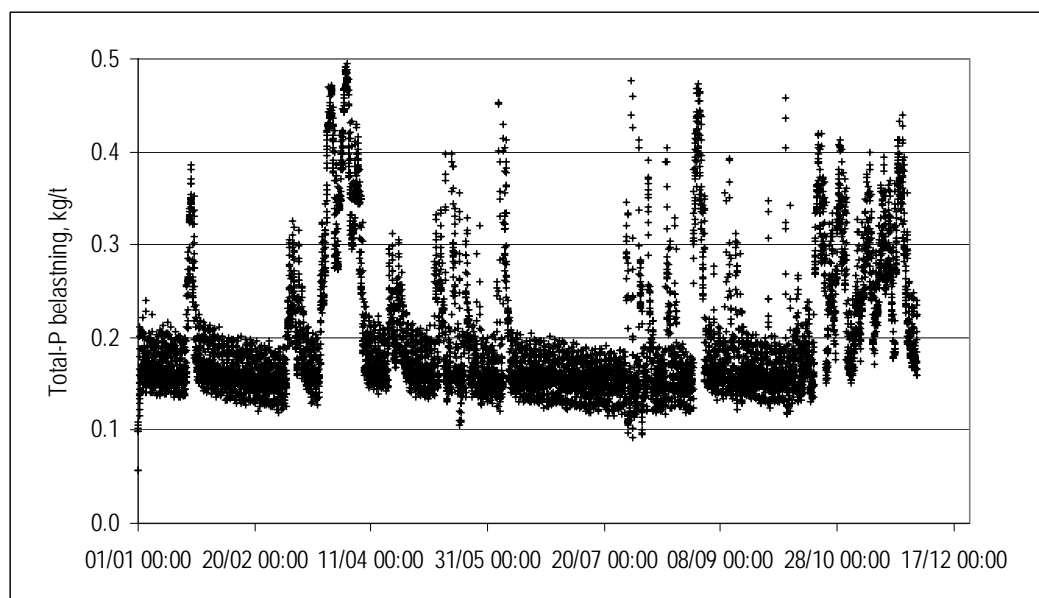
Innløpsdata etter tiltak ble beregnet som beskrevet i kapittel 7.2.3. Figur 7.20 viser beregning av total-P.



Figur 7.20 Beregning av total-P belastning ved innløpet etter tiltak (kg P/time).

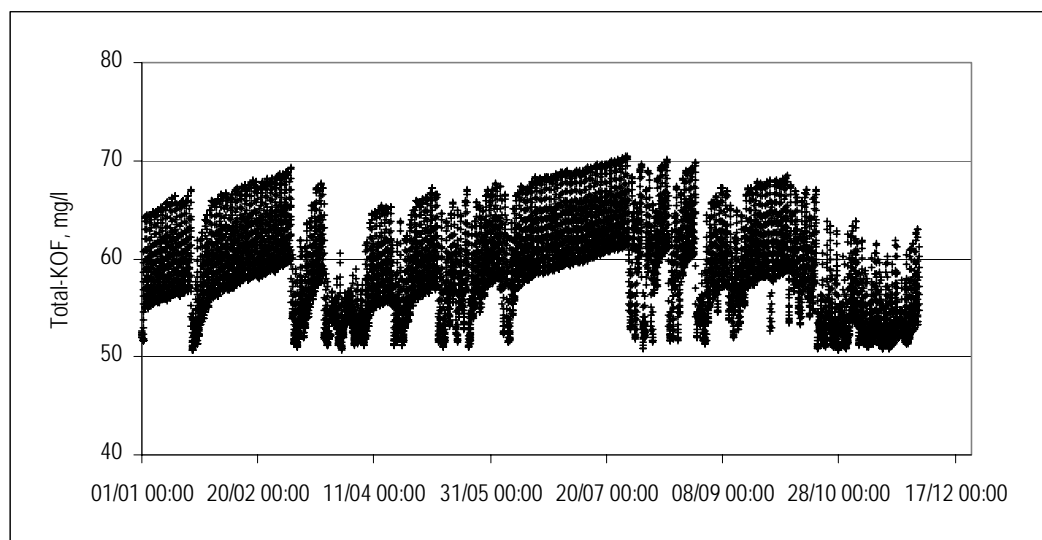
### Beregning av utløpsdata etter tiltak

Figur 7.21-7.24 viser noen utvalgte resultater fra simulering av renseprosessen etter tiltak på avløpssystemet som spesifisert i kapittel 7.2.3, med fast utløps-pH. Beregning for henholdsvis total-P, total KOF samt estimert kjemikalieforbruk er vist. Alle estimerte hovedparametre etter tiltak er oppsummert i tabell 7.2.

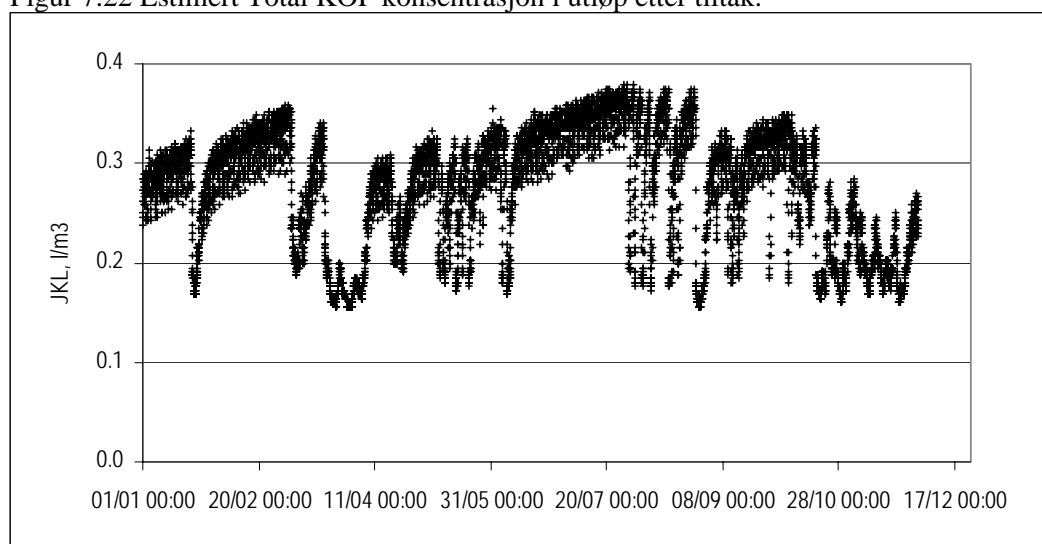


Figur 7.21 Estimert Total-P i utløp etter tiltak (kg P/time).

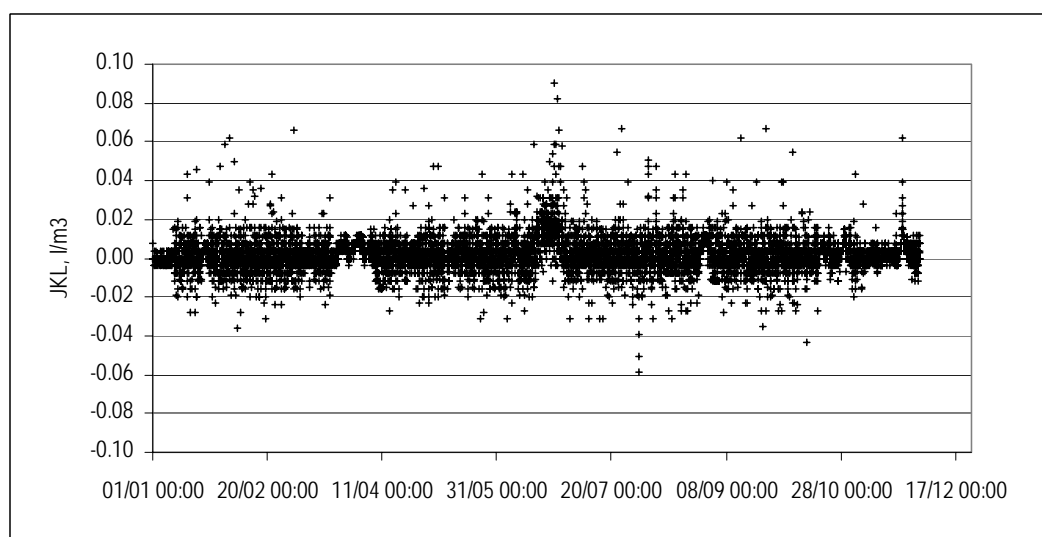




Figur 7.22 Estimert Total KOF konsentrasjon i utløp etter tiltak.



Figur 7.23 Estimert JKL dosering etter tiltak.



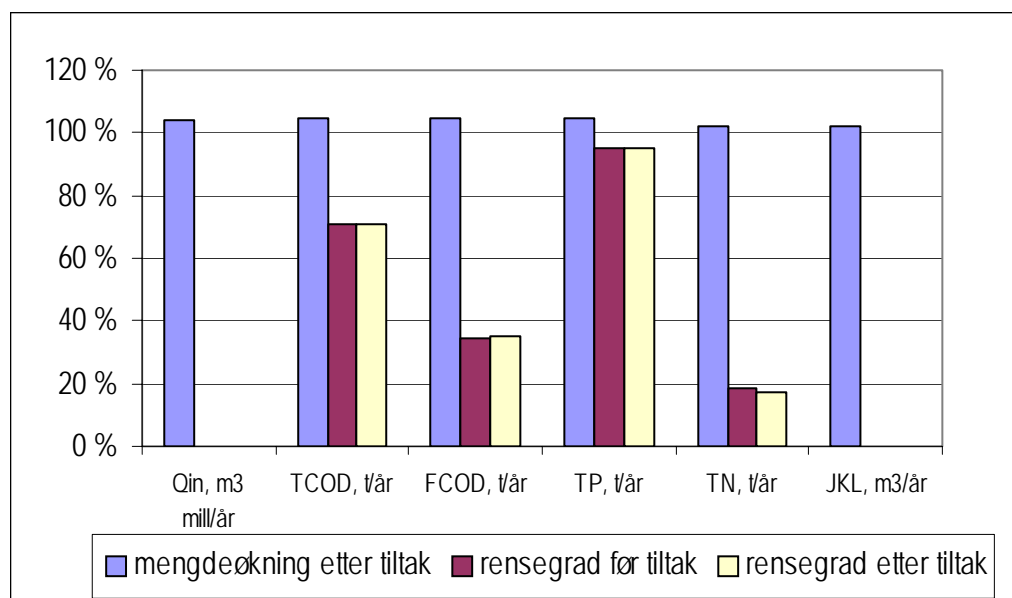
Figur 7.24 Estimert endring i JKL dosering etter tiltak (negative verdier: reduksjon)

Tabell 7.2 Estimerte inn- og utløpsmengder for TAU for beregningsåret etter tiltak.

	innløp	utløp	rensegrad
Qin, m3 mill/år	13	13	
TKOF, t/år	2603	752	71.1 %
FKOF, t/år	1041.2	677	35.0 %
TP, t/år	34.8	1.75	95.0 %
TN, t/år	219.14	181	17.4 %
JKL, m3/år	2676		

### Konsekvenser for renseprosessen etter tiltak

Figur 7.25 og Tabell 7.3 oppsummerer situasjonen før og etter tiltak for renseanlegget. Tiltaket har ført til en økning av vannmengden på ca 4%, mens forurensningsmengden har økt med 2-5%.



Figur 7.25 Oppsummering av renseresultatet før og etter tiltak.

Tabell 7.3 Oppsummering av renseresultatet før og etter tiltak.

	mengdeøkning etter tiltak	rensegrad før tiltak	rensegrad etter tiltak
Qin, m3 mill/år	3.7 %		
TKOF, t/år	4.9 %	70.9 %	71.1 %
FKOF, t/år	4.9 %	34.4 %	35.0 %
TP, t/år	4.9 %	94.9 %	95.0 %
TN, t/år	2.4 %	18.7 %	17.4 %
JKL, m3/år	2.2 %		

Før tiltak, er den maksimale beregnede vannmengden ved innløpet til TAU 950 l/s. Etter tiltak øker vannmengden for ca. 2,9 % av tiden på årsbasis, til en vannmengde over 950 l/s med variasjon mellom 950-1120 l/s. På årsbasis er det beregnet en vannmengde høyere enn  $2 \cdot Q_{dim}$  for 14,5 % av tiden før tiltak og 16,2 % av tiden etter tiltak.

En slik økning fører til at flokkuleringstiden og sedimenteringstiden i kortere perioder reduseres etter tiltak, noe som vil påvirke renseprosessen negativt.

Vi har estimert at kjemikalieforbruket per m<sup>3</sup> reduseres noe etter tiltak, pga lavere alkalitet. Det totale kjemikalieforbruket øker imidlertid med ca. 2 %, fordi den totale vannmengde som skal behandles øker.

Både mengde og konsentrasjonen av forurensninger i utløpet øker med 2-5% etter tiltak.

Hvilke hydrauliske konsekvenser det vil ha for forbehandlingen på TAU å motta økt vannmengde er ikke vurdert. TAU har imidlertid igangsatt et utredningsarbeide for å vurdere økt hydraulisk kapasitet på renseanleggets forbehandlingstrinn.

## 7.2.5 Tiltak for RA

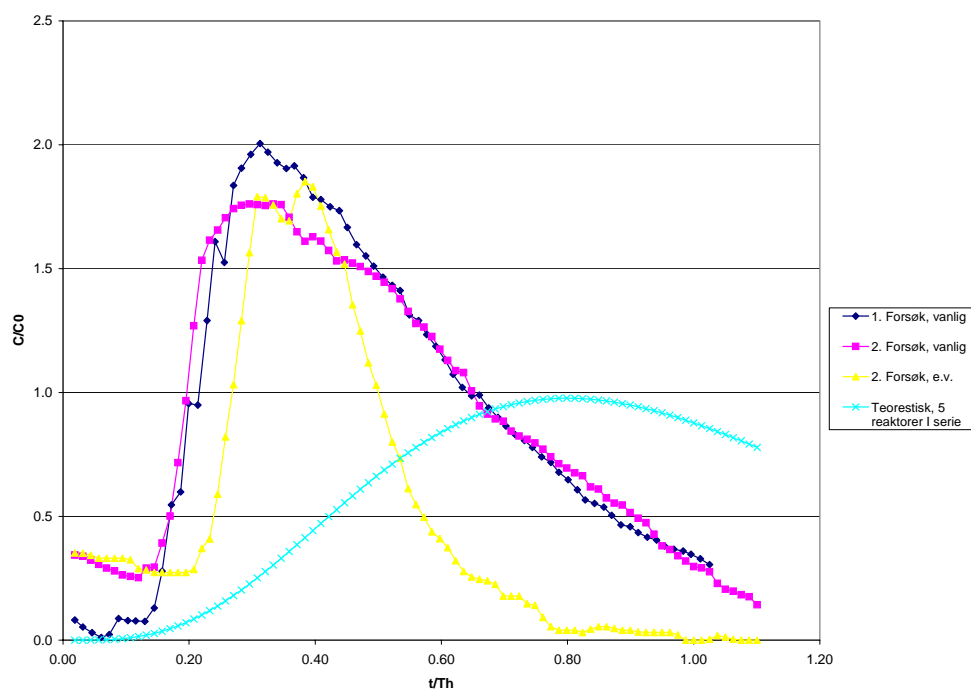
Basert på gjennomgang av resultater og diskusjoner med TAU vil våre forslag til tiltak konsentrere seg om kjemikalieinnblanding og flokkulerings- sedimenteringsbassengene. Vi har ikke vurdert øvrige hydrauliske forhold ved renseanlegget (f.eks.hydraulisk kapasitet i forbehandling, tilførselskanaler etc.) da dette vil bli gjennomført i et eget prosjekt. Følgende tiltak foreslås og kommenteres nærmere her:

- Utforming av flokkulering- og sedimenteringsbasseng
- Kjemikaliedosering, styringsstrategi, kjemikalieinnblanding

### Flokkulerings og sedimenteringsbasseng

Det har tidligere vært indikasjoner på at sedimenteringsbassengene ved TAU tidvis har hatt store dødvolume og/eller kortslutningsstrømmer. Indikasjonene har vært basert på observasjoner av stikkprøver og on-line målinger hvor "konsentrasjonstopper" ved utløp har forekommet tidligere enn forventet i forhold til tilsvarende topp i innløpskonsentrasjon, basert på teoretisk oppholdstid. Visuelle observasjoner av strømninger og "slam-skyer" i bassengene har underbygget påstanden om at det tidvis er store dødvolume og/eller kortslutningsstrømmer i bassengene ved TAU. Dødvolume og kortslutningsstrømmer i sedimenteringsbasseng vil redusere sedimenteringseffektiviteten (reduert renseeffekt) og/eller føre til økt forbruk av fellingskjemikalier for å bedre fnokkenes sedimenteringshastighet.

For å dokumentere antagelsen om dødvolume/kortslutningsstrømmer ble det foretatt tracer-studier ved to av bassengene til TAU under ulik hydraulisk belastning. Hensikten var å prøve å indikere størrelsen på dødvolume/kortslutningsstrømmer, og om disse var av en slik størrelse at spesielle tiltak burde vurderes. Tracer-studiene ble gjennomført ved at en gitt mengde tracer (fargestoffet Rhodamin) ble dosert ved innløpet til flokkulerings- og sedimenterings-bassengene. Fargestoffets konsentrasjon ble deretter målt on-line ved sedimenteringsbassengenes utløp.



Figur 7.26 Normalisert oppholdstidsfordeling for tre av forsøkene.  $t/Th$  = tid/teoretisk oppholdstid ( $V/Q$ ).  $C/Co$  = Konsentrasjon / Middelkonsentrasjon dersom all tracer ble totalomblandet i hele bassengvolumet

Figur 7.26 viser resultater fra tre av forsøkene. Den normaliserte oppholdstidsfordeling er vist sammen med den teoretiske oppholdstidsfordeling for et strømningsbilde som tilsvarer 5 totalomblandede reaktorer i serie. 5 reaktorer i serie er benyttet som sammenligningsgrunnlag fordi utløpskurvenes form fra sedimenteringsbassengene (uten hensyn til faktiske volumer) ligger teoretisk nærmest denne fordeling.

Kurvene viser resultatene fra:

1. Forsøk, vanlig:  $Q = 65,2$  l/s, vanlig basseng

2. Forsøk, vanlig:  $Q = 97,8$  l/s, vanlig basseng

2. Forsøk, e.v.:  $Q=97,8$  l/s, basseng med ekstra vegg

Teoretisk 5 reaktorer i serie: Forløp på kurve dersom hele bassengets volum var aktivt og besto av 5 totalomblandede reaktorer i serie.

Figuren viser at topp-punktet og tyngde-punktet kommer veldig tidlig i forhold til bassengenes faktiske volum. Maksimal observert konsentrasjon var ca. dobbelt så høy i forhold til forventet, dersom hele sedimenteringsbassengets volum hadde vært virksomt.

Basert på resultatene fra tracer-studien ble det også foretatt teoretiske beregninger av oppholdstider samt fordeling. Resultatene er oppsummert i tabell 7.4. Teoretisk beregnet oppholdstid basert på kurvens form og topp viser at oppholdstiden i bassenget er ca. halvparten av hva som var forventet basert på full utnyttelse av bassengvolumene.

Tabell 7.4: Teoretiske beregninger av strømningsbilde (beskrevet som antall totalomblandede reaktorer i serie) i STOAT basert på resultater fra tracerstudier.

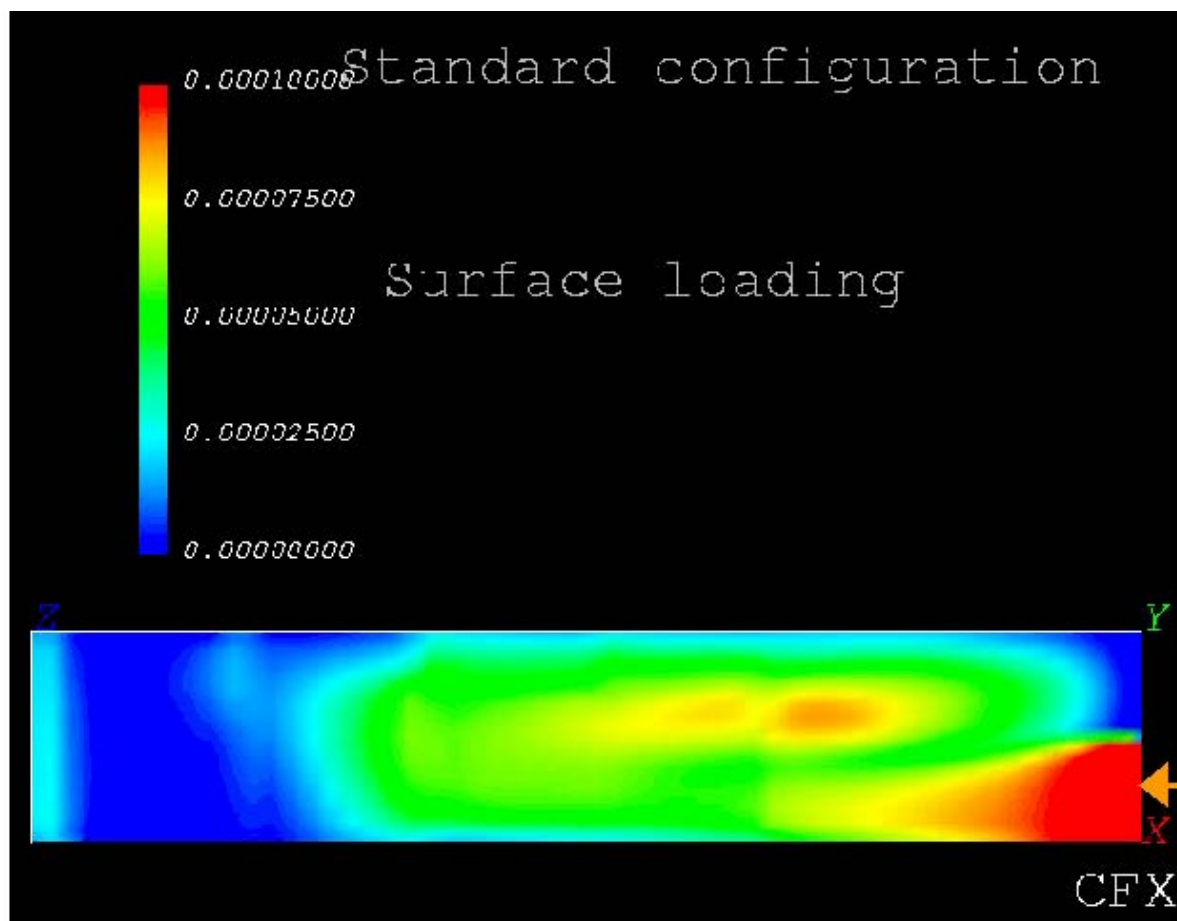
Forsøk nr.	Q	Basseng	Antall reaktorer i serie (teoretisk)	Oppholdstid (min)		St. avik
				V/Q	alle data (teoretisk)	
			Alle data		alle data (teoretisk)	alle data
1	65.2	Vanlig	5.46	238.5	117.6	50.4
2	65.2	Ekstra vegg	5.01	238.5	123.6	55.2
3	97.8	Vanlig	4.33	159.0	77.9	37.4
4	97.8	Ekstra vegg	5.96	159.0	61.5	25.2

Basert på ovenstående resultater kan følgende konklusjoner trekkes:

- Sedimenteringsbassengene ved TAU har tidvis meget store dødsvolumer og/eller kortslutningsstrømmer og dette reduserer bassengenes effektivitet.
- Ved to ulike hydrauliske belastninger viste forsøkene at faktisk midlere oppholdstid i sedimenteringsbassengene var ca. halvparten av den teoretiske, basert på bassengenes volum og vannføring (V/Q). Dette indikerte at ca. 50 % av bassengenes volum ikke var virksomt, men besto av dødsoner og/eller kortslutningsstrømmer.
- Beregninger av normalisert oppholdstidsfordeling støtter antagelsen om at ca. halve volumet ikke var virksomt. I tillegg dokumenterte undersøkelsene at dette hovedsakelig skyldes dødsvolumer.
- Tiltak som er gjennomført ved en av linjene for å bedre strømningsforløpet ved innløpet har tilsynelatende ikke forbedret virksomt volum, men har forbedret strømningsbildet (mer form av stempelstrøm hvilket er gunstig).

Dødsoner og kortslutningstrømmer vil i større eller mindre grad alltid kunne observeres i sedimenteringsbasseng. I TAU's tilfelle er imidlertid størrelsen på antatt ikke-virksomt volum så høyt at vi vil anbefale tiltak for å bedre forholdene.

For å vurdere strømningsforholdet nærmere har vi, i samarbeid med AEA, gjennomført en forenklet 3-dimensjonal og flerfase simulering av sedimenteringsbassengene ved TAU. Figur 7.27 viser ett av resultatene fra disse simuleringene.



Figur 7.27 Beregnet suspendert stoff konsentrasjon ved overflaten av sedimenteringsbasseng ved TAU.

Figuren viser bassenget i plan, innløpet i halve bassengets bredde. Fargekodene representerer ulike SS konsentrasjoner ved overflaten, fra mørk blå (lavest) til rød (høyest). (AEA, 1999.)

Beregningene viser ett eksempel på et sannsynlig strømningsmønster og overflatekonsentrasjon av suspendert stoff, ved en gitt hydraulisk belastning. Figuren viser tydelig at innløpsarrangementet i halve bredden av bassenget forårsaker et ugunstig strømningsmønster, som reduserer bassengenes effektivitet. En jevn fordeling av innløpsvannet over hele bredden i kombinasjon med en effektiv dempning av innløpsstrømmen vil forbedre forholdene betydelig. Dette er nærmere beskrevet som følger.

#### Utforming av flokkulerings- og sedimenteringsbasseng

Som vist over er de hydrauliske forhold i sedimenteringsbassengene på TAU tidvis svært ugunstige. Generelt vil det være to forhold som vil kunne skape problemer i et vilkårlig sedimenteringsbasseng:

1. Ugunstig fordeling og manglende dempning av innkommende vann.
2. Tetthetsgradienter som forårsaker ugustige strømningsforhold, som regel oppstår en dominant bunnstrøm. Disse oppstår når slam sedimenterer eller ved varierende tetthetsforskjeller i vannfasen (feks. temperatur, salinitet etc).

Optimal fordeling og dempning av innkommende avløpsvann kan gjennomføres ved forholdsvis enkle tiltak i bassengene. Her finnes det mange alternative løsninger, men den enkleste og naturligste løsning vil være å lede vannet inn i hele bassengets bredde direkte fra flokkuleringsbassengene. For å gjennomføre dette i praksis ved TAU foreslås det at flokkuleringsbassengene drives som 2 parallelle del-linjer av 2 bassenger istedet for 4 bassenger i serie som i dag.

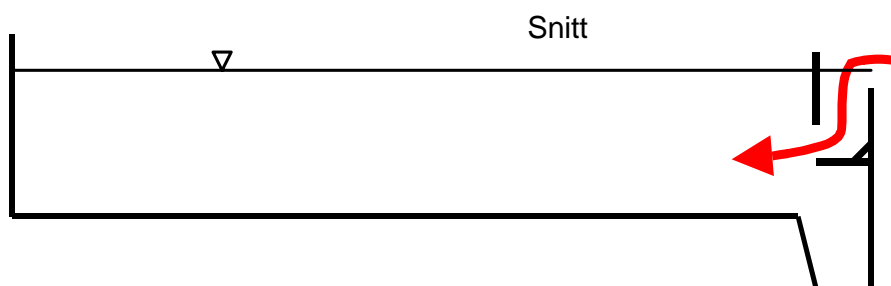
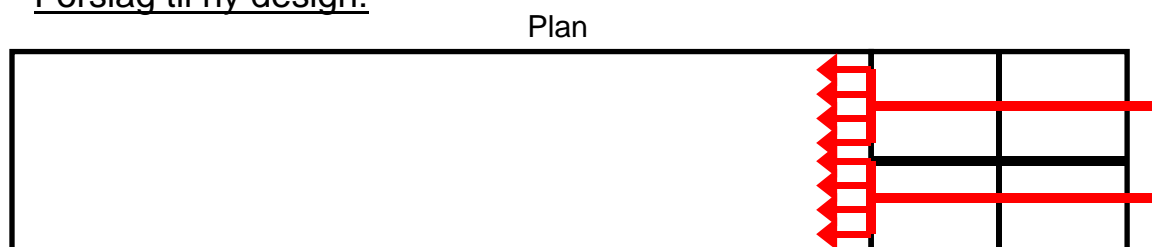
Tettehetsgradienter som forårsaker bunnstrømmer i bassengene vil aldri kunne motvirkes fullstendig, men kan med relativt enkle metoder reduseres. En metode som i dag benyttes mye internasjonalt for aktivslam sedimentering, er å lede avløpsvann og slam så langt ned mot bunnen av bassenget som mulig, uten at dette fører til oppvirvling av slam ved bunn, eller fører til økt hastigheter/turbulens (dvs. opprettholde optimal fordeling og dempning av innkommende avløpsvann). Det foreslås derfor at det bygges en ledevegg som skal bringe avløpsvannet ned til ca. halve vanddybden, samt en underliggende plate/kant som skal lede vannet i horisontalplan for å unngå oppvirvling av slam ved bunn.

En skisse av foreslåtte løsninger er vist i figur 7.28.

### Eksisterende design:

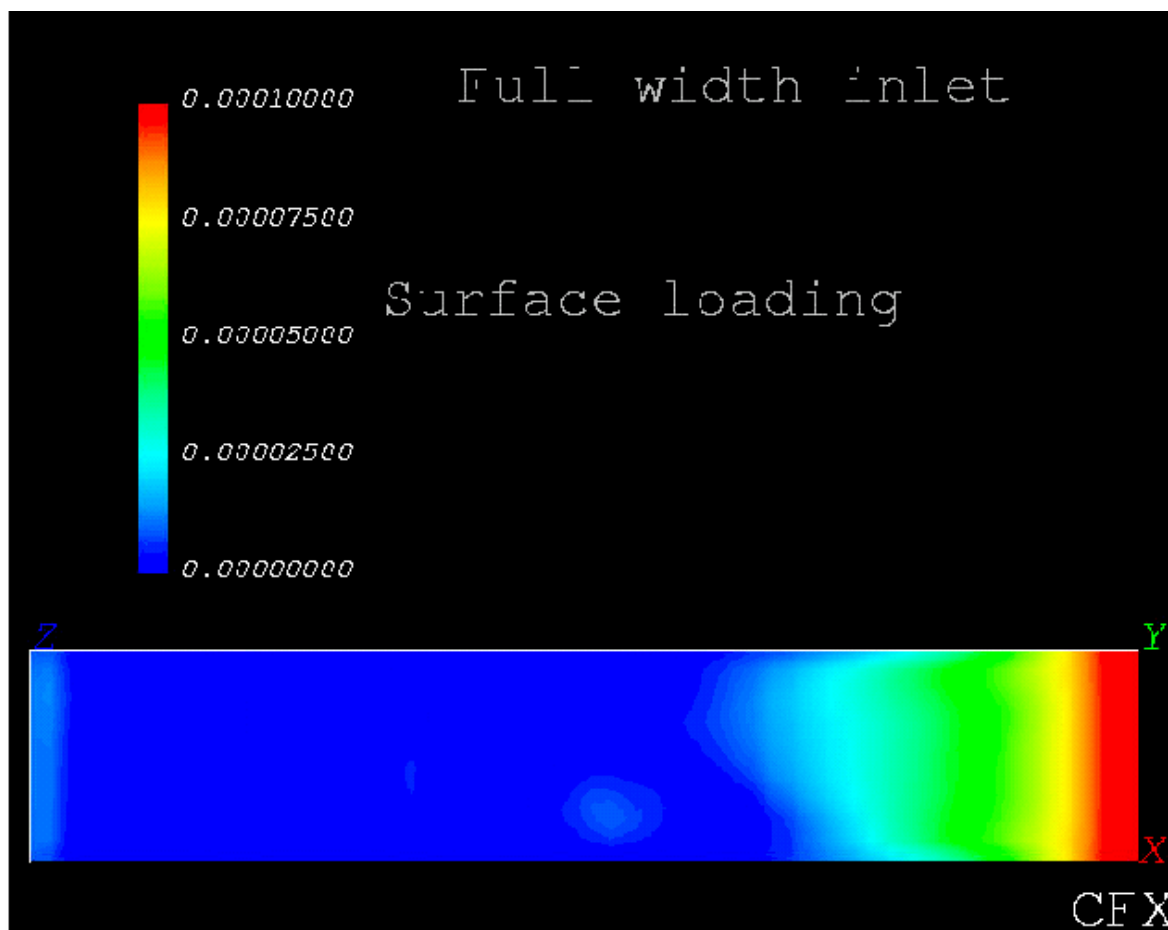


### Forslag til ny design:



Figur 7.28 Dagens design og forslag til ny design av flokkulerings- og sedimenteringsbasseng ved TAU RA

For å vurdere strømningsforholdet etter tiltak har vi, i samarbeid med AEA, gjennomført en forenklet 3-dimensjonal og flerfase simulering av sedimenteringsbassengene ved TAU. Vi understreker at dette er en forenklet simulering av ett enkelttilfelle med konstante betingelser, men gir en god beskrivelse av forbedringen som skyldes endring av innløpsarrangementet til en mer jevn fordeling og bedre dempning av innkommende avløpsvann.



Figur 7.29 Beregnet SS konsentrasjon ved overflaten av sedimenteringsbasseng ved TAU etter tiltak.

Figuren viser bassenget i plan, innløpet i hele bassengets bredde. Fargekodene representerer ulike SS konsentrasjoner ved overflaten, fra mørk blå (lavest) til rød (høyest). (AEA, 1999)

Resultatene viser tydelig en markant endring og forbedring av strømningsbilde i forhold til forholdene før tiltak (ref. figur 7.27, status). Fremdeles er det imidlertid, for dette beregningseksempelet, en tendens til bunnstrøm grunnet tetthetsgradienter som fører til høyere SS konsentrasjon ved enden av bassenget. Å lede innkommende avløpsvann ved bunn av bassenget vil kunne bedre situasjonen, men vi aldri kunne eliminere problemer knyttet til bunnstrømmer forårsaket av tetthetsgradienter.

Et mulig tiltak videre kan være å sette inn tverrstilte perforerte vegger langs bassenget. Dette har vært forsøkt internasjonalt (Krebs et al., 1992) men synes foreløpig ikke godt nok dokumentert. Dersom dette blir vurdert som interessant for renseanlegget, må tiltaket først testes ut i en fullskala forsøkslinje ved TAU.



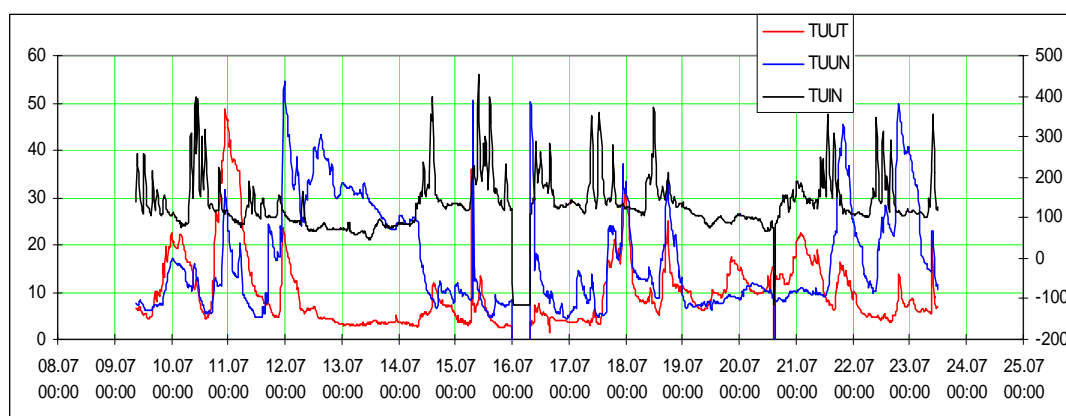
### Kjemikalieforbruk og styring

Dosering av fellingskjemikalier er det viktigste punkt i hele koaguleringsprosessen. Rensegrad, vannkvalitet og prosessøkonomi er avhengig av optimal koagulantmengde. Råvannsmengden og kvaliteten i TAU er varierende i løpet av året. En optimal koagulantdosering kan derfor bare skje ved on-line kontroll av flere av prosessparametrene.

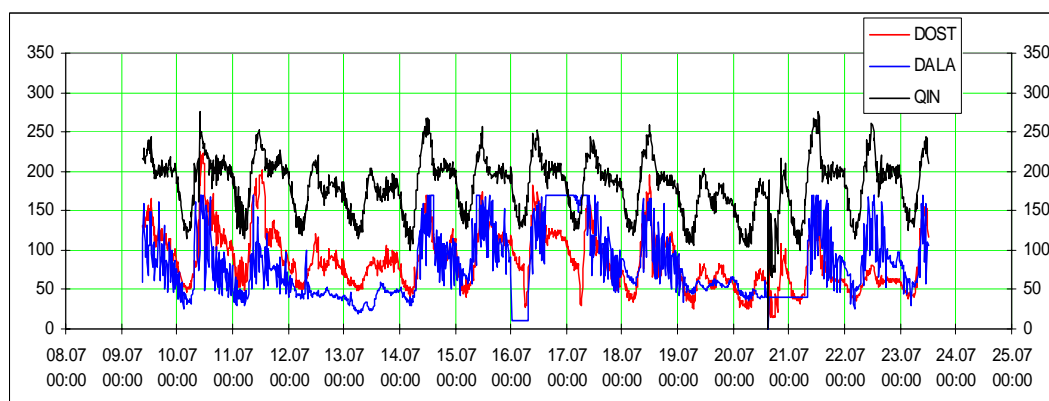
På TAU i dag doseres det etter vannmengde med empiriske konstanter basert på erfaringer med vannmengdeproporsjonal med pH overstyring, eller dosering etter fast fellings-pH. Begge konseptene har potensial for forbedring, spesielt ved bruk av flere online data, f.eks. turbiditet/SS, ledningsevne, tidspunkt på dagen, etc. I de senere år har man testet flere alternative metoder for optimal dosering av fellingsmidler, bl.a. Kjemistyr (testet i TAU og Bårlidalen RA).

Kjemometriske metoder er utprøvd i Stavanger og et nytt konsept basert på NIVAPLANT skal utprøves i FREVAR. Kjemistyr erfaringer fra Bårlidalen viser at man vil kunne spare >25% kjemikalier på årsbasis.

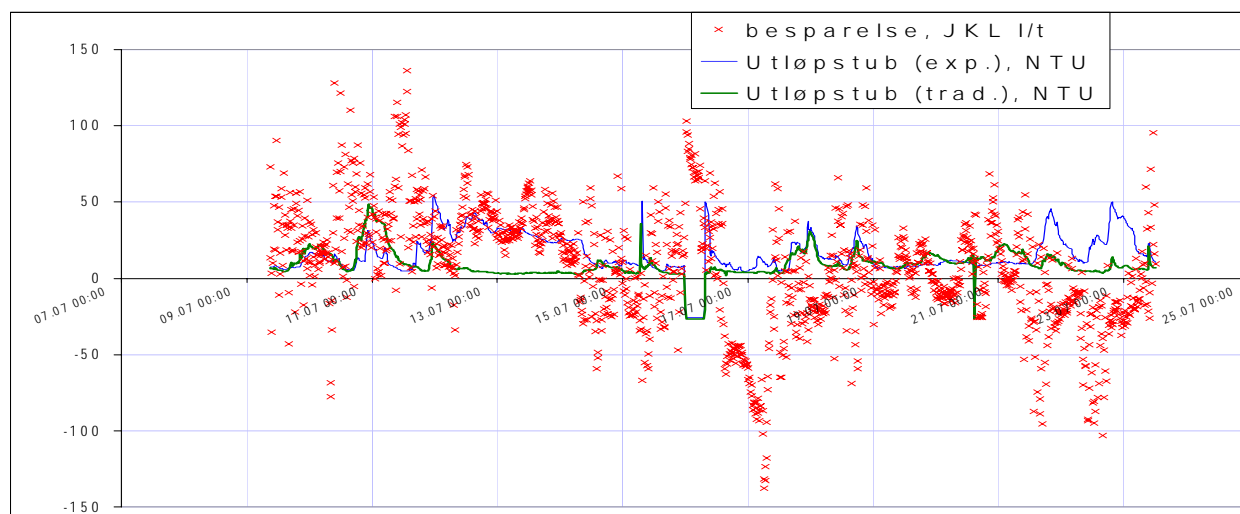
Ved TAU har vi hatt blandede erfaringer, spesielt p.g.a. den korte testperiode. Resultater fra enkelte dager viser en besparelse på ca 10 % med lik eller bedre rensegrad, mens for andre dager har doseringkonseptet fungert dårligere enn eksisterende løsning. Figur 7.26 – 7.27 illustrerer dette.



Figur 7.30 Vurdering av forbedret doseringskonsept (Kjemistyr) på TAU: Utløpsturbiditet i konvensjonell linje (TUUT), Kjemistyr linje (TUUN) og innløpsturbiditet (TUIN).



Figur 7.31 Vurdering av forbedret doseringskonsept (Kjemistyr) på TAU: JKL dosering konvensjonell linje (DOST), Kjemistyr linje (DALA) og vannmengde (QIN).



Figur 7.32: Vurdering av forbedret doseringskonsept (Kjemistyr) på TAU: Besparelse / økt forbruk av JKL ved bruk av Kjemistyr.

#### Tiltak 1:

Fellingsprosessen er hovedsakelig avhengig av innholdet av partikulært materiale, fosfat og pH. Dagens doseringssystem på TAU anvender kun pH og vannmengde. Dette er ikke tilstrekkelig til å beskrive variasjonene i ovennevnte parametre på en god måte.

Bruk av on-line parametrene vannmengde, tid, ammonia, ledningsevne, pH og turbiditet vil gi en langt bedre beskrivelse av variasjonene og sammen med en kjemistyr løsning vil en antagelig kunne oppnå en mer optimal kjemikaliedosering.

Det anbefales derfor å utvide doseringskonseptet så langt som mulig med overnevnte parametre.

#### Valg av fellingskjemikalier

Tilgjengeligheten av forskjellige typer fellingskjemikalier har økt drastisk de siste ti årene. Aluminiumsulfat, jernklorid og jernsulfat var tidligere det som var tilgjengelig for renseanleggene. Prepolymeriserte aluminiumklorider, produkter kombinert med polymerer, kalsium, nitrat, silica, samt en rekke avfallsprodukter er blitt introdusert i markedet nå. Valg av riktig fellingsmiddel har betydning for renseresultatet og økonomien i et renseanlegg. På TAU bruker man JKL og det kan være nye muligheter med nyere fellingskjemikalier som spesielt kan håndtere industriutslipp og/eller sterk fortennet avløp.

#### Tiltak 2:

TAU har mulighet for å kjøre to prosesslinjer uavhengig av hverandre. TAU har tidligere vurdert en rekke produkter som fellingskjemikalier. Det anbefales å vurdere nyere typer kjemikalier og da spesielt de som har bedre sedimenteringsegenskaper, slik at effektiviteten ikke blir redusert ved høyere innkommende vannmengder.

#### Innblanding av kjemikalier

Innblanding av fellingskjemikalier er en av de viktigste faktorene som påvirker fellingsprosessen. I praksis finnes mange ulike innblandingsstrategier med ulike driftserfaringer.

- Dosering av kjemikalier til avløpsstrømmen via en slange som henges over avløpsstrømmen,
- Blanding med sjøvann eller deler av avløpsstrømmen først
- Dosering via elektriske turbomiksere eller jetmiksere.

Erfaringer og forsøksstudier viser at en rask og jevn innblanding av kjemikalier med hele avløpsmassen gir de beste resultatene.

Vannet går gjennom selve innblandingspunktet i løpet av 1-2 sekunder. Det er derfor viktig å holde en tilstrekkelig innblanding i tilleggsperioden. I mange anlegg går vannet gjennom sandfang eller i kanaler hvor innblandingen skjer. En viss økning av denne tiden, samt økning av innblandingsintensitet bør gi positive resultater. Det er ofte effektivt å bruke flerpunktsdosering (doseringsrør med flere punkter), da dette sikrer en jevn kontakt mellom kjemikalier og vannmassen. Kjemikaliene bør doseres i eller rett før en turbulent sone. Dersom man kan lage en forsnevring (venturi) i kanalen, kan man dosere kjemikaliene med en slange rett inn i den turbulente sonen. Om doseringspunktet skal ligge over vannivå eller midt i vannstrømmen, må man vurdere etter resultatene.

#### *Tiltak 3:*

$Q_{dim}$  til TAU er 333 l/s. På årsbasis har vi:

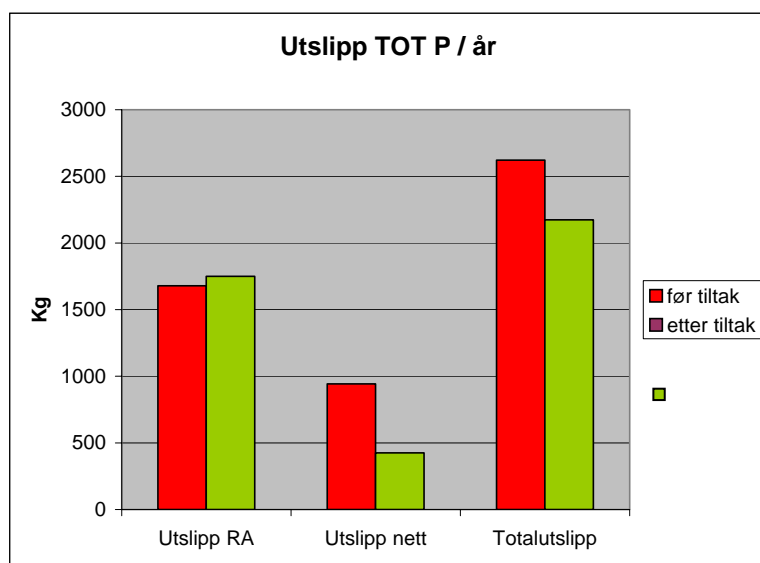
- $Q < Q_{dim}$  for 60% av tiden
- $Q < 2/3 Q_{dim}$  for 10% av tiden

Ved ekstra lave vannføringer vil innblandingseffektiviteten av kjemikalier med avløpsvann bli svekket. For å unngå dette bør man vurdere en ytterligere innsnevring ved innblandingssonen eller bruk av dyser.

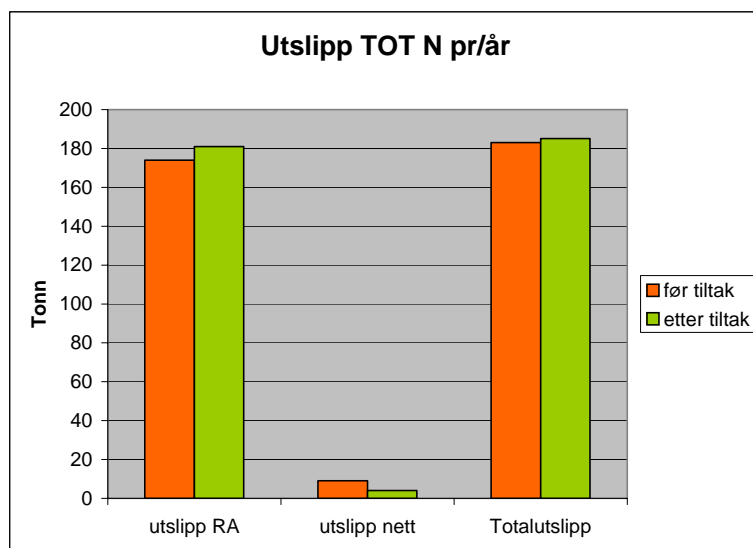
## 7.3 Harmonisering av tiltak på ledningsnett og RA

### 7.3.1 Beregning av totalutslipp

For beregningsåret er utslippsberegningene for ledningsnett og RA sammenstilt for TOT-P og TOT-N i figur 7.33 og 7.34. Beregningene er utført før og etter tiltak 3 (ref. Kap. 7.3.1) på ledningsnettet. For TOT-P gir tiltaket en markert reduksjon i totalutslippet.



Figur 7.33 Beregnet totalutslipp før og etter tiltak, TOT-P



Figur 7.34 Beregnet totalutslipp før og etter tiltak, TOT-N

For TOT-N er imidlertid estimert totalutslipp tilnærmet uforandret etter tiltak (beskjeden økning blir beregnet som følge av dårligere rensegrad for TOT-N p.g.a. økt belastning). Hovedårsaken til uendret totalutslipp ligger i det faktum at renseanlegg basert på kjemiske felling bare i beskjeden grad fjerner

nitrogen (typisk 15-20 %). Størsteparten av nitrogenutslippet vil derfor komme fra renseanlegget både før og etter tiltak.

### **7.3.2 Harmonisering av tiltak**

Tiltak 2 (ref. Kap. 7.3.1) på ledningsnett vil ikke medføre store konsekvenser for RA og reduserer utslippet av fosfor på ledningsnett til 60%.

Dersom en skal redusere utslippet ytterligere ved tiltak 3 (ref. Kap. 7.3.1) medfører dette en betydelig økning i videreført vannmengde. Dette vil kunne medføre at både hovedledningsnett og renseanlegget må oppgraderes med hensyn på kapasitet.

Kostnaden for en slik oppgradering er under vurdering av TAU. Det må deretter vurderes hvordan kost/nytte effekten av et slikt tiltak vil stå i forhold til tiltak på ledningsnett som vil redusere tilført vannmengde til ledningsnett og RA. Dette vil typisk være tiltak som rehabilitering av ledningsnett, aktiv styring, separering og LOD tiltak.

Tiltakene på renseanlegget, som er foreslått i kapittel 7.2.4 med å vurdere nyere typer kjemikalier og da spesielt de som har bedre sedimenteringsegenskaper, vil bidra til at effektiviteten på RA ikke blir redusert ved høyere innkommende vannmengder.

Den lokale motivasjonen for tiltak er i stor grad knyttet opp mot utslippene til Presterødkilen.. Harmoniseringen mellom ledningsnett og RA vil derfor måtte sees i sammenheng med konsekvenser og effekter for resipientene for de enkelte utslipp og kan ikke kun basere seg på en diskusjon om totalutslipp.

#### Oppsummering

Den viktigste harmoniseringen mellom TAU RA og ledningsnett vil, basert på de gjennomførte beregninger og vurderinger, først og fremst bestå i et valg mellom to hovedstrategier;

- Tiltak som medfører en økt videreført vannmengde til RA (vil gi redusert overløpsutslipp, men behov for oppgradering av hovedledningsnett og RA)
- Tiltak for å redusere tilført vannmengde til avløpssystemet.

## 8 Lillehammer kommune: Oppbygging av ledningsnettmodell

Som følger beskrives metoden for oppbygging av ledningsnettmodellen i Lillehammer ved hjelp av GIS.

### Bakgrunn

I 1997 begynte Oslo Vann- og Avløpsetat (VAV) et arbeide med systematisk å bygge og kalibrere en MOUSE-modell for hele byen. For å underlette fabrikasjon, vedlikehold og administrasjon av MOUSE-modellene utviklet GEODATA og ROSIM AS applikasjonen GM i det Geografiske Informasjonssystemet (GIS), ArcView.

I arbeidet med å bygge opp ledningsnettmodellen i Lillehammer ble ArcView (GIS) applikasjonen GM benyttet og videreutviklet slik at denne nå kan benyttes for alle kommuner som har ledningsdatabasen GEMINI VA.

### Hvorfor GIS?

Når man arbeider med modellarbeid er det typisk at arbeidsmengden og vanskelighetsgraden øker eksponensielt med størrelsen på modellen man arbeider med. Spesielt for store modeller som den som er utarbeidet i Lillehammer vil ethvert inntastingarbeide som må gjøres manuelt i MOUSE bli arbeidskrevende. For å redusere arbeidet ønsket vi derfor å lage hele MOUSE modellen i et GIS miljø.

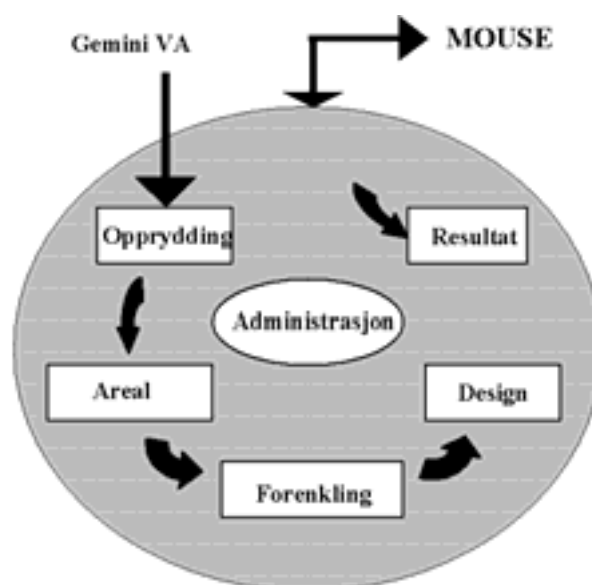
Under modell-arbeidet og i årene etterpå vil dataene for ledningsnettendret endre seg. Nye koter måles opp, ledninger fjernes osv. For at oppdateringsarbeidet mot MOUSE skal bli enklere er det avgjørende at en har mulighet for oppdatering av ledningsdatabasen mellom GIS og MOUSE.

Figur 8.1 viser konseptet og arbeidsgangen ved modellbyggingen.

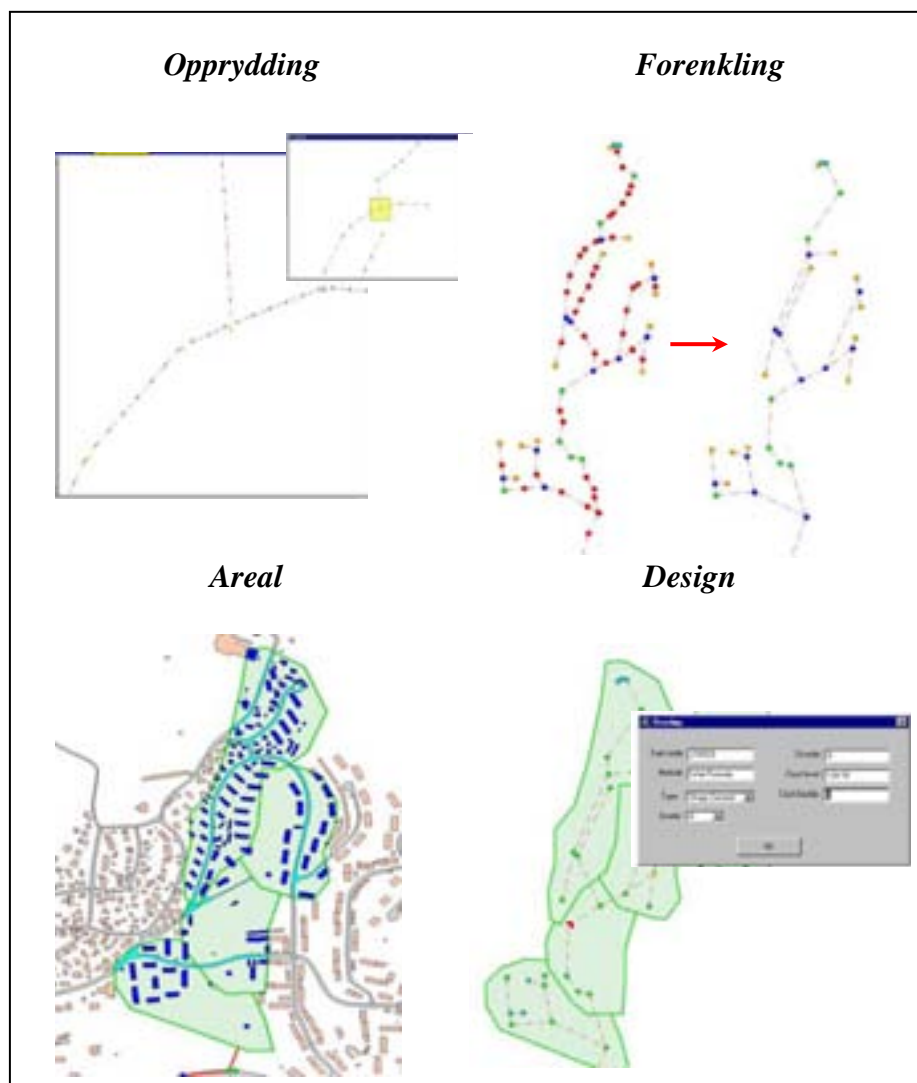
En utfordring ved modellarbeidet er å holde oversikt over det utallet med filer og modellversjoner som ofte lages når man lager MOUSE modeller.

For hver ny modell og versjon av modellen er det derfor lagret filer og kataloger som del av en forhåndsdefinert logisk navnestruktur. Shape filer, MOUSE filer, resultat filer, hver fil er plassert slik at en blir i stand til å finne filene en leter etter selv etter flere års arbeid og mange forskjellige modeller.

En rekke kummer og ledninger i Lillehammer manglet målte kotehøyder. Forskjellige interpoleringsteknikker og bruk av terrengmodell ga oss den beste gjetningen på de manglende kotehøydene.



Det ble utarbeidet både en detaljert "kapasitetsmodell" og en forenklet miljømodell for området. Når vi lager en miljømodell gjør vi det for å få korrekte beregninger for overløpsutslipp. Miljø-modeller kan derfor forenkles til å omfatte hovedgrenene i ledningsnett. Forskjellige deler av ledningsnett ble gitt forskjellig grad av forenkling i GM. De ytre delene av hovedgrenene ble gitt større forenkling enn de avskjærende hovedledningene.

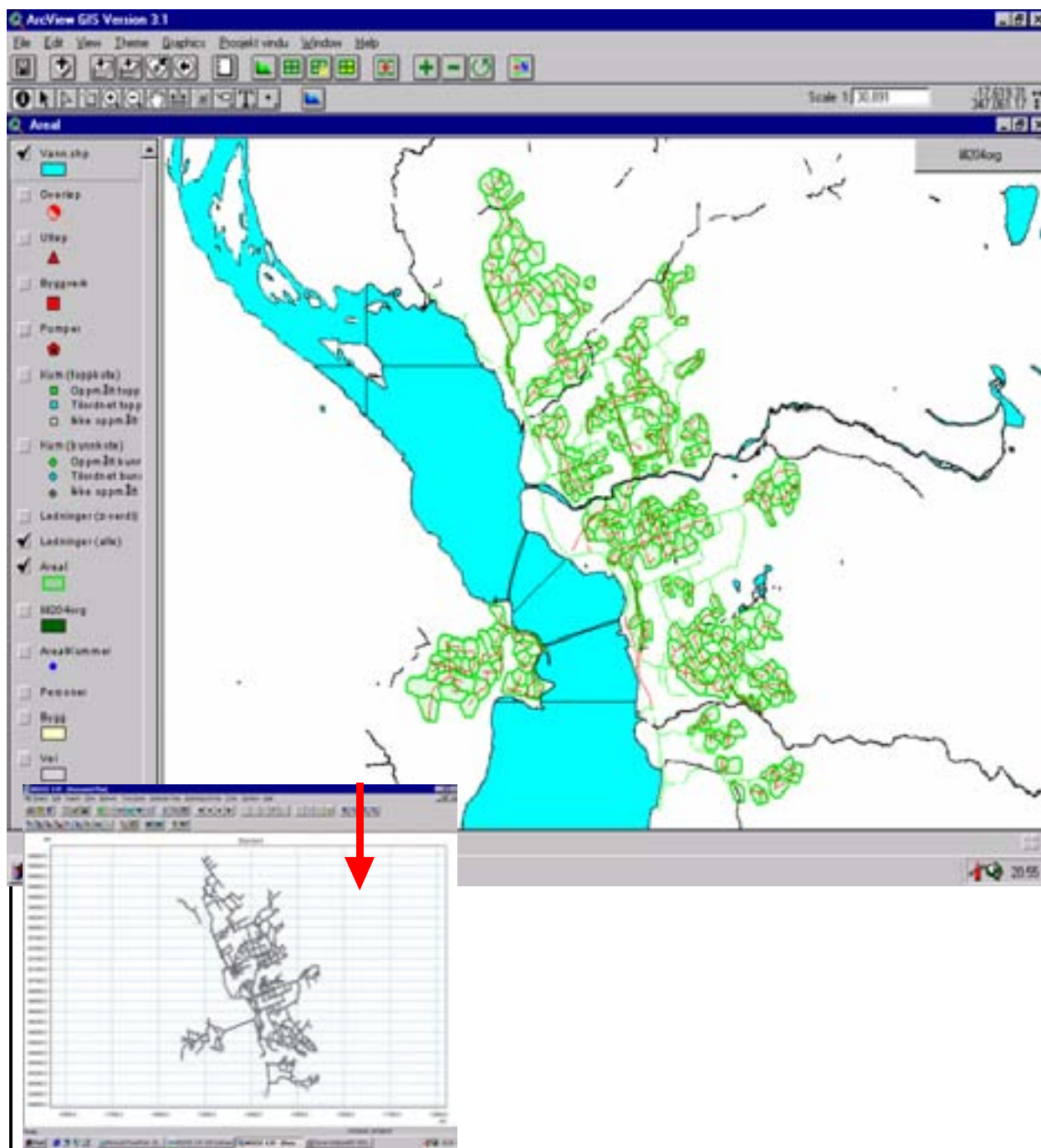


Figur 8.2: De forskjellige vinduene i GM

Arealet av hus og veier ble beregnet for hvert tegnet areal. Fordi ikke alle hus og alle veier er direkte tilknyttet ledningsnett ble hus og veiarealer gitt erfaringsmessige koeffisienter for tilknytningsgrad. Denne koeffisienten må justeres noe i løpet av en kalibrering mot målte vannmengder.

Data for pumpestasjoner, overløp og bassenger ble manuelt tastet inn i de respektive dialogboksene i GM.

Den detaljerte modellen for Lillehammer består av ca. 1200 knutepunkter.



Figur 8.3: Den oppbygde detaljerte ledningsnettmodellen i Lillehammer overført til MOUSE. ledningsnettmodellen i GM vises med arealer for fellessystemene (Grønne polygoner), fellesavløpsledninger (Røde ledninger) og separatsystemet (Grønne ledninger).

I dette prosjektet ble det valgt å avslutte arbeidet i Lillehammer før arbeidet med kalibrering av modellen var ferdig. Dette skyldes i hovedsak problemer med å få ut måledata fra fjernkontrollsystemet og disse dataene ble derfor såvidt sent tilgjengelige at vi ikke fant å kunne fullføre kalibrering og tiltaksberegninger i løpet av dette prosjektets tidsrammer.



Arbeidet vil imidlertid videreføres i et eget definert prosjekt.

## 9 ERFARINGER OG ANBEFALINGER

### 9.1 Valg av måleprogram

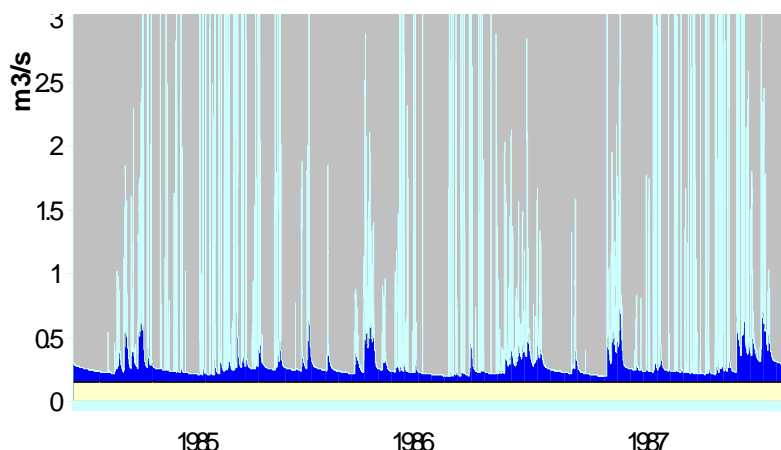
Oppsettet av et måleprogram blir fort et spørsmål om personlig erfaring og tilgang på ressurser og måleutstyr. Det opplegget vi skisserer her er det vi gjennom erfaring har funnet at fungerer på en god måte. Det finnes sikkert flere andre fornuftige måter å gjennomføre måleprogrammer på og hvert måleprogram må uansett tilpasses de lokale forhold og mål.

#### Hva ønsker man å kalibrere?

Et måleprogram for å kalibrere en MOUSE modell har som regel som formål å kalibrere en miljømodell som kan beregne overløpsutslipp eller en kapasitetsmodell som kan beregne kapasiteten på ledningsnettet. I noen tilfelle ønsker man begge deler.

Figur 9.1 viser beregnede tilførsler av overvann fra tette flater (lyseblått), drens og grunnvann (mørkeblått) og spillvann (beige) for et avløpsområde for en treårsperiode i Tønsberg kommune.

Nøkkelen til å gjennomføre et godt måleprogram ligger i forståelsen av at man må gjennomføre målinger over lang tid for å kalibrere inn drens og grunnvanns-komponentene i en MOUSE modell. Det vil si minimum en sesong, typisk fra april til november.



For å kalibrere inn tilrenningen fra tette flater er det typisk tilstrekkelig med målinger for 3-5 relativt kraftige sommer-regnskyll. Dvs. en måleperiode på 1-2 måneder, gjerne i juli og august.

Behovet for langtidsmålinger kan som regel vurderes utfra problemets art og den aktuelle områdetypen. Veldig forenklet og prinsipielt kan behovet for langtidsmålinger vurderes utfra den viste tabellen.

<u>MILJØMODELL</u>	Lite overløpsvolum	Stort overløpsvolum
Sentrumsområde	<b>Nei</b>	<b>Tja</b>
Villabebyggelse	<b>Tja</b>	<b>Ja</b>
<u>KAPASITETSMODELL</u>	Sommerproblem	Vår/Høst problem
Sentrumsområde	<b>Nei</b>	<b>Tja</b>
Villabebyggelse	<b>Tja</b>	<b>Ja</b>

### Behov for langtidsmålinger?

Dersom man har behov for å gjennomføre langtidsmålinger er det å anbefale at en benytter målemetoder som, målerenner, elektromagnetiske målinger, måling av tilrenning til pumpeump/basseng, ADS V/H målere eller målere med tilsvarende kvalitet. Det er å foretrekke at en har tilgang på helårs nedbør og temperatur/evt. snødybde fra en målestasjon ikke altfor langt unna, minimum for en periode på et halvt år før vannføringsmålingene starter.

Dersom man gjennomfører korttidsmålinger for å kalibrere inn tette flater er det ofte praktisk og tilstrekkelig nøyaktig å benytte vannføringsmålere av typen Detflow eller tilsvarende kvalitet. Det er alltid å anbefale å bruke minst to nedbørsmålere ved måleprosjekter for å ha en ekstra sikkerhet i forhold til å miste nedbørsdata for perioder i tillegg til kontroll av nedbørsmåledata.

## **9.2 Praktiske råd**

### **9.2.1 Registrering av nedbør**

For faste nedbørstasjoner er det å anbefale at disse har en oppvarmet kolbe slik at de også kan fungere om vinteren. Ved den faste nedbørsmåleren anbefales det også montert en temperatursensor.

Temperatursensoren kan tilkobles den samme loggeren, og temperaturen kan typisk logges hver time. Faste målestasjoner kan med fordel utstyres med modem, fast telefonlinje eller mobiltelefon slik at data kan overføres til en PC inne.

Faste nedbørsmålere bør ideelt sett plasseres på en åpen og flat plass. Avstanden til for eksempel bygninger og trær bør generelt være like lang som disses høyde. Generelt bør takplassering unngås. Det samme prinsipp gjelder selvfølgelig også for de mobile nedbørsmålere, men i praksis er takplassering som regel den eneste praktiske løsning.

De mobile målerne må festes til en plate slik at de ikke kan bevege seg ved vind.

Den største usikkerheten med nedbørsmålere er ofte at disse kan være utsatt for hærverk og sabotasje. Et annet problem kan være at løv og liknende kan tette utløpet fra kollektoren slik at nedbøren ikke blir registrert. Generelt krever nedbørsmålere liten driftsinnsats. Typisk kan en mobil nedbørsmåler kontrolleres en gang pr. måned.

### **9.2.2 Måling av vannføring**

Prinsippet for vannføringsmålere i sirkulære rør er gjerne at man måler nivå og hastighet i ledningsnett og derav regner ut vannføringen. Hastigheten måles med ultralyd og sensoren sender ut et signal som blir reflektert fra luftbobler og partikler i vannet. Det reflekterte signalet forandrer frekvens og denne forandringen er proporsjonal med vannhastigheten. Frekvensforandringen blir registrert av instrumentet. (Doppler-prinsippet.) Nivået måles med en trykk-celle som plasseres i nærheten av bunnen av ledningsnett. Nivåmåleren avgir et signal som er proporsjonal med mot-trykket dvs. vannsøylen over trykk-cella.

ADS måleren måleren har et konsept der en i tillegg måler nivået ved 4 uavhengige ultralydsmålere. Ultralydsmålerne sitter i rørtaket. I praksis benytter ADS måleren kun trykksensoren når det er kondens på ultralydsmåleren eller når røret er fylt med vann.

Målestedet bør være i en rett ledning. Ledninger med slakke svinger kan også benyttes, men da bør svingen ligge i etterkant av kummen. Det bør ikke være virvler på målestedet. Strømningen må være rolig, ikke turbulent eller med stående bølger. Ledningen bør være fri for avleiring i målepunktet

Det er i visse vann hastighets- og nivåområder man får de sikreste måleresultatene. Generellt kan man si at hastigheten bør være under 3 m/s og nivået over 5 cm. Leverandørene av utstyret har imidlertid egne spesifikasjoner for hvilke hastighets og nivå områder måleutstyret fungerer for.

Det er vår erfaring at konseptet med ultralydsnivåmålere i rørtaket gir svært god sikkerhet på måleresultatet. Ultralyd nivåmåleren registrerer vannnivå med en større nøyaktighet enn en trykk nivåmåler.

Detflow utstyret vi benyttet har som regel større behov for ettersyn og drift enn ADS utstyret, for Detflow målerne bør driftssjekk av målerne foretas hver uke der en fjerner slam, papir etc. fra sensoren.

Detflow utstyret er også følsomt for fuktighet i kablen som kan gi feil måleresultat. Det er heller ikke uvanlig at at trykkmembranen etter lengre tids drift "siger", dette vil føre til at nivåverdiene stadig øker eller minker med en jevn hastighet. For begge typer utstyr er det nødvendig med regelmessig kontroll og retting av målerens klokke.

ADS utstyret er mer komplisert å drifte enn Detflow utstyret og som regel vil en målekampanje med en ADS måler koste en god del mer enn en Detflow måler.

### **9.2.3 Registrering av overløpsdrift**

Det finnes en rekke varianter og typer av måleutstyr for registrering av overløpsdrift. I prosjektet ble DT - 2000 logger benyttet. DT-2000 loggeren registrerer overløpshendelsen ved hjelp av en nivåvippe og en logger. Loggeren registrerer overløpshendelsen med angivelse av start og stopp for hendelsen med dato og klokkeslett.

DT-2000 fungerer godt for overløp der vannhastigheten i overløpsrenna under overløpsdrift er liten, i praksis gjelder dette høykantede overløp der overløpsdriften skjer som følge av en oppstuvning. Ved for høy hastighet vil vippe stå og vippe opp og ned i vannstrømmen under overløpshendelsen. Hvert eneste vipp blir registert som en overløpshendelse og hukommelsen til loggeren vil kunne bli fylt opp. Loggeren har et minne med kapasitet til 2007 registreringer.

Under montering er det viktig å påse at kabel-lengden fra stangen til vippe ikke er for lang. Da vil vippe kunne bli liggende på overløpskanten eller over i overvannsrenna etter en overløpshendelse. Videre dersom bunn av vippe er montert for høyt eller lavt vil man begynne å registrere overløpshendelsen for sent eller for tidlig.

DT-2000 logerne er gjerne enkle i drift dersom man har fulgt ovennevnte råd og typisk kan målepunktene besøkes en gang pr.måned eller etter kraftig nedbør.

For lavkantede overløp bør andre måleprinsipper vurderes. En ultralydsnivåmåler kan for eksempel benyttes for de fleste overløp såfremt det er plass til å montere utstyret.

En slik måler er imidlertid gjerne langt dyrere i innkjøp og krever mer kompliserte monterings og drifts-rutiner. I praksis anbefales derfor denne type målere kun når det ikke er mulig å benytte DT-2000 loggere, det vil i praksis si for lavkantede overløp.

### **9.2.5 Karusellprøvetakere og on-line målinger**

Skal man måle stofftransport og andre parametre for å kalibrere inn en ledningsnettmodell kan man benytte karusellprøvetakere eller on-line målere.

Det er å anbefale at man om mulig plasserer måleutstyret i pumpestasjoner på nettet. Måleprogrammet bør planlegges slik at man får kalibrert inn både en typisk tørrværsperiode og noen regnhendelser.

Innsugingsslangen og sensor bør plasseres i et punkt i pumpesumpen med god omblending.

Det er vanskelig å gjennomføre denne type målinger med god kvalitet og det kreves rigid kvalitetssikring og planlegging av både utplassering, drift og analysedata for at man skal kunne få måldata som kan benyttes for kalibrering.

### **9.2.6 Oppbygging og bruk av ledningsnettmodell**

Det er å anbefale at en bruker GIS programmer i kombinasjon med GEMINI VA for å bygge opp den fysiske ledningsnettmodellen.

Når det gjelder kalibrering og bruk av slike modeller er det viktig å være klar over at modellen kun er et verktøy og at ”modellørens” kjennskap til modellens muligheter og begrensninger i kombinasjon med VA-faglig kunnskap og lokalt kjennskap til VA-nettet er avgjørende for resultatet. Dette bør tas i betraktning før en starter arbeidet med modellbyggingen. Dersom modellkompetansen er lav bør det settes av tid til opplæring og kompetanseutvikling som en del av prosjektet. Det vil i de fleste tilfelle svare seg dersom en ønsker å benytte modellresultater for gjennomføring av kostbare tiltak.

### **9.2.7 Målinger på RA**

Manuelle analyser på RA er ressurskrevende, men også en del av de automatiske analyser (on-line utstyr) er ressurskrevende for små og mellomstore kommuner på grunn av pris og kompleksitet i driften. Det er derfor å anbefale at en estimerer endel ”ressurskrevende parametre” via data fra enklere on-line måle utstyr.

Vår erfaring er at on-line måling av vannføring, ammonium, pH, ledningsevne og turbiditet gav meget gode grunnlagsverdier for estimering av øvrige parametre i innkommende avløpsvann. Av disse er det særlig ammonium-sensoren som er ressurskrevende, og som følgelig bør gjennomgå en grundig kost/nytte vurdering før anskaffelse.

Dersom en for en kortere periode gjennomfører samtidige (ressurskrevende) manuelle analyser for total-KOF, total-N og total-P, kan en finne en korrelasjon mellom disse parametre og on-line dataene. Hvor gode korrelasjoner som kan oppnås vil selvsagt variere fra sted til sted.

### **9.2.8 Modelloppbygging RA**

Modelloppbygging og kalibrering av renseanleggmodeller krever i enda større grad en for ledningsnettmodeller omfattende prosesskunnskap og kjennskap til modellene som skal benyttes. Det er derfor å anbefale at dette gjennomføres av, eller i samarbeid med spesialister. Den videre bruken av de kalibrerte modellene vil kunne være et nyttig og lærerikt hjelpemiddel for planleggere og driftsoperatører/prosessansvarlige på RA.

### **9.3 Helhetlig planlegging**

Når man gjennomfører målinger og utarbeider en MOUSE modell for et avløpsområde kan man med fordel lage både en detaljert kapasitetsmodell for hele ledningsnett og en forenklet miljømodell samtidig.

På denne måten kan MOUSE modellen inngå i den samlede områdeplanleggingen som et nyttig hjelpemiddel både for å vurdere forurensningsmessige og kapasitetsmessige forhold i området.

Planleggings - området kan for eksempel avgrenses i forhold til hvilken resipient ledningsnett avlaster til.

Ofte vil problemer på avløpssystemet være forårsaket av flere forhold som gjensidig påvirker hverandre. Undersøkelser og beslutningsgrunnlag som kan være til hjelp ved valg av optimale tiltak ved sanerings og fornyelsesprosjekter kan typisk være:

- MOUSE - miljø og kapasitetsmodell
- STOAT - NIVAPLANT - Renseanlegg modell
- Resipientundersøkelser, resipientmodell
- RØR-Inspeksjon av ledningsnett med tilstandsvurdering
- Driftsdata, hendelser
- Kildesporing
- Infiltrasjons- og drenasje studier
- Saneringsplan for vannledningsnett

## 10 Konklusjoner

- Valg av modeller og metoder vil ha stor betydning for nødvendig tidsforbruk og ressursinnsats samt at det vil ha stor betydning for nøyaktigheten av modellberegninger.
- Programpakken og metodene som er valgt og demonstrert i dette prosjekt, har vist seg å kunne gi gode resultater og vil være tilgjengelig for bruk i norske kommuner.
- Bruk av manuelle ressurskrevende vannanalyser samt en del av de mest ressurskrevende automatiske analyser (on-line utstyr) kan reduseres ved bruk av kjemometri.
- Det er funnet at total-KOF, total-N og total-P kan beregnes utfra 6 on-line parametre (Q, tid, ammonia, pH, ledningsevne og turbiditet) med relativt god sikkerhet (korrelasjon: 93-97%).
- Ved å benytte en distribuert MOUSE-NAM modell kan det oppnås svært god overensstemmelse mellom beregnede og målte vannmengder. Ved beste praksis er det som regel nøyaktigheten og lengden på måleperioden som vil avgjøre hvor godt man klarer å kalibrere modellen med hensyn på vannmengder.
- Kalibrering mot stofftransport i MOUSE-TRAP kan utføres med tilfredsstillende resultat for ammonium-nitrogen (oppløste stoffer).
- Øvrige nødvendige innløpsparametre til renseanleggsmodell kan beregnes ved bruk av kjemometriske analyser knyttet mot målte langtidsserier og statistiske data fra renseanlegget (døgn- og måneds verdier).
- NIVAPLANT er videreutviklet i dette prosjekt og kan nå med langt større nøyaktighet simulere fellingsprosessen. NIVAPLANT-modulen simulerer koagulerings- og flokkuleringsprosessen, mens sedimenteringsprosessen simuleres i STOATs moduler for slamseparasjon.
- Kalibreringen av NIVAPLANT/STOAT viste at vi normalt får gode korrelasjoner mellom beregnede og målte verdier for suspendert stoff/turbiditet, utløps pH, total P og total KOF, mens vi i "utypiske perioder" observerte avvik. Avvikene tror vi henger sammen med periodevis store utslipp fra industri samt store tetthetsvariasjoner i innkommede avløpsvann blant annet p.g.a. sjøvannsinnelekkning.
- Tiltaksberegningene viser at man ved relativt enkle tiltak kan redusere de årlige overløpsvolumene relatert til pumpestasjonen P9 med 40%. Ved samtidig å øke videreført vannmengde vil overløpsutslippene kunne reduseres med 60%. Sistnevnte vil imidlertid kunne være kostnadskrevende.
- Bedre utnyttelse av eksisterende sedimenteringsbasseng ved TAU kan oppnås ved å gjennomføre tiltak som sørger for optimal fordeling og demping av innkommende avløpsvann. Mange alternative løsninger vil være aktuelle, men den enkleste løsningen for TAU vil trolig være å lede vannet inn i hele bassengets bredde direkte fra flokkuleringsbassengene. I tillegg bør vann og slam ledes nærmere bunnen av bassenget, og ikke i overflatelaget slik det gjøres i dag.
- Det anbefales å vurdere nyere typer fellingskjemikalier ved renseanlegget, og da spesielt de som har bedre sedimenteringsegenskaper, slik at effektiviteten ikke blir redusert ved høyere innkommende vannmengder.
- Ved ekstra lave vannføringer vil innblandingseffektiviteten av kjemikalier med avløpsvann bli svekket. For å unngå dette bør man vurdere en ytterligere innsnevring ved innblandingssonen eller bruk av dyser.
- Bruk av on-line parametrene vannmengde, tid, ammonia, ledningsevne, pH og turbiditet vil gi en langt bedre beskrivelse av variasjonene i innkommende avløpsvann. Vi har derfor tro på at en forbedret Kjemistyr-løsning vil ha potensiale til å oppnå en mer optimal kjemikaliedosering på RA.
- Den viktigste harmoniseringen mellom TAU RA og ledningsnett vil, basert på de gjennomførte beregninger og vurderinger, først og fremst bestå i et valg mellom to hovedstrategier;
  - Tiltak som medfører en økt videreført vannmengde til RA (vil gi redusert overløpsutslipp, men behov for oppgradering av hovedledningsnett og RA)
  - Tiltak for å redusere tilført vannmengde til avløpssystemet.

## 11 Videreføring av konseptet

Integrert modellering av avløpsnett og avløpsrenseanlegg er en kostnadseffektiv metode for å dimensjonere nye avløpsanlegg og/eller optimalisere eksisterende anlegg. Modeller vil imidlertid kun være nyttige hvis de *nøyaktig nok* representerer de komplekse fysiske, kjemiske og biologiske prosessene som virker i et avløpssystem. Såvel algoritmene i modellene som kalibreringer ved hjelp av fysiske målinger vil påvirke sluttresultatet. Kompetanse for å harmonisere disse faktorene vil være helt nødvendig for å få et godt resultat.

For å få full nytte av det potensialet som ligger i moderne modelleringsteknologi, er det også viktig å inkludere *resipienten* i modellen. Dette gjør det mulig å sette opp scenarier med utgangspunkt i mål for vannforekomstene og på denne bakgrunn finne fram til den beste systemkonfigurasjonen, evt. styringsstrategien for ledningsnett og renseanlegg.

En tredje utfordring på veien mot økt modellbruk i kommunene er rett og slett økt *informasjon om mulighetene* som åpner seg ved bruk av denne typen verktøy. Denne markedsutfordringen er kanskje den største i en konservativ kommunesektor.

Dette gir oss tre hovedutfordringer:

- Harmonisering av modellbruk og feltundersøkelser (målinger)
- Full integrering av hele "avløpskjeden"; avløpsnett, renseanlegg og resipient
- Markedsutvikling.

Norge består av 435 kommuner, der de fleste har en bemanningssituasjon som umuliggjør oppbygging av modelleringskompetanse. På den annen side har vi et begrenset antall ressurspersoner i Norge, som hver for seg og tilsammen besitter tung kompetanse innen relevante modeller for såvel ledningsnett som renseanlegg og resipienter. Strategien for å gjøre denne spisskompetansen tilgjengelig, som nyttig bistand for våre mange kommuner, kan bestå av fire elementer:

1. Videre samarbeid mellom de ledende kompetansemiljøer for å utvikle og videreutvikle gode modellverktøy og opplæringskonsepter
2. Påvirkning av miljøforvaltning og virkemiddelapparat, slik at de tilrettelegger for og motiverer til økt modellbruk i kommunene, begrunnet i økt kostnadseffektivitet og bedret miljøstandard. Spesiell fokus bør rettes mot oppgradering og digitalisering av ledningskartverket, slik at modellbruk blir muliggjort
3. Samordnet opplæring av nøkkelpersonell i konsulentfirma og større kommuner
4. Etablering av "modellbrukerforum" for erfaringsutveksling og kompetanseutvikling.

NIVATECH AS vil ta initiativ til et samarbeid som nevnt i punkt 1 over, som grunnlag for gjennomføring av de tre øvrige delstrategiene. I sum bør dette gi gode muligheter til å løfte bruk av modellverktøy i Norge, som igjen vil bedre miljøstandard og servicenivået innen avløpssektoren her i landet.