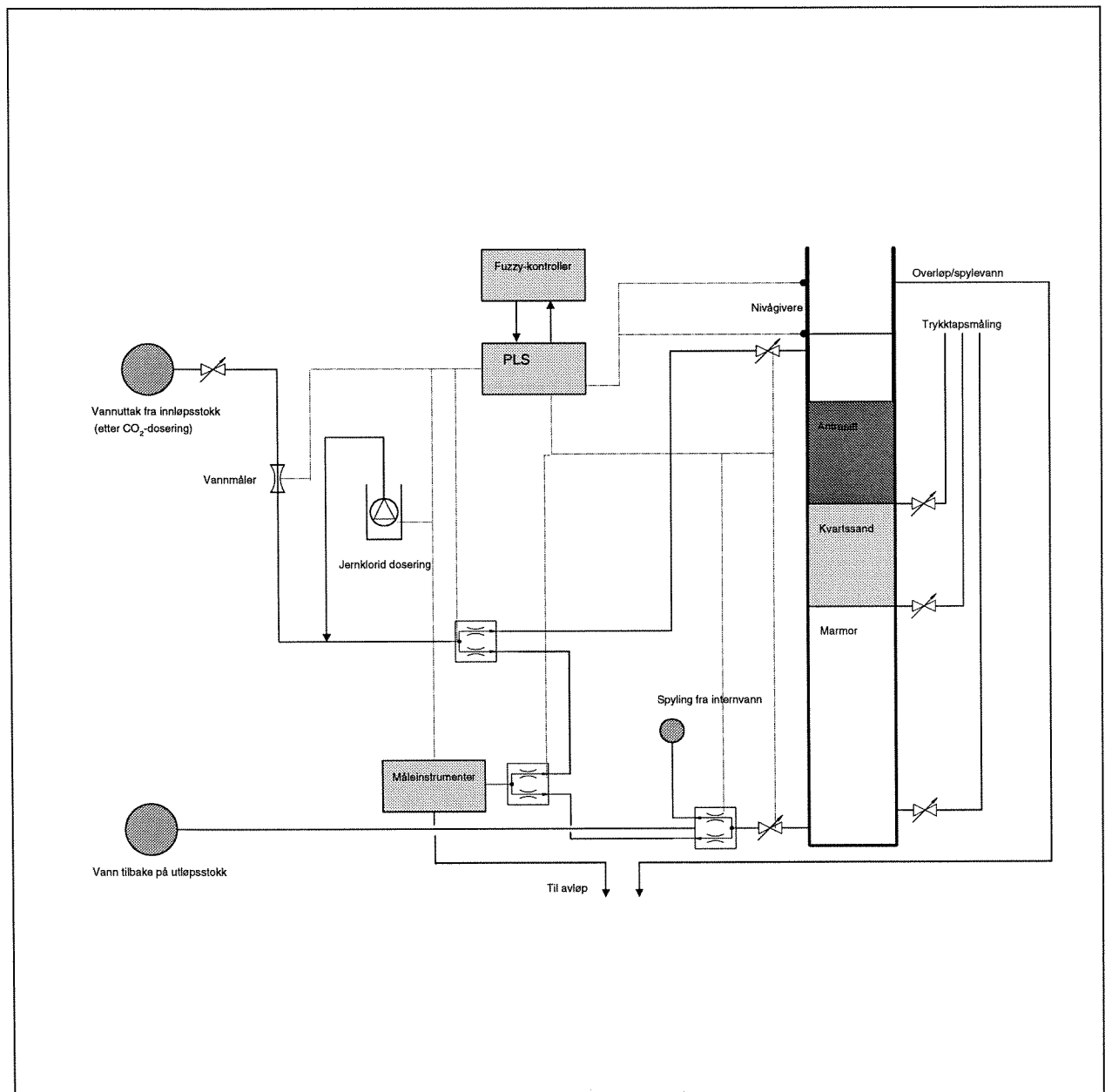


RAPPORT LNR 3849-98

Fuzzy kontroll i vannbehandling

PILOTFORSØK



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Fuzzy kontroll i vannbehandling - Pilotforsøk	Løpenr. (for bestilling) 3849-98	Dato 1998.03.31
	Prosjektnr. Undernr. O 96081	Sider Pris 38 + vedlegg
Forfatter(e) Ratnaweera, Harsha (NIVA) Seim, Frode og Eli R. Anderssen (HSF-AIU) Erland, Njål og Nielsen, Niels K. (Asplan-VIAK)	Fagområde Vannforsyning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NFR: Drikkvannsforskning mot år 2000, NIVA, HSF-AIU, Asplan VIAK	Oppdragsreferanse NFR: 110255/431
--	--------------------------------------

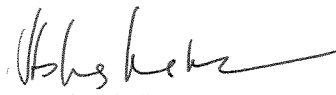
Sammendrag

Erfaringer fra vannrenseanlegg med manuell styring av driftsparametre viser at det ofte oppstår problemer med driftsstabiliteten når råvannskvaliteten endres. Fuzzy logikk er en reguleringsmetode som kan håndtere slike problemstillinger effektivt og nøyaktig. Prinsippet er i grove trekk basert på at kompliserte prosesskontroll problemer deles inn i flere enklere problemstillinger som så løses parallelt.

Et pilotanlegg med direktefiltrering samt en styringsenhet med fuzzy logikk er konstruert og testet i pilotforsøk. Funksjonaliteten av konseptet ble dokumentert i pilotskala. Et sterkt varierende råvann med fargetall opptil 225 mg-Pt/l og turbiditet opptil 16 NTU ble rensert tilfredstillende (< 7 mg-Pt/l og <0,1 NTU) og stabilt. Et beslutningsstøtteprogram kan utvikles ved bruk av samme fuzzy regelsett som benyttes for å styre doseringene. Muligheten for dette er demonstrert ved et enkelt program laget i MatLab.

Det foreslåtte prosesskontrollsystemet er basert på fuzzy logikk, og skal bidra til å optimalisere driften av vannbehandlingsanlegg. Systemet skal hovedsakelig håndtere delprosesser som koagulering og filtrering, herunder prosessovervåking, koagulant-dosering, pH-justering, dosering av lut/CO₂ eller andre kjemikalier, og drift av filtreringsprosesser. En markedsvurdering av konseptet er gitt, basert på en spørreundersøkelese.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. vannrensing 2. fuzzy kontroll 3. kjemisk felling 4. prosessstyring 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water treatment 2. Fuzzy control 3. Chemical treatment 4. Process control
---	--



Harsha C. Ratnaweera

Prosjektleder

ISBN 82-577-3430-6



Svein Stene-Johansen

Forskningsleder

NFR: Drikkevannsforskning mot år 2000

Fuzzy kontroll i vannbehandling - Pilotforsøk

Forord

Forskningsprogrammet "Drikkevannsforskning mot år 2000" ble etablert i 1995 og vil være orientert mot forskningsområder for bedring av drikkevannskvaliteten, og vil ta opp problemstillinger knyttet til gjennomføring av "Program for vannforsyning".

I prosessen for forbedring av vannforsyning i Norge, er det all grunn til å tro at betydningen av avansert vannrensing vil bli økt. Samtidig, vil krav til prosesstabilitet, rensegrad, restkjemikalier og økonomi øke med tiden. Samtids prosesstyring vil være den eneste konkurrerbare styringsmetoden i fremtiden.

Et nytt sanntidsstyringskonsept basert på "fuzzy logikk" er tatt i bruk i mange prosesser i dag. Vi tror at ved bruk av fuzzy logikk i vannbehandling kan prosessen effektiviseres betydelig. Rapporten fra første fase presenterte mulig anvendelse av fuzzy logikk i vannbehandling, basert på en litteratur- og status gjennomgang av anvendelsen og problemene knyttet til dagens prosesstyring i en av de mest potensielle anvendelsesområder - styring av fellingskjemikaliedosering. Denne rapporten presenterer resultater fra testing av konseptet i et pilotskala forsøk.

Prosjektet er finansiert av programmet "Drikkevannsforskning mot år 2000". Prosjektet ble utført i samarbeide med Høgskolen i Sogn og Fjordane - Avd. for Ingeniør Utdanning (HSF-AIU), Asplan VIAK og NIVA. Samarbeidspartnere har delfinansiert prosjektarbeidet. Forsker Finnur Olafsson og Stud. Tech. Harald Hanssen har deltatt i deler av prosjektarbeidet.

En speseill takk til Vågsøy kommune og fung. teknisk sjef Arvid Oksholen som har støttet forsøksvirksomheten og som stilte vannverksbygning og laboratoriet til disposisjon for prosjektet. Høyskolelektorne Eli Ryssdal Andressen og Frode Seim fra HSF-AIU takkes for sin utmerkete innsats for å sette i gang pilotanlegget.

Oslo, 31 Mars 1998

*Harsha Ratnaweera, dr.ing.
Prosjektleder*

Innhold

1. INNLEDNING	7
2. MÅL	8
3. PILOTFORSØK: MÅL OG ARBEIDSMETODE	8
4. PILOTANLEGGET: KONSEPT OG DRIFT	8
4.1 KONSTRUKSJON AV PILOTANLEGGET	9
4.2 PROSESS OG DRIFT	10
4.3 FELLINGSKJEMIKALIUM.....	12
5. PILOTANLEGG: STYRINGSKONSEPT, DATAPRESENTASJON OG KOMMUNIKASJON	13
5.1 STYRINGSKONSEPT	13
5.2 DATAPRESENTASJON.....	20
5.3 KOMMUNIKASJON.....	21
6. PILOTANLEGG: RÅVANNSKVALITET OG MÅLEUTSTYR	22
6.1 RÅVANNSKVALITET.....	22
6.2 MÅLEUTSTYR	24
7. RESULTATER OG DISKUSJON	25
7.1 FORSØKSRESULTATER.....	25
7.2 DISKUSJON AV RESULTATER.....	26
8. POTENSIELLE BRUKSOMRÅDER I PROSESSEN	27
9. MARKEDSVURDERING FUZZY LOGIC	27
9.1 INNLEDNING	27
9.2 POTENSIELLE KUNDER / BRUKERE	28
9.3 BRUKSKRAV/HOLDNING FRA KUNDE	30
9.4 OPPSUMMERING	31
10. UTVIKLING AV DEMOSTRASJONSPROGRAM FOR BESLUTNINGSSTØTTE FOR OPERATØRER 31	
10.1 KONSEPTET	31
10.2 OPPBYGGING	31
10.3 RESULTATER.....	32
10.4 KOMMENTAR.....	33
10.5 KILDEKODE	34
11. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	37
11.1 VIDERE ARBEID/NYTT SØKNAD	37
11.2 FORSLAG TIL FORBEDRINGER AV PILOTANLEGG.	37
12. KONKLUSJONER	38
13. REFERANSER	38
VEDLEGG A. UTREGNING AV KOAGULANT TILSETTING:	39
VEDLEGG B. PROGRAMVARE	40
VEDLEGG C. FUZZY-REGLER	41
VEDLEGG D. «3D-PLOTT»	42
VEDLEGG E. HOVEDOPPGAVE - FUZZY REGULERING AV RENSEANLEGG FOR DRIKKEVANN	43

Sammendrag

Generelt sett er kjemisk rensing en robust prosess og kan effektivt håndtere variasjoner i råvannet. For å oppnå de nye vannkvalitetskravene samtidig med en økonomisk forsvarlig behandling, velges imidlertid strenge prosessbetingelser som kan gjøre prosessen meget følsom og krevende.

Erfaringer fra eksisterende anlegg viser at det oppstår problemer med driftsstabiliteten i slike anlegg. I flere tilfeller benytter man manuell justering av driftsparametrene for å øke driftsstabiliteten. Fuzzy logikk kan håndtere slike problemstillinger effektivt og nøyaktig. Prinsippet er basert på at kompliserte prosesskontrollproblemer deles i flere enklere prosesskontroll problem, som så løses parallelt.

Et pilotanlegg med direktefiltrering samt en styringsenhet med fuzzy logikk er konstruert, testet og brukt i pilotforsøk. Konseptets funksjon ble dokumentert i pilotskala. Et sterkt varierende råvann med fargetall opptil 225 mg-Pt/l og turbiditet opptil 16 NTU ble rensert tilfredstillende (< 7 mg-Pt/l og $< 0,1$ NTU) og stabilt. Måleutstyret skapte flere problemer under forsøkene. Problemene er beskrevet og forbedringsmuligheter foreslått. Fuzzy logikk enheten bygges på enhet som kan kjøpes ferdig fra leverandører eller kan programmeres selv, som demonstrert her. Fjernstyring og overvåking av enheten er demonstrert. Tilpassning av fuzzy reglene til hvert enkelt vannverk er nødvendig for å oppnå optimale resultater. Dette kan gjøres ved hjelp av eksisterende Edbprogrammer.

Et beslutningsstøtte program kan utvikles ved bruk av samme fuzzy regelsett som benyttes for å styre doseringene. Muligheten for dette er demonstrert ved et enkelt program laget i MatLab.

Rapporten gir en god oversikt over fuzzy konseptet, og demonstrerer ulike stadier under etablering av et styringskonsept i praksis for kjemikaliedosering. En markedsvurdeing av konseptet er gitt, basert på en spørre undersøkelse.

Det foreslåtte prosesskontrollsystemet som er basert på fuzzy logikk skal bidra til å optimalisere driften av vannbehandlingsanlegg. Systemet skal hovedsakelig håndtere delprosesser som koagulering og filtrering, herunder prosessovervåking, koagulantdosering, pHjustering, dosering av lut/ CO_2 eller andre kjemikalier, og drift av filtreringsprosesser.

Summary

Title: Fuzzy Control in Water Treatment: Pilot plant experiment

Year: 1998

Author: Harsha Ratnaweera, Eli R. Andressen, Frode Seim, Njål Erland og Niels K. Nielsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3430-6

Generally speaking, coagulation is a robust process and can efficiently handle variations in the raw water quality. However, to achieve the new water quality requirements with economically feasible treatment process, the plant owners trend to use process conditions which make the stability of the treatment more sensitive and demanding.

Experience from existing plants indicate that there may be problems with the operational stability in such plants. In many situations one uses manual adjustment of process parameters to increase the process stability. Fuzzy logic can handle such situations more efficiently and accurately. The concept is based on that the complex process control problems are separated in to several simple problems and then solved in parallel.

A pilot scale experimental plant with direct-filtration together with a control unit is constructed, tested and used in a pilot scale experiment. Functionality of the concept was documented in pilot scale. A strongly variable raw water source up to 225 mg-Pt/l and turbidity up to 16 NTU was treated satisfactorily (<7 mg-Pt/l and <0.1 NTU) and stable. Measuring instruments resulted in several operational problems during the experiments. The problems are described and improvements are suggested. The fuzzy control units can be made from the commercially available fuzzy control units or by programming PLS units, as demonstrated here. Adjustment of fuzzy rules are necessary for each treatment plant for best performance. This can be done using the commercially available software.

An advisory program for decision making can be constructed during the same fuzzy rules which are used for process control. The possibility for this is demonstrated via a simple program build in MatLab.

The report gives an overview of fuzzy concept, and demonstrates various stages during the establishment of a process control concept in practice for coagulant dosing. A market evaluation is presented based on a results from a questionnaire.

The proposed process control system which is based on fuzzy logic shall contribute to optimise the operation of water treatment plants. The system is suitable for handling of unit processes like coagulation and filtration, and could be used for process monitoring, coagulant dosing, pH adjustment, dosing of base/CO₂ or other chemicals and control of filters.

1. Innledning

Kjemisk felling er en av hovedrenseprosessene som brukes for fjerning av humus fra drikkevann i Norge. Etter at kravene til drikkevannskvalitet har blitt strengere, antas det at enda flere norske anlegg vil anvende kjemisk rensing i de nærmeste årene. Generelt sett er kjemisk rensing en robust prosess. For å oppnå de nye vannkvalitetskravene samtidig med en økonomisk forsvarlig behandling, velges imidlertid strenge prosessbetingelser som kan gjøre prosessen meget følsom og krevende. Følgende krav kan bli stilt til et slikt anlegg:

- mindre forbruk av fellingsmiddel
- lavere restkonsentrasjoner av Al/Fe i rensset vann
- lavt forbruk av andre kjemikalier (lut, CO₂, etc)
- optimal pH under fellingsprosessen
- lengre filtreringssyklus
- håndtering av variasjoner i råvannskvalitet
- håndtering av nødsituasjoner
- mindre slamproduksjon
- lavere driftskostnader generelt
- registrering av vannkvalitetsdata

Både krav til vannkvalitet og krav til prosessstabilitet en øker med mer fokusering på de ovennevnte krav. Erfaringer fra eksisterende anlegg viser at det oppstår problemer med driftsstabiliteten i slike anlegg. I flere tilfeller benytter man manuell justering av driftsparametrene for å øke driftsstabiliteten.

Dersom det hadde eksistert en fysisk modell for kjemisk rensing som beskriver prosessen, kunne en helautomatisk optimal drift av anlegget ha vært mulig. Kjemisk felling er imidlertid en meget komplisert og sammensatt prosess som (foreløpig) ikke kan beskrives ved hjelp av enkle ligninger. Derfor er det vanlig å bruke en konstant dosering bestemt av resultater fra laboratorie- og pilotskalaundersøkelser. Manuell overstyring er fortsatt nødvendig i enkelte tilfeller.

Effektivitet i manuell overstyring er avhengig av operatørens prosesskunnskap og erfaringer med det aktuelle anlegg. Kjemisk felling er en komplisert prosess som involverer flere parametre. For en driftsoperatør er det umulig å ta hensyn til flere enn 2- 3 parametre om gangen. Dette kan resultere i gale beslutninger som ikke bidrar til forbedret vannkvalitet eller økt stabilitet.

Fuzzy logikk kan håndtere slike kompliserte problemstillinger effektivt. Prinsippet er basert på at kompliserte prosesskontroll problemer deles i flere enklere prosesskontroll problem, som så løses parallelt. Kunnskap om kjemiske fellingsprosesser består både av teoretisk forståelse av delprosessen samt en helhetsforståelse basert på menneskelige erfaringer. Fuzzy logikk kan utnytte begge kunnskapsformene og dermed være et velegnet prosesskontrollverktøy for kjemisk fellingsprosesser. Dette gjelder også for styring av separasjonstrinn, f.eks. filtreringsprosesser.

Prosessreguleringen som er foreslått ble verifisert i et pilotskala fellingsanlegg. Et pilotforsøkssanlegg med felling/direktefiltrering med kapasitet på ca. 20 l/t ble bygd. Et forsøksopplegg som inkluderte både normale og uforutsette belastninger ble testet med bruk av fuzzy kontroll system.

Det foreslåtte prosesskontrollsystemet som er basert på fuzzy logikk skal bidra til å optimalisere driften av vannbehandlingsanlegg. Systemet skal hovedsakelig håndtere delprosesser som koagulering og filtrering, herunder prosessovervåkning, koagulant dosering, pHjustering, dosering av lut/CO₂ eller andre kjemikalier, og drift av filtreringsprosesser.

2. Mål

Målet med reguleringsystemet er at det (sluttproduktet) skal kunne fungere:

- som et overvåkningssystem.
- som en rådgivende enhet for operatører ved manuell overstyring.
- som et styringsystem for hele anlegget eller utvalgte delprosesser.

Systemet skal kunne anvendes både i små skala anlegg og i storskala. Aktivitetsnivå kan velges/varieres.

Denne sluttrapporten beskriver demonstrasjonsforprosjektet, som har hatt følgende mål:

- kartlegge potensielle bruksområder i prosessen og utvikle en forsøksenhet
- dokumentere funksjonalitet i en forsøksenhet i småpilotskala
- kartlegge markedet for systemet
- utvikling av et demonstrasjonsprogram for beslutningsstøtte for operatører
- danne grunnlag for en utvidet og detaljert prosjektsøknad om vidreføring
- bidra til samarbeide mellom: Høgskolen i Sogn og Fjordane - avdeling for ingeniørutdanning (HSF-AIU)(høgskole), Asplan-VIAK Sør (konsulent) og NIVA (FoU-institusjon) innen fagfeltet.

3. Pilotforsøk: mål og arbeidsmetode

Mål med pilotforsøket var å dokumentere funksjonalitet av forsøksenheten i småpilotskala. Følgende delmål ble styrende for forsøkene:

- planlegging og oppbygging av et småpilotanlegg
- planlegging og oppbygging av en styringsenhet med mulighet for fjernstyring/programmering
- gjennomføring av rensforsøk med varierende vannkvalitet
- rapportering av resultater

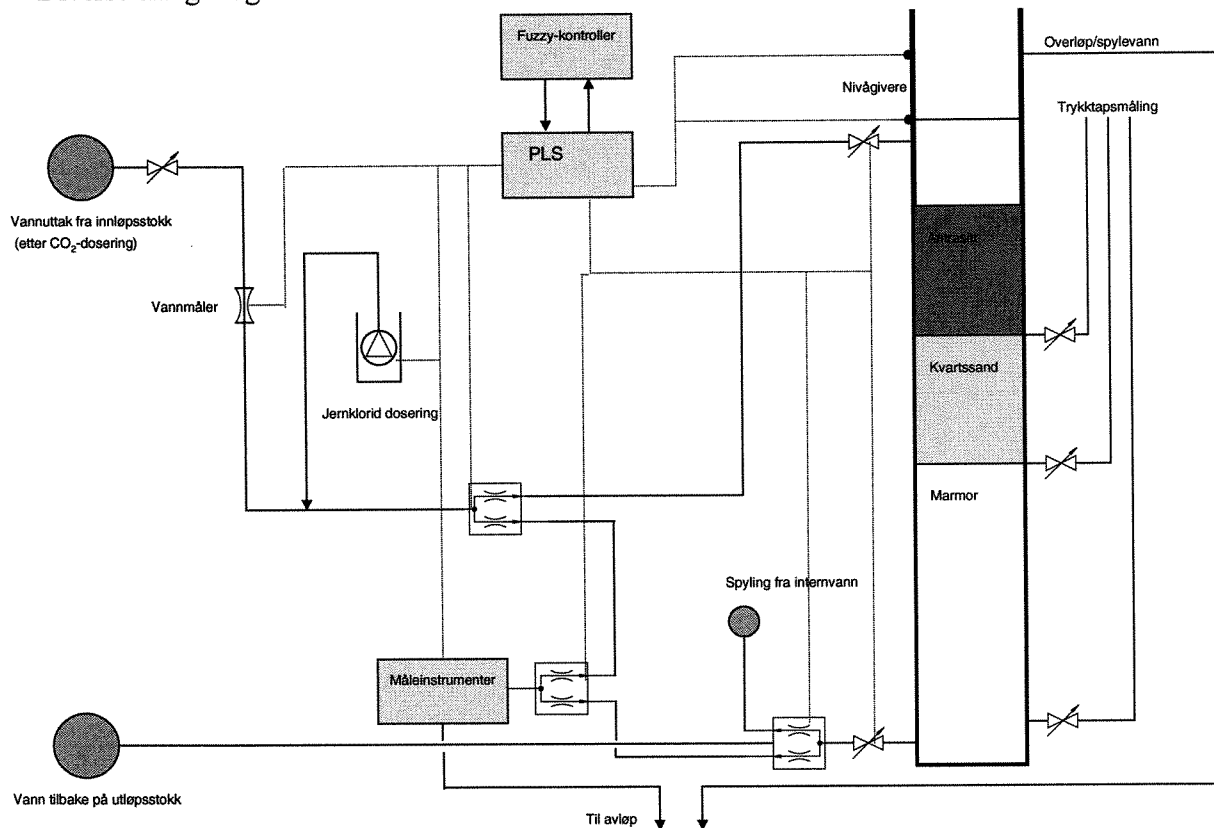
4. Pilotanlegget: konsept og drift

Proessen som er valgt for prosjektet er kjemisk felling og karbonatisering i et åpent, nedstrøms filter. Filtermassene besto av marmorgrus, sand og antrasitt, og fellingskjemikaliet som ble benyttet var jernklorid. Før jernkloriddosering ble det dosert CO₂gass.

4.1 Konstruksjon av pilotanlegget

Pilotanlegget til som ble benyttet er vist i figur 1 og består av følgende:

- Filterkolonne i pleksiglass, indre diameter 9 cm, høyde 5,10 m.
- Doseringspumpe for fellingskjemikalie
- Doseringsutstyr for CO₂
- Stusser for måling av trykktapsutviklingen
- Elektromagnetiske vannmålere
- Magnetventiler
- Kapasitive givere for registrering av vannnivå
- Diverse slanger og manuelle ventiler



Figur 1. Prinsippskisse av pilotanlegg

Vannhastigheten i filteret (filterhastigheten) bestemmes av trykkforskjell mellom innløp og rentvannsbasseng i hovedanlegget, og vil variere i takt med variasjonene for dette. Vannet tas ut fra innløpsstokken etter doseringspunkt for CO₂, og CO₂-doseringen vil således være lik som den for hovedanlegget. Dosering av fellingskjemikalium (jernklorid) styres ved hjelp av en regulerbar doseringspumpe. Det er denne doseringen som er underlagt fuzzy regler, og doseringen vil variere med råvannskvaliteten.

Magnetventiler åpner og stenger vannstrømmen gjennom filteret, og styrer tilbakespylingen. Turbiditet, fargetall og pH måles vekselvis på inn- og utløp, ved at to delstrømer tas ut, og en vendebryter velger hvilken delstrøm som går til måleinstrumentene. To kapasitive givere registrerer nivået i kolonnen.

Filteret ble forsøkt bygd opp identisk som hovedfilterne på Skramsvatnet vannrenseanlegg, men det vist seg at kolonnen til å begynne med var for kort (3,8 m). For å ha sammenligbar trykk ble

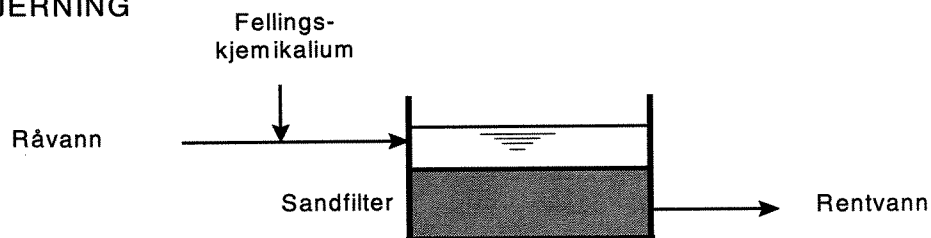
forsøkskolonnen hevet 0,5 m, noe som gikk utover dybden på marmorlaget. Dette skal imidlertid ikke virke inn på resultatene. Hovedgrunnen til å ha et dypt marmorlag er å redusere hyppigheten av etterfylling av marmor. Dette er ikke noe problem i et såpass kortvarig forsøk som dette. Filteret har følgende oppbygging:

- Antrasitt 70 cm 0,8 - 1,6 mm
- Kwartssand 70 cm 0,4 - 0,6 mm
- Marmor 90 cm 1,0 - 3,0 mm
- Pukk 20 cm 10 - 20 mm

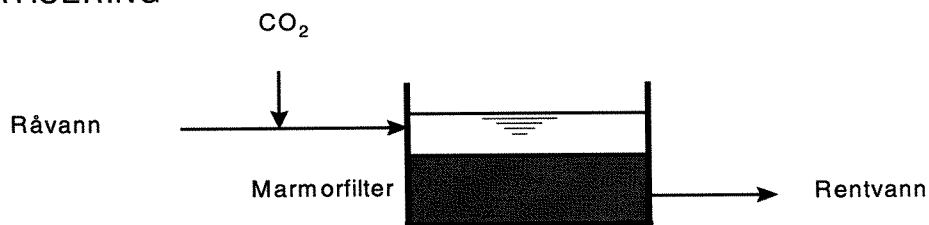
4.2 Prosess og drift

Anlegget ble bygget for den såklarte Moldeprosessen, som er utviklet for å oppnå humusfjerning og en økning av pH, alkalitet og kalsium (karbonatisering). Moldeprosessen kjennetegnes ved at humusfjerning og bedring av vannets korrosive egenskaper (karbonatisering) foregår i tremedia nedstrøms filter. Forsøk med denne metoden er gjennomført i Molde, Porsgrunn, Tingvoll, Måløy, Stord, Bømlo, Kristiansand, Hareid, Bodø, Halden og Karmøy med gode resultater. Det er bygget eller prosjekteres behandlingsanlegg etter prosessen de fleste av disse stedene. Figure 2 viser prinsippet for tradisjonell humusfjerning og karbonatisering samt kombinasjonen av prosessene.

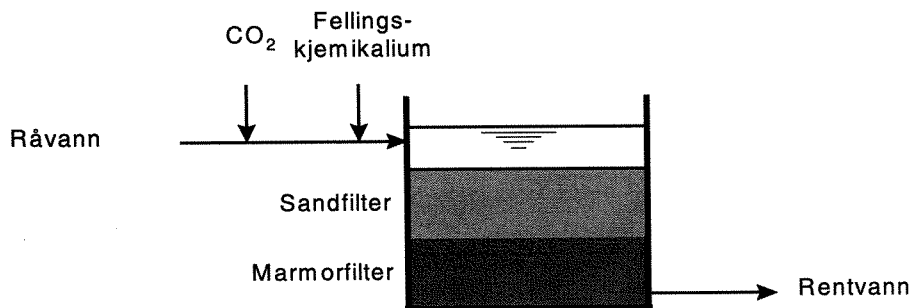
HUMUSFJERNING



KARBONATISERING



MOLDE-PROSESSEN



Figur 2. Moldeprosessen

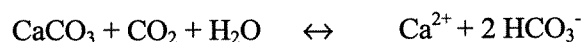
Tilsatsen av CO₂ surgjør vannet og bidrar til å øke alkaliteten ved at en større andel av marmoren går i oppløsning. De langkjededede humusmolekylene sammen med fellingsmiddelet bygger opp fnokker som holdes tilbake i sandfilteret. Fellingsmiddelet det er valgt å kjøre med er jernklorid. Prosessen kan alternativt kjøres med aluminiumsbaserte metallsalter. (PAX eller aluminiumsulfat).

Mengde tilsatt fellingskjemikalium avgjør fellingspH, som er en viktig prosessvariabel for å oppnå stabile fnokker som lett lar seg fjerne i sandfilteret.

I sandfilteret blir humusfnokkene holdt tilbake. Før vannet når marmordelen av filteret vil derfor farge og turbiditet være fjernet. Sandfilteret består av to lag. Det øverste laget består av antrasittsand med en grovere kornstørrelse og det nederste laget består av kvartssand med en finere kornstørrelse. Ettersom antrasittsanden har lavere egenvekt enn kvartssanden vil de to lagene holde seg lagdelt under spyling og vanlig drift.

I marmordelen av filteret blir marmor oppløst i det sure vannet med høyt CO₂ innhold. Gjennom prosessen der marmoren (CaCO₃) går i oppløsning oppnår vi pH økning, økt kalsiuminnhold og økt alkalitet (karbonatisering).

Reaksjonsligningene for oppløsning av marmor er:



CaCO ₃ :	Marmor
Ca ²⁺ :	Kalsium
HCO ₃ ⁻ :	Bikarbonat (Alkalitet)

Ved filtrering over tid vil stadig mer stoff holdes tilbake i sandfilteret. Dette fører til større motstand gjennom filteret og trykktapet over filteret øker. Når trykktapet er blitt tilstrekkelig høyt må filteret spyles for å rengjøre. Spyling skjer ved å kjøre vann med stor hastighet oppstrøms gjennom filteret. Da vil filtermassene bevege seg lett og fritt i vannmassene (fluidisere) og gi fra seg de avsatte humusfnokkene. I et overløp på toppen av filteret får vi ut et svært konsentrert spylevann.

I et fullskalaanlegg bør det i tillegg spyles med luft for å få skrubbet kornene godt mot hverandre slik at det ikke skjer en akkumulering av avsatt stoff i filtermassene.

Under forsøkene ble det det spylt med behandlet vann fra internvannanlegget. Trykket varierte mellom 20 og 40 mVs. Spyletiden har ligget på rundt 6 minutter, med pulsing (6 sekunder spyling, 1 sekund pause) for å unngå pluggdannelse og tap av antrasitt i overløp. Det ble ikke spylt med luft.

4.3 Fellingskjemikalium

Det ble valgt å bruke jernklorid (JKL) som fellingsmiddel, for å få like forhold som i hovedanlegget. Produktet leveres av Kemwater. JKL er handelsnavnet på et jernkloridsulfat, som er en mørk brun løsning, sterkt sur og korrosiv. **Tabell 1** viser karakteristiske data for jernklorid.

Tabell 1. Data - Jernklorid

Fellingsmiddel	Tetthet (kg/l)	Jerninnhold	
		Vekt %	g/l
JKL	1,49	11,7	175

Utregning av koagulant tilsetning er beskrevet i vedlegg A.

4.3.1 Doseringskonsept

Jernklorid ble pumpet inn i en plexiglassblokk ved hjelp av en Alitea pumpe. Plexiglassblokken hadde som funksjon å blande fellingskjemikalie med råvannet som strømmet inn i plexiglassblokken via 1/2'' slanger.

Kjemikalieslangene som ble benyttet var slanger med fargekoder som er tilpasset Alitea-pumper. Pumpeslangene var laget av PVC og måtte byttes ut ca hver 14.dag pga. slitasje.

Det ble laget en «bypass» slik at man hadde mulighet til å stenge plexiglassblokken og kjemikaliedoseringspumpa fra råvannsstrømmen. Dette var spesielt nyttig ved skifte av pumpeslanger.

4.3.2 Problemer forbundet med jernklorid doseringen.

Jernklorid doseringen foregikk i første omgang i kjelleren på vannbehandlingsanlegget i Måløy. Temperaturen i kjelleren var 7-8°C, og den lave temperaturen medførte problemer ved dosering av konsentrert jernklorid som har høy viskositet. Konsentrasjonen av koagulantene skulle ligge mellom 1-10 mg Fe³⁺ /l avhengig av fargetall på råvannet. Hastigheten på vannstrømmen var ca 1 l/min. Disse faktorene medførte at vi måtte benytte den minste pumpeslangestørrelse som doserer 0.001ml/omdreining og har en indre diameter på 0.127mm.

Det viste seg at kombinasjonen av konsentrert jernklorid, lav temperatur i rommet og pumpeslange med liten indre diameter ikke fungerte. Det var vanskelig å pumpe opp løsningen, og i tillegg klarte ikke pumpa å jobbe med det mottrykket som råvannsstrømmen ga på 0.4 bar. Jernkloriden ble presset tilbake i slangepumpa selv når pumpa gikk for fullt. Det ble også forsøkt å varme jernkloriden opp til romtemperatur for å se om doseringen gikk lettere, men det var vanskelig å få til en dosering også etter oppvarming.

Tilslutt ble denne delen av anlegget flyttet opp i 1. etasje slik at det stod i høyde med øvre del av filteret. Dette medførte at råvannstrykket ble redusert til under 0.1 bar (råvannsuttaget var fremdeles nede i kjelleren). I tillegg ble jernkloridløsningen fortynnet slik at konsentrasjonen ble halvert, og dette medførte at man kunne ta i bruk pumpe slange som doserte 0,003 ml /omdreining. Doseringen av jernklorid fungerte etter at disse endringene var gjort.

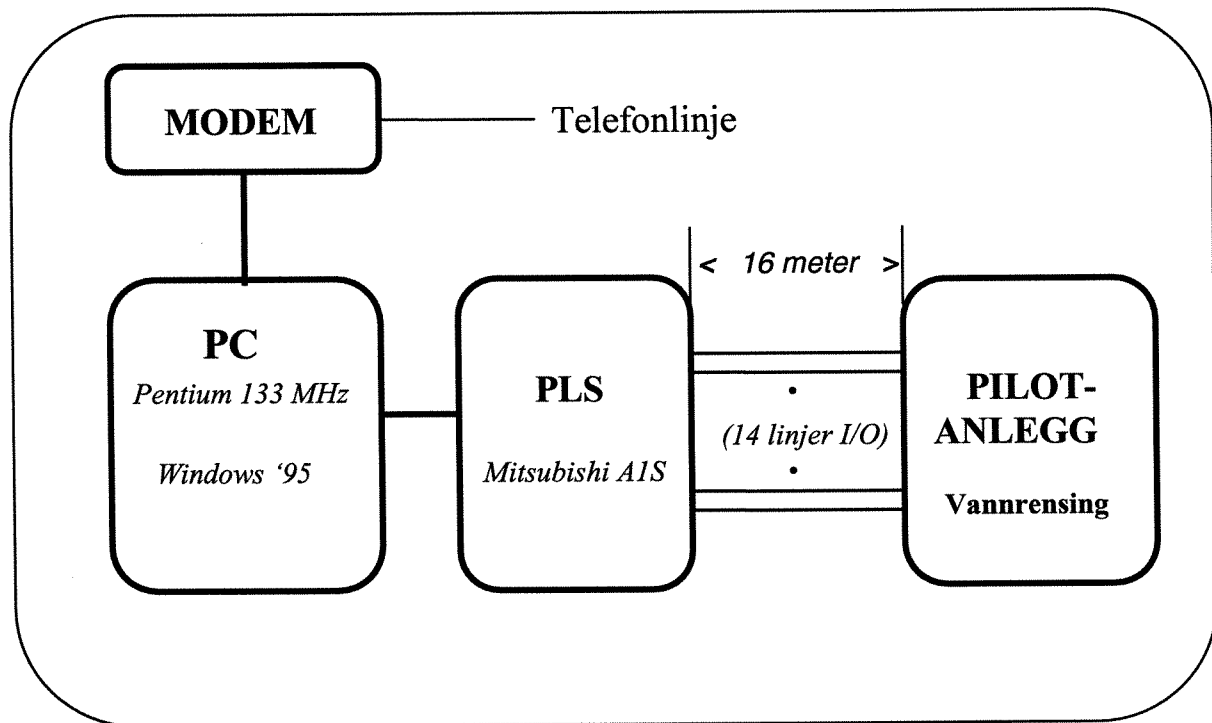
5. Pilotanlegg: styringskonsept, datapresentasjon og kommunikasjon

Kapittelet beskriver styringssystemet, hvordan resultater (data) fra forsøkene blir presentert og lagret for videre bearbeiding. Kommunikasjon med (fjernovervåking / fjernstyring av) anlegget blir også gjort rede for.

Ved innkjøp av utstyr til prosjektet ble det også tatt hensyn til at utstyret skulle ha en viss «gjenbruksverdi» i undervisningssammenheng. Noe av utstyret måtte kjøpes inn på HSF-AIUs egne investeringsmidler; en forutsetning for disse kjøpene var at utstyret skulle kunne brukes i undervisningssammenheng seinere.

5.1 Styringskonsept

Styring av pilotanlegget er basert på bruk av «Fuzzy Logic» (heretter kalt *fuzzy kontroll*) implementert på PC, sammen med et PLS system¹ og MMI/SCADA² - programmet LOOKOUT, se Figur 3.



Figur 3. Oppbygging av styringssystem brukt i pilotforsøk

¹PLS = Programmerbar Logisk Styring

²MMI = Man-Machine Interface SCADA = Supervisory Control And Data Acquisition

LOOKOUT kan brukes til både *datainnsamling*, *prosessovervåking* og *prosesskontroll*; i dette anlegget benyttes programmet til både kommunikasjon med PLS-systemet, generering av styresekvenser og logging av prosessstilstander til fil.

PLS systemet har hovedsaklig funksjon som «dumb I/O»: det tar seg av *lesing* av 5 analoge og 2 digitale *innganger* samt *skrivning* til 2 analoge og 5 digitale *utganger*. Den eneste form for prosessering som gjøres av PLS er midling av analoge inngangssignaler før de leses av LOOKOUT og videresendes til fuzzyregulatoren (100 midlinger i løpet av ca. 1 sekund).

Totalkonseptet ble valgt utfra både praktiske og økonomiske hensyn :

- Eksisterende PLS utstyr ved HSF-AIU (Mitsubishi A1S - system)
- Tidligere utførte hovedoppgaver ved HSF-AIU (innen Fuzzy kontroll / Vannrensing)
- Tilgjengelighet på (Win95-) *kompatibel programvare*

Det siste punktet viste seg til tider å være problematisk, idet overgangen fra Win 3.11-basert til Win'95/Win NT -basert programvare ikke var gjennomført 100% høsten 1996 (ved prosjektstart). PLS driveren til LOOKOUT var ikke leveringsklar fra National Instruments (USA) før i februar 1997, for å nevne ett eksempel.

Under planlegging av prosjektet ble det forutsatt at mye av programmeringsarbeidet skulle baseres på en hovedoppgave utført ved HSF-AIU, «Fuzzy kontroll av renseanlegg for drikkevann» (Nødland *et al.*, 1996). Pilotanlegget som beskrives i denne rapporten viste seg imidlertid å få større dimensjoner, både rent fysisk (Måløy : 16 meter fra PLS til pilotanlegget) og hva angår antall I/O punkt³, sammenlignet med anlegget fra hovedoppgaven i 1996.

Siden pilotanlegget skulle plasseres 16 meter unna PLS/PC og signalkablene skulle plasseres i et miljø med mange og tildels kraftige *elektriske støykilder*, var det ikke tilrådelig å benytte analoge *spenningssignaler*. Derfor er det benyttet *4-20 mA strømsignal* og skjermede kabler for alle analoge inn- og ut- signal. I første fase av prosjektet var det også planer om enda flere analoge innganger og utganger. Totalt sett medførte dette at det måtte velges andre løsninger enn i den nevnte hovedoppgaven fra 1996; dermed måtte også mye av den egenutviklede programvaren fra hovedoppgaven forkastes.

Det viste seg at bare selve fuzzyregulatoren (programvare) var av interesse å kopiere fra hovedoppgaven. Data til (inngangsparametre) og fra (utgangsparametre) fuzzyregulatoren utveksles mellom LOOKOUT og LabWindows/CVI ved hjelp av DDE⁴ konseptet til Microsoft / Windows. Fuzzyregulatoren, som er implementert i C-kode (LabWindows/CVI), er hentet fra Nødland *et al.*, (1996) og tilpasset vårt pilotanlegg. I tillegg er det skrevet kode for å kunne benytte DDE mot LOOKOUT.

Ved hjelp av modemmet og programmet pcANYWHERE, som ligger resident på PC'en, kan skjerm- og tastaturkontrollen overføres til en fjerntliggende datamaskin. Dette er en vesentlig del av konseptet både i test- og utviklings- fasene. Dette gjør det mulig å både *fjernstyre* og *fjernovervåke* det som skjer i pilotanlegget.

³ I/O = Input / Output. Totalt 14 I/O-punkt i pilot-anlegget

⁴ DDE = Dynamic Data Exchange

I praksis ble dette benyttet til overføring av loggefiler, modifisering av styringslogikken og endring av fuzzyregulatoren (reglene, medlemskapsfunksjonene) på pilotanlegget plassert i Måløy, uten å være fysisk tilstede på anlegget.

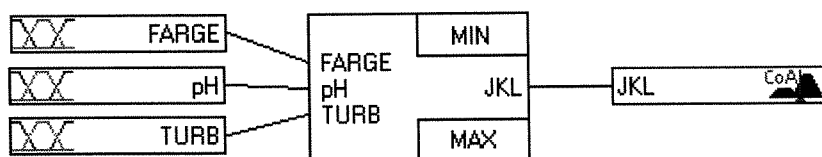
Etter strømbrudd (220V nettspenning forsvinner) vil både PLS og PC starte opp på nytt. Anlegget vil da starte opp igjen med de prosessstilstander som eksisterte senest 1 minutt før strømbruddet inntraff. Anlegget er konstruert slik at alle ventiler vil være stengt under strømbruddet (av sikkerhetshensyn).

5.1.1 Implementering av fuzzy kontroll

For generell innføring i *fuzzy kontroll* vises det til forprosjektrapporten (Olafsson et al., 1996), vedlegg E (Hansen, 1997) og litteratur som for eksempel «Fuzzy Logic and NeuroFuzzy Applications Explained» av Constantin Von Altrock (se REFERANSER). Med boka følger det også en demo på et fuzzy - system kalt *fuzzyTECH* fra Inform GmbH i Tyskland. Dette systemet (programvare) var det dessverre ikke midler til å kjøpe inn. En fersk demoversjon (ver. 5.0, lastet ned fra <http://www.fuzzytech.com>) er imidlertid brukt i mange av figurene i dette kapittelet.

Fuzzyregulatoren ble i stor grad kopiert fra Nødland *et al.*, (1996). Det ble benyttet «freeware»programmet FUDGE fra Motorola og Win3.11-programmet FIDÉ fra Aptronix (se VEDLEGG A). C-kode til fuzzyregulatoren, som er implementert i LabWin/CVI, er generert fra FUDGE.

FUZZY VANNRENSING



Figur 4. Blokkskjematisk oversikt fuzzyregulator (*fuzzyTECH*)

Figur 4 viser blokkskjematisk oppbygging av fuzzyregulatoren, med navn på de ulike inn- og ut-parametrene i pilotanlegget. Regulatoren har 3 inn-parametre og 1 ut-parameter med følgende navn og variasjonsområde (min,max) :

- FARGE, inn-parameter for fargetall på råvann (0,250)
- pH, inn-parameter for pH på råvann (0,14)
- TURB, inn-parameter for turbiditet på råvann (0,100)
- JKL, ut-parameter for dosering av jernklorid (koagulant) (0, 0.300 ml/l)⁵

⁵ Dosering for FORTYNNET jernklorid (1:2), målt i ml pr. liter råvann som går gjennom anlegget

FUDGE tillater bare én type medlemskapsfunksjoner for ut-parametre, nemlig «singletons». Dette er grensetilfellet av den generelle trapes/trekant -formede funksjonen, når trekanten smalner av til en vertikal linje, se Figur . For medlemskapsfunksjonene til inn-parametrene ble det benyttet både trekant- og trapes- form, se Figur 5, 6, Figur 7. Alle de nevnte figurene viser medlemskapsfunksjonene slik de har vært benyttet på pilotanlegget i Måløy mellom 7. juni og 25. juni 1997. Både funksjonene og fuzzyregelverket (se Vedlegg C) er laget utifra pilotforsøkernes resultater og generelle erfaringer / kunnskaper fra denne type renseanlegg.

Fuzzyregelverket som ble benyttet i siste fase av pilotforsøkene i Måløy er vist i VEDLEGG C. Det er lagt inn 45 regler, som er det maksimale antallet i dette fuzzysystemet⁶. Fuzzyreglene er på formen

```
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose1
```

der TURB, pH og FARGE er de tre inngangsparametrene.

TURB_L er én av de tre *medlemskapsfunksjonene* til inn-parameteren TURB. Figur 5 viser grafisk framstilling av TURB_L, TURB_M og TURB_H. Den andre inn-parameteren, pH, har også tre medlemskapsfunksjoner. Disse er kalt pH_L, pH_M og pH_H og er vist i figur 6. Inn-parameteren FARGE har fem medlemskapsfunksjoner: FARGE_XL, FARGE_L, FARGE_M, FARGE_H og FARGE_XH, se figur 7.

Medlemskapsfunksjonene for ut-parameteren JKL er kalt DOSE1, DOSE2,, DOSE8, se figur 8. Defuzzifiseringsmetoden som brukes av FUDGE blir kalt CoM, «Center-of-Maximum» og baserer seg på max/min - inferens. Informs fuzzyTECH-programvare benytter en variant av den tilsvarende CoA-metoden («Center-of-Area»), kalt «Fast-CoA», se Von Altrock (1995), p. 271.

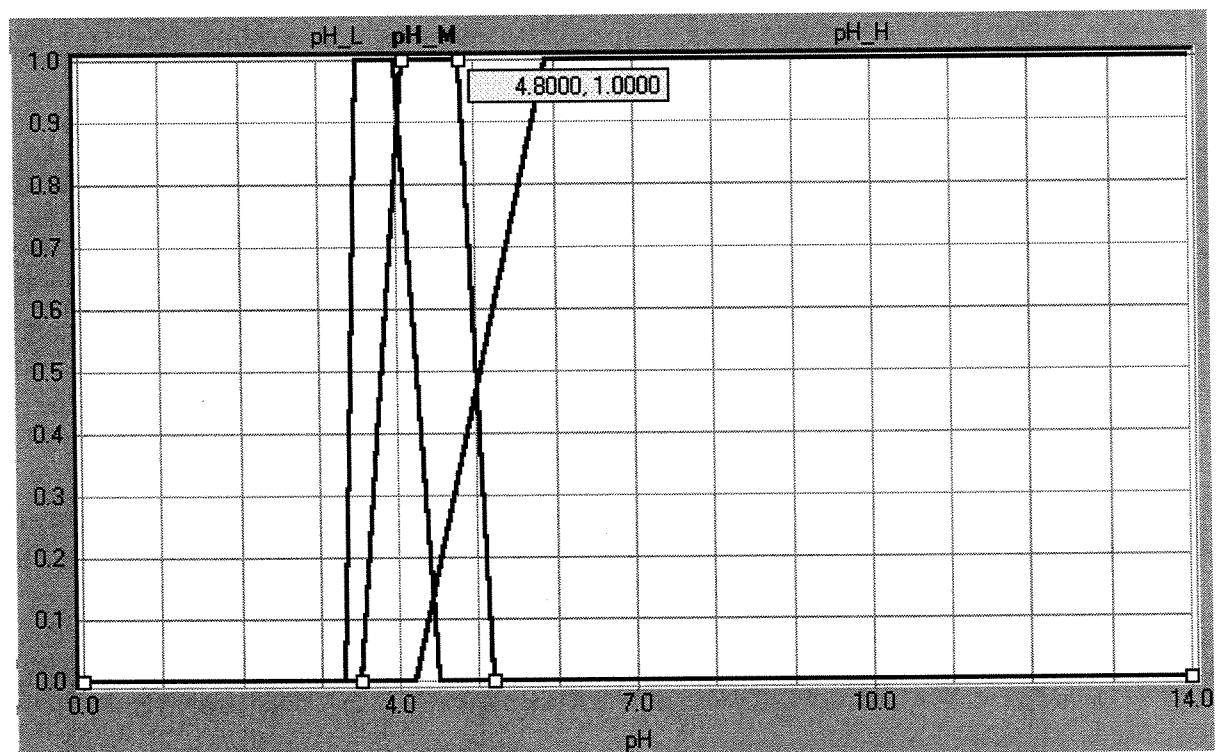
Både FIDÊ og fuzzyTECH kan generere kurver som viser hvordan det valgte regelverket fungerer sammen med medlemskapsfunksjonene som benyttes. Med 3 inn-parametre må vi la én av disse være konstant når vi skal studere hvordan ut-parameteren (JKL) varierer som funksjon av de to andre inn-parametrene. Kurven blir da et «3D-plott», et eksempel på dette er vist i VEDLEGG D.

Den valgte fuzzyimplementeringen er ikke optimal når det gjelder utviklingsfasen, da det er ønskelig å kunne simulere / implementere mest mulig «on-line». Dette er nærmere beskrevet i kap. 11.

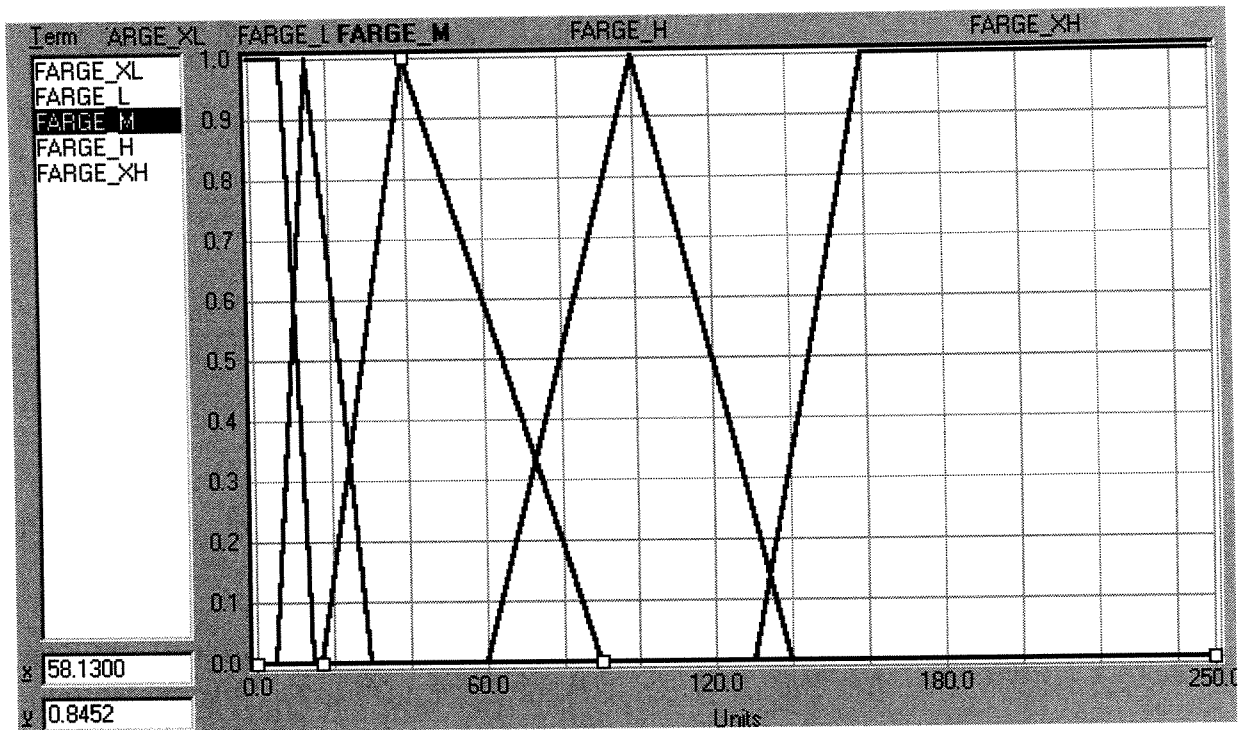
⁶ FARGE med 5 medlemskaps-funksjoner (msf), TURB og pH med 3 msf hver gir totalt $5^1 \times 3^2 = 45$ regler



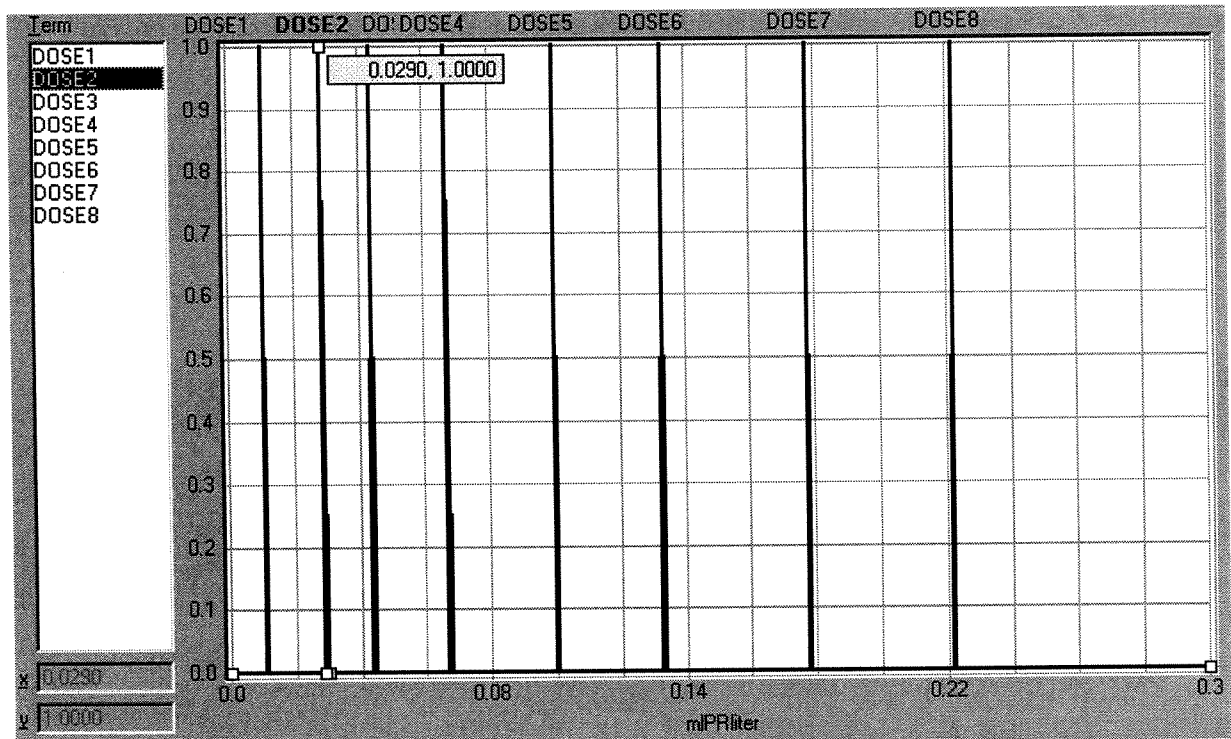
Figur 5. Medlemskapsfunksjonene for inn-parameteren TURB (fuzzyTECH).



Figur 6. Medlemskapsfunksjonene for inn-parameteren pH (fuzzyTECH)



Figur 7. Tilhørighetsfunksjonene for inn-parameter FARGE (fuzzyTECH).

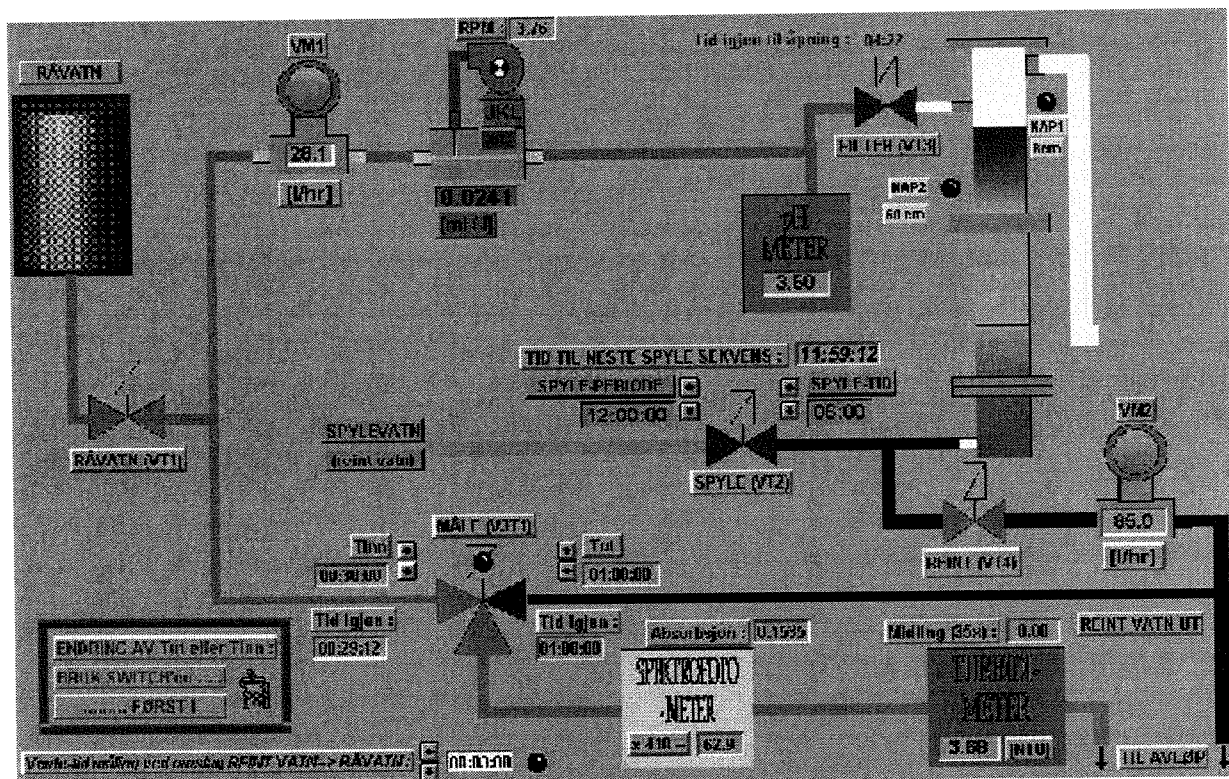


Figur 8. Medlemskapsfunksjonene («singletons») for ut-parameteren JKL (fuzzyTECH)

5.1.2 LOOKOUT

MMI/SCADA - programmet LOOKOUT kommuniserer med både PLS systemet via serieport nr. 1 (COM1) og med fuzzyregulatoren i LabWin/CVI via DDE. LOOKOUT er en av flere programpakker av kategorien MMI/SCADA som finnes på markedet idag. Programmet har lav inngangsterskel og har vist seg å være svært greit å bruke i praksis.

LOOKOUT er objektorientert og er bygget opp med «event driven» arkitektur. Det kan gjøres endringer av objekter mens prosessen er i gang, uten at denne må stoppes og startes på nytt. PLS, trendkurver, loggefiler, skjermindikatorer, etc. er alle objekter med ulike egenskaper. Et objekt er en «black box» som inneholder både programkode og en database (med lokale data). Når vi lager et objekt kan vi si at vi både bygger opp en database, genererer et display (som oftest) og formulerer styrelogikken for objektet.

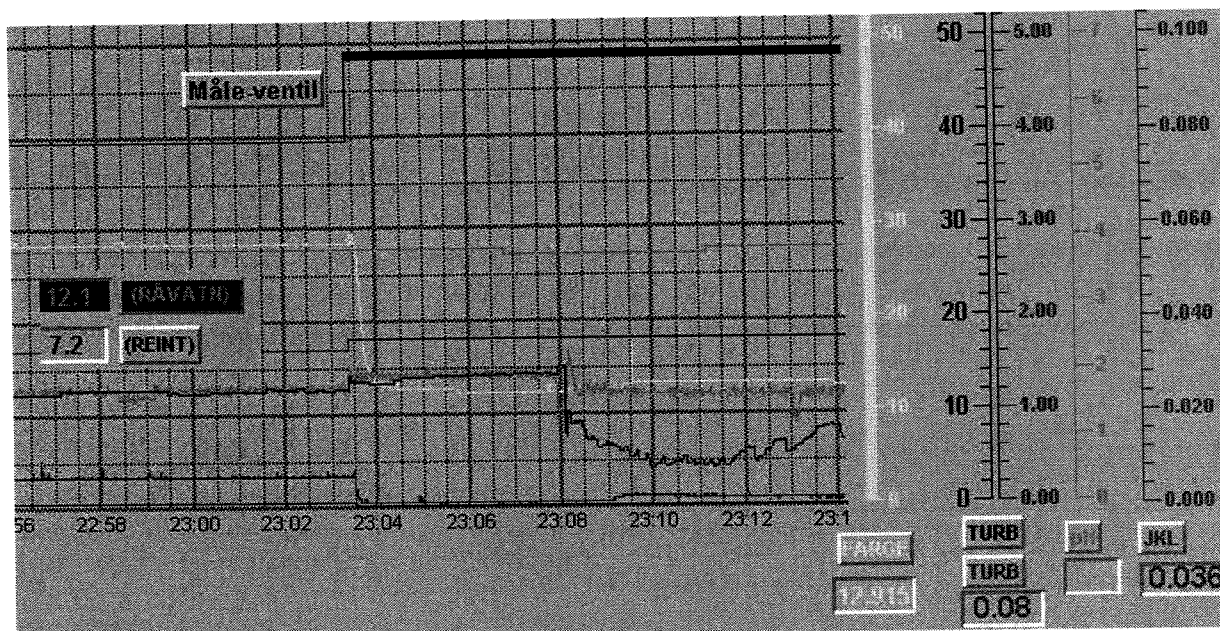


Figur 9 Eksempel på skjermbilde fra LOOKOUT (viser pilotanlegget i Måløy)

Figur viser hovedskjermbildet til pilotanlegget (fra LOOKOUT). Bruken av farger og symboler gir oversiktlig og rask informasjon om tilstandene i anlegget til enhver tid. Oppbyggingen av skjermbildet er tilpasset pilotforsøkene og er ikke et optimalt prosessovervåkingsbilde !

5.2 Datapresentasjon

Måledata fra kjøring av pilotanlegget kommer fra trendkurver og loggefiler generert av LOOKOUT. Trendkurvene ble for det meste benyttet for å studere tidsforløpet til inn- og ut- parametre fra noen timer til noen dager tilbake i tiden; dette var spesielt nyttig ved testing på mange forskjellige råvannskvaliteter i Måløy. Figur 10 viser utsnitt fra en slik trendkurve fra 25.06.97 ca. kl. 23; vi ser at fargetallet på råvannet var ca. 30 og på rensset vann ca. 13.



Figur 10. Eksempel på trendkurve (utsnitt) fra LOOKOUT (Måløy 250697 kl. 23)

Vi ser videre at idet den styrte 3-vegs ventilen («Måleventil») skifter om fra råvann til rensset vann (til turbidimeter og spektrofotometer) går det bare ½ minutt før fargetalsmålingen har stabilisert seg. JKL doseringen, som er beregnet av fuzzyregulatoren basert på råvannsmålingene av pH, turbiditet og fargetall like før kl. 23:04, ser vi er på 0.036 ml/l.

Loggefiler blir generert på døgnbasis og lagret i en katalogstruktur på platelageret på PCen :

\1997JUN01\DATA#1.CSV for 1. juni 1997,
 \1997JUN02\DATA#1.CSV for 2. juni 1997,
 etc.

LOOKOUT lagrer disse loggefilene på CSV⁷-formatet. Dermed kan filene lett importeres i for eksempel regneark som EXCEL for viderebehandling der seinere.

⁷ CSV = Comma Separated Format

5.3 Kommunikasjon

Vi ser her både på *DDE*-kommunikasjon *internt* i PCen og *ekstern* kommunikasjon via pc ANYWHERE og *modem*.

5.3.1 DDE

Kommunikasjon mellom LOOKOUT og fuzzyregulatoren implementert i LabWin/CVI (C-kode) foregår via DDE. Dette er en «DDE hot link» -kommunikasjon som utveksler data mellom programmene via operativsystemet (her : Windows '95) hver gang de aktuelle data endrer seg. Når DDE-kommunikasjonen blir etablert blir det bestemt hvilke variable denne datautvekslingen gjelder og hvilken applikasjon som skal være «client» og hvilken som skal være «server». For nærmere tekniske beskrivelser av DDE vises det til manualene for de aktuelle applikasjonene (LOOKOUT og LabWin/CVI).

I moderne automatiseringssystemer er datautveksling mellom ulike systemer / enheter både viktig og ressurskrevende. Microsofts DDE-konsept har eksistert i flere år, men har mange ganger vist seg ikke å være helt tilfredsstillende hva både ytelse og pålitelighet angår. Vi har opplevd pålitelighetsproblemer også i vårt system, selv etter å ha fått applikasjonsstøtte fra fagfolk hos National Instruments (USA).

Mer om DDE-problematikken og forslag til løsninger er beskrevet i kapittel 11.

5.3.2 Ekstern kommunikasjon

Ekstern kommunikasjon med anlegget skjer via analog telefonlinje, et modem i «hver ende» og programmet pcANYWHERE, som ligger på begge PCene.

Etter noe eksperimentering viste det seg at *US Robotics Sportster Voice 33.6FaxModem* gav pålitelige kommunikasjonsforhold. Ved kommunikasjon mot pilotanlegget i Måløy greide modemet å overføre ved høyeste (33600 bps^8) eller nesthøyeste (31200 bps) overføringshastighet.

Programmet pcANYWHERE er et fjernstyrings/fjernovervåkings -program der tastatur kontrollen og skjermvisningen på vertsmaskinen (her : Pcen i Måløy) blir overført til Pcen som styrer «i andre enden» av kommunikasjons.kanalen. Med de nevnte overføringshastighetene greier pcANYWHERE å foreta *filoverføringer* svært raskt (en fil på 121 kbyte overføres på 2 - 4 sekunder) og jobbing med grafikk (vinduer, etc.) er akseptabel.

Ved oppstart / RESET (for eksempel etter at det har vært brudd på 220V-tilførselen) av PCen i Måløy starter pcANYWHERE opp automatisk og setter PCen i vertsmodus, slik at den kan «ringes opp». Deretter startes LOOKOUT og LabWin/CVI med fuzzyregulatoren opp etter tur. Den eksterne kommunikasjonen har vist seg å fungere svært tilfredsstillende.

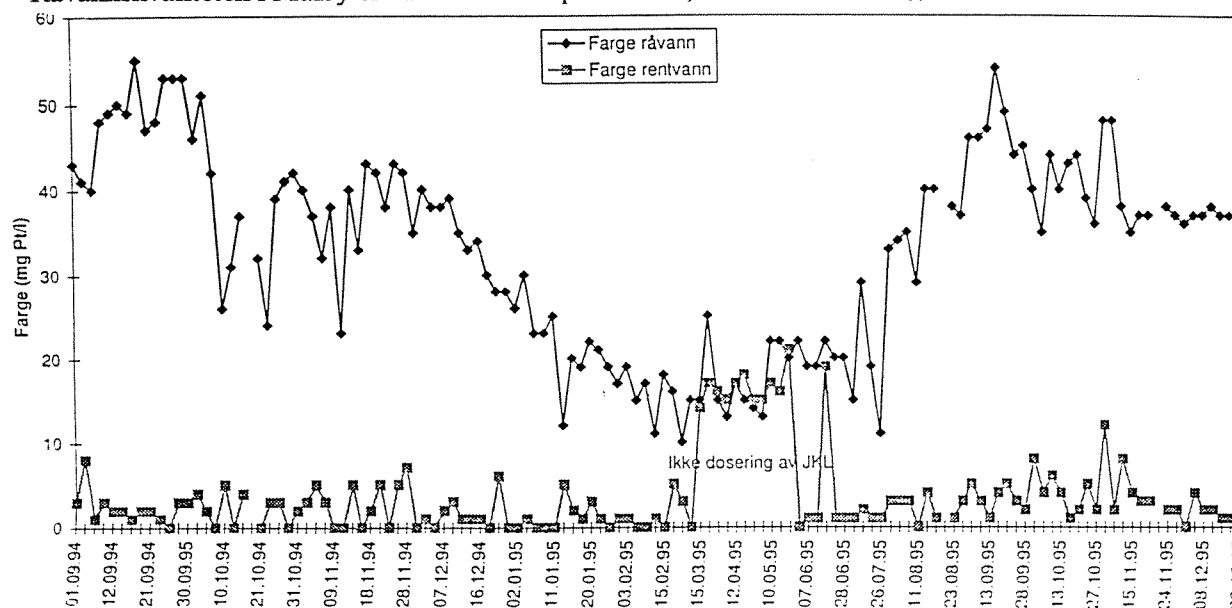
⁸ bps = bits pr. sekund

6. Pilotanlegg: råvannskvalitet og måleutstyr

Kapittelet beskriver råvannskvaliteter som ble benyttet i vannrenseanlegget, hvilke måleinstrumenter som ble benyttet for å måle kvaliteten på råvann og rensa vann, og hvordan man praktisk har løst problemet med å måle på råvann og rensa vann. Problemer som man har møtt underveis er også diskutert.

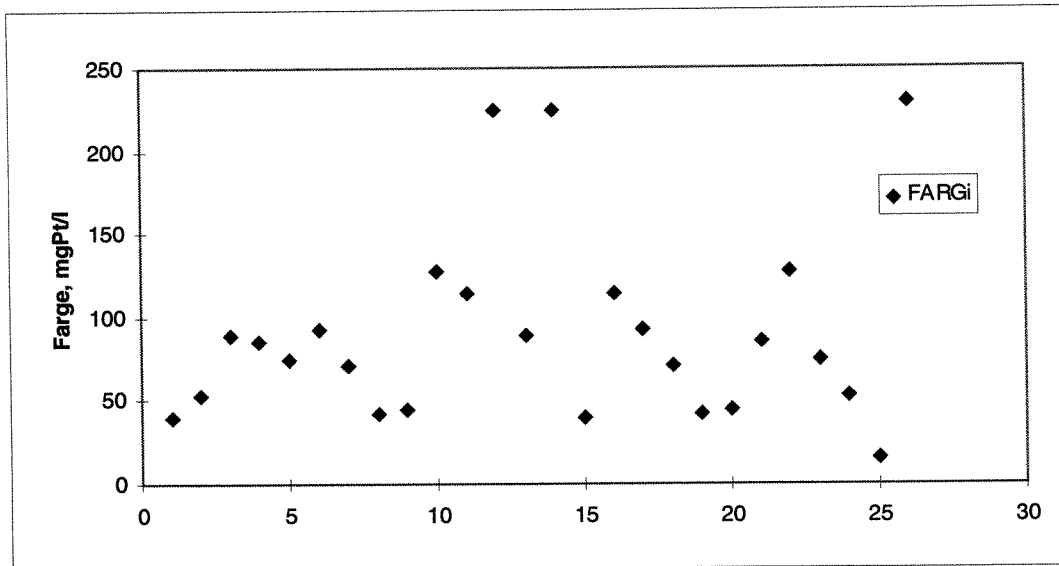
6.1 råvannskvalitet

Råvannskvaliteten i Måløy er varierende i løpet av året, som illustrert i Figur 11.

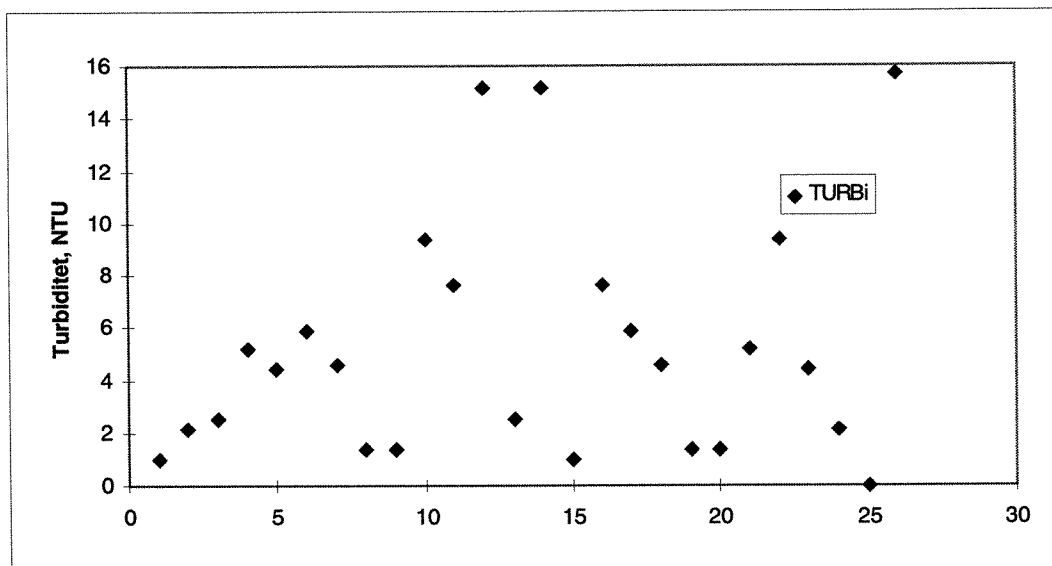


Figur 11. Måløy råvann: Endring i farge

Selv om det var planlagt å gjennomføre forsøkene slik at man traff de naturlige variasjonene, var ikke dette mulig å gjennomføre i praksis. Farge og turbiditets endringene ble derfor simulert ved hjelp av vann fra en annen kilde og tilsetning av konsentrert humus- og bentonittløsninger. Det ble gjennomført ca 25 pilotforsøk, med meget varierende vannkvalitet som vist i Figur 12 og Figur 13.



Figur 12. Pilotforsøk i Måløy: Variasjon i fargetall i råvannet



Figur 13. Pilotforsøk i Måløy: Variasjon i turbiditet

Pilotanlegget ble drevet flere dager før og etter pilotforsøkene for å kontrollere funksjonaliteten. Rentvannskvaliteten viste seg å være meget stabil, bortsett fra noen avvik generert av feilmålinger i fargetall pga beleggdannelse i UV kyvetten.

6.2 Måleutstyr

Fargetall og turbiditet ble målt i råvann og rensset vann. Fellingskjemikaliedosering ble bestemt på bakgrunn av farge- og turbiditets- verdier. pH ble målt like etter kjemikaliedosering for å kontrollere fellings-pH.

6.2.1 Spektrofotometer

Fargetall er definert som oppløst humus i vann. Fargetall ble målt med et UV/VIS enkeltstråle spektrofotometer av merke Hitachi U-1100. I målekammeret var det plassert en 40 mm flowkyvette av glass. Lys med bølgelengde 410 nm (synlig område) ble sendt gjennom kyvetten, og absorbert lys ble målt (analog NS¹). Instrumentet ble kalibrert med platinakoboltklorid løsninger for å finne den faktoren som multiplisert med absorpsjon ga fargetallet; $Farge = a \cdot abs$.

6.2.2 Problemer forbundet med målinger med spektrofotometeret.

For å fjerne suspendert stoff (turbiditeten) filtrerte vi råvann/renset vann gjennom et filter med porestørrelse 1.2µm, før vannet passerte gjennom kyvetten. Filteret gikk fort tett, og det var også problemer med lekkasjer fra filteret. Det ble derfor besluttet å måle ufiltrert absorpsjon ved den samme bølgelengden. Suspendert stoff vil også absorbere lys noe som betyr at fargetallmålingene blir påvirket, men dette problemet kan løses ved å korrigeres for turbiditet ved utregning av fargetall; $Farge = a \cdot abs - b \cdot turb$.

Kyvetten ble vasket jevnlig fordi avsetninger inne i kyvetten ga feil fargetallsverdier. Kyvetta bør i perioder med høyt fargetall på råvannet byttes daglig.

6.2.3 Turbidimeter

Turbiditeten er et mål på uklarhet i vannet eller nedsatt gjennomsiktighet i vannet forårsaket av patikulært materiale. Turbiditeten ble målt online med et turbidimeter med gjennomstrømningskammer merke DRT-100B. Instrumentet ble kalibrert før bruk med en formazinsuspensjon (analog NS) og turbiditeten har benevnning NTU².

6.2.4 pH-meter

pH ble målt med et pH-meter av merke CG 825 og en kombinert glasselektrode. Glasselektroden var plassert oppi en plexiglassblokk som var tilkoblet vannstrømmen. Elektroden ble kalibrert med buffer med pH 4 og 7.

6.2.5 Valg av målemetode

Turbiditet og fargetall på råvann og rensset vann ble målt med de samme instrumentene. Dette medførte at man måtte veksle mellom å måle på rent vann og råvann.

En styrbar 3-veis ventil ble satt inn slik at inntak av råvann til instrumentene ble stoppet når det ble målt på rent vann og vice versa (se skisse over anlegget). Måletiden for råvann var 30 minutter, og for rent vann 1 time. Det ble lagt inn en ventetid på 3 minutter ved skift fra råvann til rent vann og omvendt. I den timen måling av rent vann foregikk ble fellingskjemikalie dosert utifra siste råvannsmåling.

¹ NS = Norsk Standard

² NTU = Nephelometric Turbidity Unit

7. Resultater og diskusjon

7.1 Forsøksresultater

Pilotforsøkene kan hovedsakelig deles i tre perioder:

- 1. intensivforsøk
- 2. intensivforsøk
- ubemannet forsøk med Måløy råvann

Tabell 3 oppsummerer resultatene fra den intensive forsøkesperioden. Kolonnen “vanntype” beskriver hvordan vi lagdet råvannet. “Fluka” indikerer leverandørnavn for humuskonsentratet. “Brannbilvann” betyr at råvannet ble hentet fra en annen kilde med høyere fargetall en ved den normale råvannkilden for Måløy RA. Tabellene viser farge og turbiditet i råvann (FAi og TUi) og rensset vann (FAu og TUu) samt pH ved felling (PHu).

Kolonnen “F_T_P” illustrerer vannkvaliteten til råvannet ved å inndele variasjonsområdene i 3 klasser: 3- høy, 2-medium og 1-lav.

Tabell 3. Resultater fra 2. intensivforsøk på Måløy

Vann	FAi MgPt/l	TUi NTU	PHu	dose mg/l	FAu mgPt/l	TUu NTU	Merkn.	F_T_P	vanntype
A	89.5	2.5	6.4	10.8		0.8	Høy pH	213	Fluka
B	225	15.2	7.1	18.0	2	1.2	Høy pH	333	Fluka+bentonit
C	40	1	3.8	8.7	2	0	OK	111	Brannbilvann
D	114	7.6	5.21	15.6	2.7	0	OK	322	Fortynnet B
E	92.1	5.9	5.5	14.7	1.9	0	OK	222	Fortynnet D med vann
F	71.5	4.55	5.6	14.4	2.2	0	OK	222	Fortynnet E med vann
G	42	1.4	3.73	8.5	2.7	0	OK	311	Brannbilvann
H	44.4	1.35	3.8	8.7	2.8	0	OK	311	Som G, etter spyling
I	85.6	5.2	3.92	13.2	7.27	0	OK	221	Brannbilvann+bentonitt
J	128	9.4	3.73	10.8	5.3	0		321	Som I med tillegg bentonitt
K	75	4.45	3.4	10.7	6.3	0	Høy dose	221	Som J med 50% brannbilvann
L	52.9	2.12	4.6	11.9	6.3	0	ok	112	Brannbilvann med humuspulvar
M	16.2	0	4.2	3.1	1	0			Fortynnet med vann
N	229.4	15.6	5.6	18.0	4.4	0.1			Med humuspulver

I første forsøksperiode fikk vi flere driftsproblemer og måtte avbryte opplegget underveis.

Den tredje forsøksperioden, ubemannet kjøring med Måløy råvann, genererte ingen spennende resultater. Når måleutstyr fungerte bra, ble også renseresultatet bra. Men i store deler av disse forsøkene fungerte ikke spektrofotometret og resultatene ble ikke tilfredsstillende. Det ble ikke lagt stort vekt på disse forsøkene fordi råvannkvalitetet var stabil.

7.2 Diskusjon av resultater

Råvann i norske vannverk kan ha veldig høyt fargetall, f.eks. 150 mg-Pt/l, mens turbiditeten ofte er lavere enn i andre land. Både turbiditet og farge i råvannet varierer over året, men de vannverkene som får vann fra elver erfarer disse endringene mer enn de som har råvann fra innsjøer. I pilotforsøkene ønsket vi å teste styringskonseptet for råvann med meget varierende vannkvalitet. Delvis for å sjekke funksjonaliteten av konseptet, og delvis for å dekke råvannstypene som finnes på flere vannverk. For ett enkelt vannverk vil imidlertid vannkvaliteten normalt ikke variere så sterkt som det vi har testet under disse forsøkene.

Variasjon av farge og turbiditet i råvannet er illustrert tidligere i Figur 12 og Figur 13. CO₂ doseringen skulle opprinnelig også styres med Fuzzy eneheten, men pga. tekniske problemer med å dosere små mengder, ble det ikke tilsatt CO₂. I de fleste forsøk prøvde man å ha en fellings-pH mellom 3 og 4, men noen forsøk ble utført ved høyere pH-verdi.

Resultatene viser at for råvann med fargetall 16-225 mg-Pt/l, klarte styringsenheten å dosere JKL slik at rensset vannkvalitet var akseptabel, < 7 mg-Pt/l. Ved et bedre styrt filtreringssystem og en bedret tilpasning av prosessparametre, kan man antyde at enda bedre rentvannskvalitet kan forventes, uavhengig av variasjoner i råvannet.

Turbiditeten i råvannet varierte med opptil 15.6 NTU, mens rensset vann hadde turbiditet stort sett lavere enn 0.1 NTU.

Det var ikke mulig å dokumentere om den dosen som ble benyttet under forsøkene var den "optimale" dosen, selv om rensset vannkvalitet var god nok. Dette er pga. usikkerhetene som ligger i de nåværende fuzzyreglene som ble konstruert basert på tidligere forsøksdata fra Førde. Kun en grov tilpasning av disse reglene til Måløy pilotanlegg ble gjennomført.

Våre observasjoner viste at styringsenheten klarte å definere riktige doseringer i løpet av noen få sekunder etter hver endring i råvannskvaliteten. Det var nødvendig å endre slange koblinger slik at råvannskvalitetssignalene kom hurtigere frem til styringsenheten.

Ved slutten av forsøksperioden ble vannkvaliteten endret kontinuerlig i 30 min. Styringsenheten klarte i disse tilfellene å tilpasse doseringspumpen slik at rensset vannkvalitet var stabil og bra.

Under forsøksperioden ble fuzzy reglene endret. Denne endringen var basert på visuelle observasjoner. I senere arbeid, f.eks. ved diplomoppgaven, ble det utnyttet et dataprogram som estimerer fuzzy reglene, noe som er mer nøyaktig (vedlegg E).

Problemer med måleutstyr var hovedårsaken til at det er rapportert relativt få resultater. Nesten alt måleutstyr som ble brukt var laboratorieutstyr, ofte modifisert for gjennomstrømningsmulighet. Disse var ikke beregnet for kontinuerlig drift, men ble valgt til disse forsøk av økonomiske hensyn. Erfaringene fra våre forsøk viser med all tydelighet at det må stilles strenge krav til måleutstyret som skal anvendes i praksis.

8. Potensielle bruksområder i prosessen

Kjemisk felling er en av de mest anvendte metoder for fjerning av humus og partikulærte materiale i drikkevann. I denne rapport beskrives forsøk gjennomført for å styre koagulant doseringen. Når man først kan anvende en styringskonsept som fuzzy logikk på et vannverk for styring av kjemikaliedosering, kan man også vurdere å bruke det til styring av flere innsatsfaktorer. For vannverk kan følgende bruksområder nevnes:

- koagulant dosering
- CO₂ tilsetning
- marmortilsetning
- base tilsetning for pH justering
- styring av filtersykluser
- dosering av hjelpekoagulanter

9. Markedsvurdering Fuzzy Logic

9.1 Innledning

I dette kapittelet foretas en markedsvurdering av styringsprinsippet Fuzzy Logic for vannbehandlingsanlegg med kjemisk felling. Det er i denne omgang bare foretatt en vurdering av markedet i Norge. Det er imidlertid klart at Fuzzy Logic vil kunne anvendes og ha et marked i de øvrige nordiske (Sverige, Danmark og Finland) og i vesteuropeiske land (Tyskland, Nederland, Belgia, Frankrike, Spania etc).

Det er i dette notatet vurdert anlegg der behandlingsprosessen har kjemisk felling som en sentral prosessenhet.

Det er vurdert 2 varianter/muligheter ved Fuzzy Logic:

1. Off-line system. Data om råvannskvalitet og rentvannskvalitet puttes inn i programvaren og gir ut brukerveiledning om optimal kjemikaliedosering i ulike driftssituasjoner.
2. On-line system. Data om råvannskvalitet og rentvannskvalitet logges kontinuerlig og kjemikaliedoseringen styres optimal etter disse dataene.

Markedsundersøkelsen bygger på en dialog med driftsansvarlige ved mellomstore og store vannverk med kjemisk felling, samt erfaring fra planlegging og prosjektering av en lang rekke anlegg med kjemisk felling.

Dette er ikke en omfattende markedsundersøkelse som gir full oversikt over den konkrete markedssituasjon i dag. Undersøkelsen søker å gi en pekepinne på markedspotensialet for et slikt produkt og hvilke krav som markedet vil stille til et slikt produkt.

9.2 Potensielle kunder / brukere

9.2.1 Generelt

Det vil i dette avsnittet bli foretatt en vurdering av ulike brukergrupper og kunder. Hvem som blir brukere og kunder er avhengig av i hvilken form produktet Fuzzy Logic blir presentert på markedet. Bli det markedsført og solgt gjennom en leverandør av styringssystemer eller vil programvaren være tilgjengelig for alle leverandører av styringssystemer? Bli det solgt som et ferdig program eller som en programvare som integreres med det øvrige styringssystemet?

Det vil ikke bli foretatt noe skarpt skille mellom brukere og kunder i dette avsnittet. Det vesentlige er markedet for en slik styringsenhet og brukerstøtte. Den avhenger av flere aktører i markedet som vil omtalt nedenfor.

9.2.2 Vannverk

Det er vannverkene som er brukergruppen for styringsenheten Fuzzy Logic og vil være de som må koste en installasjon. Det vil derfor være av avgjørende betydning at de som sluttkunde ønsker produktet.

Det er i dag ca 60 vannverk i Norge med et fellingstrinn som en del av behandlingsprosessen. Disse fordeler seg i grove trekk som vist nedenfor:

	Årsforbruk vann	Kjemikaliekostnad	Antall
Store vannverk	Over 5 mill m ³ /år	Over 600.000 kr/år	Ca 12 stk
Mellomstore vannverk	0,5-5,0 mill m ³ /år	60.000-600.000 kr/år	Ca 25 stk
Små vannverk	Under 0,5 mill m ³ /år	Under 60.000 kr/år	Ca 33 stk

Kjemikaliekostnaden og størrelsen på vannverket vil være 2 viktige faktorer som avgjør hvor aktuelt Fuzzy Logic er som styringssystem.

For små vannverk vil besparelsene i kjemikaliekostnad være så beskjedne at det ikke vil være regningsvarende å benytte Fuzzy Logic.

For mellomstore vannverk vil besparelsene i kjemikaliekostnad være moderate. Kostnadene knyttet til implementeringen av Fuzzy Logic vil være avgjørende for aktualiteten for disse vannverkene.

For store vannverk vil det være en betydelig besparelse i kjemikaliekostnad og disse vil være aktuelle brukergrupper av Fuzzy Logic. Det er først og fremst mot denne gruppen styringsenheten vil ha et markedspotensiale.

For eksisterende anlegg vil det være avgjørende hvordan Fuzzy Logic kan integreres med eksisterende styring. For nye anlegg vil det være avgjørende hvordan Fuzzy Logic kan bli en del av leveransen av styringssystem.

Det forventes å bli en del nye anlegg med kjemisk felling på store og mellomstore anlegg i framtiden, men i mindre grad på små vannverk (her har membranfiltrering overtatt som behandlingsprosess).

9.2.3 Leverandører av styringssystem

Det er i dag en rekke leverandører av styringssystem for vannbehandlingsanlegg på markedet i Norge. Disse vil i de fleste tilfellene levere overvåkingssystemet som en integrert del av styringssystemet. Denne gruppen består hovedsakelig av 10-20 aktører i dag.

De ulike elementene i et driftskontrollsystem (styring, overvåking, FDV) til et vannbehandlingsanlegg leveres av et eller flere driftskontrolleverandør i dag. Fuzzy Logic vil derfor måtte søke å bli levert gjennom denne leverandørgruppen.

Ved å knytte seg til en konkret leverandør er man avhengig av at denne leverandøren i det minste får en delleveranse på anlegget og at Fuzzy Logic styringsenhet blir integrert med den øvrige styringen. Dette krever en tung leverandør som har evnen og muligheten til å markedsføre seg bredt. Det er lite trolig at denne leverandøren vil få hele leveranse til mange anlegg, og Fuzzy Logic må etter denne modellen kunne integreres med de vanlige styringssystemene.

Ved presentasjon av Fuzzy Logic som en programvare for driftskontrollbransjen, vil alle leverandørene kunne tilby Fuzzy Logic styringsenhet. Det betinger at hver enkelt leverandør kan tilpasse Fuzzy Logic til sitt styresystem. Her vil Fuzzy Logic bli en del av en totalleveranse på styringssystem.

9.2.4 Konsulenter

Konsulenter vil ikke være brukere eller kunder av Fuzzy Logic, men vil i utarbeidelsen av beskrivelse for styringsunderlag kunne forholde seg til det.

Det er i mange tilfeller konsulenter som utarbeider tilbudsdokument og spesifikasjoner. Det kan beskrives et styringssystem som inneholder en Fuzzy Logic styringsenhet eller kjemikalieforbruk kan være et konkuransmoment. Oppnår Fuzzy Logic anerkjennelse hos de viktigste konsulentene i bransjen vil dette kunne være av avgjørende betydning.

Det er i dag 6-8 konsulenter i Norge som prosjekterer større vannbehandlingsanlegg som det vil være aktuelt å markedsføre Fuzzy Logic ovenfor.

9.2.5 Totalleverandører

Det har i den senere tid vært flere behandlingsanlegg som settes ut som totalleveranser. En leverandører leverer hele anlegget etter eget konsept. Det beste konseptet får oppdraget. Her kan Fuzzy Logic gi en totalleverandør en konkuransfordel. Det er 3-5 aktuelle totalleverandører på større vannbehandlingsanlegg i Norge. Det er stor usikkerhet knyttet til hvor mange flere totalleveranser som kommer.

9.3 Brukskrav/Holdning fra kunde

9.3.1 Generelt

I dette avsnittet er kunde definert som vannverkseier. Implementeringen av styringsenheten Fuzzy Logic vil ha en kostnad knyttet til seg og det er vannverkseier som må ha være villig til å bære denne kostnaden. Det betyr at det i siste instans er vannverkseiers holdning og vurdering som avgjør om produktet får et markedsinngrep.

Brukergruppen vannverkseiere er en sammensatt gruppe med hensyn til størrelse og driftssituasjon. Det vil være en stor variasjon i hvordan vannverkseiere vil forholde seg til et nytt produkt som vil være en vesentlig del av deres styringssystem.

Antall år i drift vil være en viktig parameter for hvordan vannverk vil forholde seg til nytt produkt. Et vannverk med lang driftstid (5-20 år) vil i mange situasjoner være klar for en modernisering eller ombygging/utskiftning. Vannverk med kort driftstid (0-5 år) har nylig vært igjennom en omfattende utbygging og ønsker stabilitet rundt driftssituasjonen og vil være forsiktig/skeptisk til å innføre en forandring. Et vannverk i planleggingsfasen vil være åpen for å benytte seg av det beste på markedet og ha stor åpenhet til nye produkter.

Vurderingene nedenfor gjelder for både et off-line system og et on-line system.

9.3.2 Leveranseform og omfang

Fuzzy Logic med on-line system vil kreve en betydelig instrumentering. Det vil være behov for on-line måling av flere vannkvalitetsparametre. I tillegg må styringsenheten integreres med den øvrige styringen.

Kostnaden ved innføring vil være vesentlig. Hvor mye koster det totalt sett å innføre Fuzzy Logic styringsenhet? Det bør kunne dokumenteres en lønnsomhet ved høy inngangspris.

Hvordan styringsenheten integreres med det øvrige styringssystem vil være viktig. For vannverkseier er klare grenseskiller og begrenset kompleksitet viktig.

9.3.3 Effekt av Fuzzy Logic

Hvilken effekt som oppnås med bruk av Fuzzy Logic er helt avgjørende for produktet. Det vil kreves referanser/dokumentasjon på effekten eller en garanti. Det vil derfor være viktig å etablere en god og tung referanse tidlig.

9.3.4 Driftshensyn

For vannverkseier er det av betydning hvilket driftsbehov det er knyttet til styringsenheten. For vannverkseier er det av betydning at denne er liten. Et stort driftsbehov øker terskelen for at vannverkseier tar i bruk produktet.

Brukerstøtten bør være lett tilgjengelig og operativ.

9.4 Oppsummering

Store og mellomstore vannbehandlingsanlegg med en betydelig kjemikaliekostnad vil være et potensielt marked for Fuzzy Logic. I Norge er der ca 35 slike anlegg i dag. Det vil i tillegg bli ferdigstilt 3-5 nye større behandlingsanlegget hver år i den nære fremtiden.

Følgende element vil ha avgjørende betydning for produktet:

- Effekten med hensyn på reduksjonen av kjemikalieforbruk i forhold til kostnaden på implementeringen av styringsenheten
- Forretningsmessig distribusjon
- Hvordan styringsenheten kan integreres med det øvrige styringssystemet

10. Utvikling av demonstrasjonsprogram for beslutningsstøtte for operatører

10.1 Konseptet

Dette dokumentet omhandler kildekode i katalog «spørreprogram».

Spørreprogrammet er utviklet i Matlab v.5.1, og har til hensikt å kunne benyttes i opplæringsøyemed for operatører. Programmet er et utkast og baserer seg på en modell av et renseanlegg utviklet i NTNU-diplomen «Fuzzy regulering av renseanlegg for drikkevann. Harald Hanssen 1997» (vedlegg E).

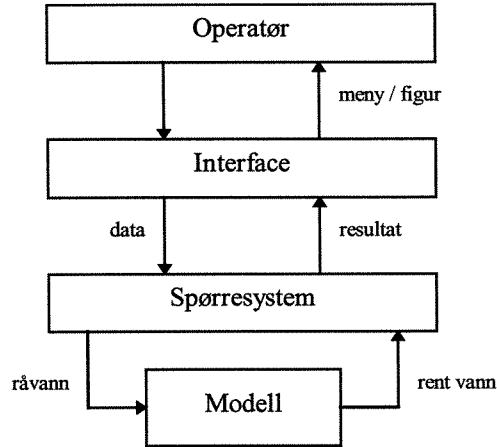
Hensikten med programmet er å vise hvilke kombinasjoner av doseringer og pH ved koagulering som gir ønsket renseseffekt på farge og turbiditet. Sammenhengene er ulineære og krever meget god kjennskap til prosessen hvis en ønsker å minimalisere kjemikaliebruken. Da variasjoner i råvannsfarge og turbiditet de fleste steder er langsomme vil opplæring ta tid og kreve langsiktig oppfølging. Et opplæringsprogram kan derfor forkorte tiden opplæringen tar.

10.2 Oppbygging

Programmet tar imot innstillinger på råvann og testområder fra operatør og returnerer en figur som viser hvilke dose og pH som fellingen kan utføres ved, og som kan gi ønsket resultat.

Programmet startes i Matlab med kommandoen "sp".

Programmets struktur er gitt i Figur 14:



Figur 14. Programmets struktur

Interfacet benytter seg av et selvforklarende menysystem som følger:

```

Spørreprogram for valg av dosering og pH ved koagulering.
-----
Testområde for dose : [ 0.8 ; 0.1 ; 4.5]
Testområde for pH   : [ 5.0 ; 0.1 ; 7.0]
Fargekrav           : 5.0
Turbiditetskrav    : 0.25

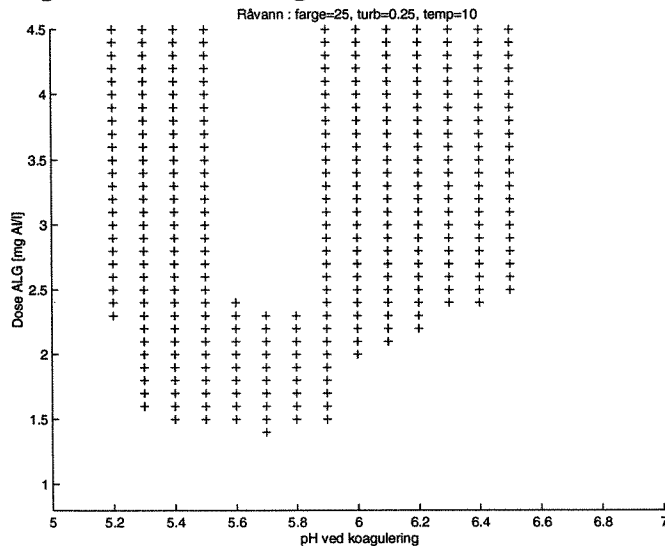
Råvannsfarge       : 50
Råvannsturb       : 1
Råvannstemp       : 10

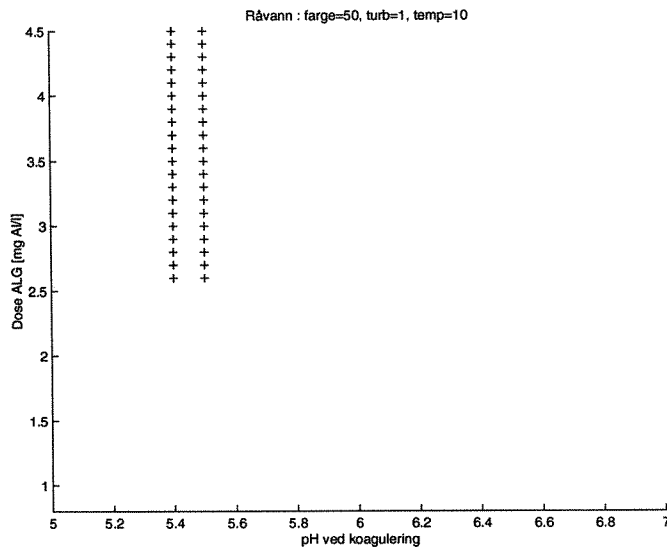
Valgmuligheter:
1. Endre testområder
2. Endre krav
3. Endre råvannsparemetre
4. Spør

0. Avslutt
?
  
```

10.3 Resultater

Fra to «spøringer» fremkommer følgende svar:





Resultatene her viser hvilke kombinasjoner av dose (ALG) og pH ved koagulering som gir ønsket renseeffekt. Kravene til renseeffekt kan justeres.

10.4 Kommentar

Programmet baserer seg på en modell med et begrenset gyldighetsområde. Når dose overskrider maksimalverdien i modellen gir det seg utslag i «stolper» i øvre del av figuren. Grunnen er at modellen gir samme renseeffekt for alle overskridende doser som for den maksdosen som modellen kjenner til. Det er altså ikke en programmessig svakhet, men en svakhet med modellen som må utbedres.

Doseringen som benyttes er aluminiumsulfat - ALG. Ved normal drift vil restaluminiumet fra fellingen være en mer begrensende faktor for dose og pH kombinasjoner enn farge og turbiditet. Modellen har ingen kunnskap om restaluminiumet, så ved fremtidig utvikling må derfor slike begrensende faktorer tas med i modellen.

10.5 Kildekode

Interface.m

```

global rlsmod;
global mfsmod;
global inputsmod;
global outputsmod;
global nlabmod;
global labelsmod;

[rlsmod,mfsmod,inputsmod,outputsmod,nlabmod,labelsmod] =
txt2rls('modell.rb');

dose = '[ 0.8 ; 0.1 ; 4.5]';
pH = '[ 5.0 ; 0.1 ; 7.0]';
fargekrav = '5.0';
turbkrav = '0.25';
innfarg = '25';
innturb = '0.25';
inntemp = '10';

menyvalg=1;
feilmelding='';

while menyvalg~=0
    clc;
    menyvalg = input([' Spørreprogram for valg av dosering og pH ved
koagulering.\n' ...
    '-----\n\n'
    ...
    ' Testområde for dose : ' dose '\n' ...
    ' Testområde for pH : ' pH '\n' ...
    ' Fargekrav : ' fargekrav '\n' ...
    ' Turbiditetskrav : ' turbkrav '\n\n' ...
    ' Råvannsfarge : ' innfarg '\n' ...
    ' Råvannsturb : ' innturb '\n' ...
    ' Råvannstemp : ' inntemp '\n\n' ...
    'Valgmuligheter:\n' ...
    '1. Endre testområder\n' ...
    '2. Endre krav\n' ...
    '3. Endre råvannsparemetre\n' ...
    '4. Spør\n\n' ...
    '0. Avslutt\n\n' feilmelding '?' ], 's');
    menyvalg=str2num(menyvalg);
    if isempty(menyvalg), menyvalg=99; end;
    switch menyvalg
        case 1
            clc;
            disp('Spørreprogram for valg av dosering og pH ved koagulering. ');
            disp('-----');
            disp('');
            disp('Endre testområder (enter for oppgitt verdi) : ');
            disp("[start ; oppløsning; stopp]");
            disp('');
            inn = input(['dose " dose " : '], 's');
            if size(str2num(dose))==size(str2num(inn)), dose=inn; end;
            disp([' dose = ' dose]);
            disp('');
            inn = input(['pH " pH " : '], 's');
            if size(str2num(pH))==size(str2num(inn)), pH=inn; end;
            disp([' pH = ' pH]);
            disp('');
        case 2
            clc;
            disp('Spørreprogram for valg av dosering og pH ved koagulering. ');
            disp('-----');
            disp('');
            disp('Endre krav (enter for oppgitt verdi) : ');
            disp('');
            inn = input(['fargekrav " fargekrav " : '], 's');
            if size(str2num(fargekrav))==size(str2num(inn)), fargekrav=inn; end;
            disp([' fargekrav = ' fargekrav]);
            disp('');
            inn = input(['turbiditetskrav " turbkrav " : '], 's');
            if size(str2num(turbkrav))==size(str2num(inn)), turbkrav=inn; end;

```

```

disp([' turbiditetskrav = ' turbkrav]);
disp('');
case 3
    clc;
    disp('Spørreprogram for valg av dosering og pH ved koagulering. ');
    disp('-----');
    disp('');
    disp('Endre råvannsparemetre (enter for oppgitt verdi) : ');
    disp('');
    inn = input(['farge " innfarg " : '], 's');
    if size(str2num(innfarg))==size(str2num(inn)), innfarg=inn; end;
    disp([' farge = ' innfarg]);
    disp('');
    inn = input(['turbiditet " innturb " : '], 's');
    if size(str2num(innturb))==size(str2num(inn)), innturb=inn; end;
    disp([' turbiditet = ' innturb]);
    disp('');
    inn = input(['temperatur " inntemp " : '], 's');
    if size(str2num(inntemp))==size(str2num(inn)), inntemp=inn; end;
    disp([' temperatur = ' inntemp]);
    disp('');
case 4
    resultatOK = spsystem( str2num([ ' ' innfarg ' ; ' innturb ' ; ' inntemp
    ]' ]), ...
                        str2num(dose), str2num(pH), ...
                        str2num([ ' ' fargekrav ' ; ' turbkrav ' ]' ]));
    resfigur(
        str2num([ ' ' innfarg ' ; ' innturb ' ; ' inntemp ' ]'
    ]), ...
        str2num(dose), str2num(pH), resultatOK );
case 0
    feilmelding='';
otherwise
    feilmelding='??? Velg en av mulighetene.\n';
end;
end;
end;

```

resfigur.m

```

function []=resfigur(x,dose,pH,resultatOK)
%spørresystem for modell av renseanlegg Harald Hanssen 1997
%plotting av akseptable dose-pH kurver

% x          = [farge inn; turbiditet inn; temperatur inn]
% dose       = [startverdi; oppløsning; stoppverdi]
% pH        = [startverdi; oppløsning; stoppverdi]
% resultatOK = [ dose1&pH1 dose1&pH2 . . . . dose1&pHn ]   Verdiene er TRUE
%            = [ dose2&pH1 dose2&pH2 . . . . dose2&pHn ]   eller FALSE.
%            [ . . . . . ]
%            [ . . . . . ]
%            [ . . . . . ]
%            [ . . . . . ]
%            [ dosem&pH1 dosem&pH2 . . . . dosem&pHn ]

M = fix((dose(3)-dose(1))/dose(2))+1;
N = fix((pH(3)-pH(1))/pH(2))+1;

figure;
hold on;

for i = 1:N
    for j = 1:M
        if resultatOK(j,i)
            plot( (pH(1)+pH(2)*(i-1)), (dose(1)+dose(2)*(j-1)), 'k+');
        end;
    end;
end;

axis ([pH(1) pH(3) dose(1) dose(3)]);
xlabel('pH ved koagulering');
ylabel('Dose ALG [mg Al/l]');
title(['Råvann : farge=' num2str(x(1)) ' , turb=' num2str(x(2)) ' , temp='
num2str(x(3))]);
hold off;

```

spsystem.m

```

function resultatOK=spsystem(x,dose,pH,resultatkrav)
%spørresystem for modell av renseanlegg Harald Hanssen 1997

% x          = [farge inn; turbiditet inn; temperatur inn]
% dose       = [startverdi; oppløsning; stoppverdi]
% pH        = [startverdi; oppløsning; stoppverdi]
% resultatkrav = [farge ut ; turbiditet ut];
% resultatOK = [ dose1&pH1 dose1&pH2 . . . . dose1&pHn ]   Verdiene er TRUE
%              [ dose2&pH1 dose2&pH2 . . . . dose2&pHn ]   eller FALSE.
%              [ . . . . . ]
%              [ . . . . . ]
%              [ . . . . . ]
%              [ . . . . . ]
%              [ dosem&pH1 dosem&pH2 . . . . dosem&pHn ]

M = fix((dose(3)-dose(1))/dose(2))+1;
N = fix((pH(3)-pH(1))/pH(2))+1;

resultatOK = zeros(M,N);

h = waitbar(0, 'Beregner...');
for i = 1:N
    for j = 1:M
        waitbar(((i-1)*M + j)/(M*N));
        Y=modell([x(1);      x(2);      0.21;      x(3);      pH(1)+pH(2)*(i-1);
dose(1)+dose(2)*(j-1)]);
        % 0.21 er alkalitet, og har ingen betydning
        % i spørreprogrammet
        if Y<=resultatkrav, resultatOK(j,i)=1; end;
    end;
end;
close(h);

```

11. Forslag til videre arbeid

11.1 Videre arbeid/nytt søknad

Ved pilotforsøkene som ble gjennomført i Måløy var det store variasjoner i råvannskvaliteten. Reguleringen foregikk v.h.a. et grovt styringskonsept. Før dette konseptet skal vurderes for kommersialisering, bør pilotforsøk gjennomføres parallellt med et vannverk som erfarer problemer med råvannskvalitetsendringer. Dette kan med fordel gjennomføres med aktiv deltagelse fra en systemleverandør. Et slikt forsøk vil også kunne dokumentere økonomiske og helsemessige gevinster ved bruk av konseptet, i tillegg til funksjonaliteten som ble demonstrert her.

11.2 Forslag til forbedringer av pilotanlegg.

Fuzzy : FUDGE / FIDE er dårligere enn Inform / fuzzyTECH eller OMRON / SIEMENS. I fremtiden bør man heller satse på PLS-basert / «on-line»-enheter

Kyvetteproblematikk : viktig med eit skikkeleg «on-line» -instrument, spesielt på spektrofotometer, men også på pH- og turb- instrumenta (vasking / kalibrering er viktig ...)

NB! Utforming av (deler av) anlegget kan vere viktig, uansett : jfr. Eli sin idé i veke 25 / 97 !! Sannsynlegvis har «tilbakesiging» (spesielt av spylevatn) ned til spektrofotometer + turbidimeter laga ekstra trøbbel for oss. Tilbakeslagsventil funka ikkje pga for lite trykk ---> brukte nettingsil for å stanse antrasitten. «Rustfargen» inni slangane tilkopla filterinntaket (og bakover til JKL doseringa) tyder på slike fenomen har vore på ferde i Måløy.

Instrumentering, generelt : bør ha 2 sett for enklare, sikrere logging + styring !

DDE : Fungerte ikke tilfredstillende. Må satse på fuzzyTECH eller liknande, sjå øvst på sida !

12. Konklusjoner

- Bruken av fuzzy logikk for styring av fellingskjemikalie dosering er demonstrert.
- En pilotanlegg med direktefiltrering samt en styringsenhet med fuzzy logikk er konstruert, testet og brukt i pilotforsøk.
- Måleutstyret skapte flere problemer under forsøkene. Problemene er beskrevet og forbedringsmuligheter foreslått.
- Fuzzy logikk enheten kan kjøpes ferdig fra leverandører eller kan programmeres selv, som demonstrert her. Fjernstyring og overvåking av enheten er demonstrert.
- Konseptets funksjonaliteten ble dokumentert i pilotskala. Et sterkt varierende råvann med fargetall opptil 225 mg-Pt/l og turbiditet opptil 16 NTU ble renset tilfredstillende (< 7 mg-Pt/l og <0,1 NTU) og stabilt.
- Tilpassning av fuzzy reglene til hvert enkelt vannverk er nødvendig. Dette kan gjøres ved hjelp av eksisterende Edb-programmer.
- Et beslutningsstøtte program kan utvikles ved bruk av samme fuzzy regelsett som benyttes for å styre doseringene. Muligheten for dette er demonstrert ved et enkelt program laget i MatLab.
- En detaljert markedsvurdering er gitt basert på spørreundersøkelse.
- Rapporten gir en god oversikt over fuzzy konseptet, og demonstrerer ulike stadier under etablering av et styringskonsept i praksis for kjemikaliedosering.

13. Referanser

- Nødland, B., Tjønneland, R. (1996) : «Fuzzy kontroll av renseanlegg for drikkevatt»
Hovedoppgåve 05/96. Høgskulen i Sogn og Fjordane (HSF), Avd. for Ingeniørutdanning (AIU)
- Olafsson, J. F., Ratnaweera, H. C. (1996) : «Fuzzy kontroll i vannbehandling. FORPROSJEKT»,
NIVA-rapport, ISBN 82-577-2924-8
- Von Altrock, C. (1995) : «Fuzzy Logic and NeuroFuzzy Applications Explained», Prentice Hall PTR,
ISBN 0-13-368465-2

Vedlegg A. Utregning av koagulant tilsetting:

Koagulant-tilsetting skal ligge mellom 1-10 mg Fe/l. Fortynner jernklorid 1:2. Fortynnet jernklorid inneholder 1.56 mol Fe³⁺ pr. liter løsning. Dette gir 86.85 mg Fe/l løsning. Det ble benyttet oransj/rød pumpe slang som doserer 0.003 ml/omdreining.

Dosering ved ulike innstilling på pumpa:

Tabell 2. Innstilling på JKL-pumpa

Innstilling pumpe	rpm	mg Fe/l råvann
5%	2.5	0.58
10%	5	1.16
20%	10	2.32
30%	15	3.48
40%	20	4.6
50%	25	5.8
60%	30	6.95
70%	35	8.1
80%	40	9.3
90%	45	10.4

Benyttet følgende utregning:

Utregning av mg Fe/l råvann:

.....omdr/min*0.003 ml/omdr = ml/min

Koagulant pr liter råvann:

.....ml/min :l/min =ml/l

Koagulant pr. liter råvann avhengig av konsentrasjonen til jern-løsningen:

.....ml/l* 86,85 mgFe/ml =mg/l

Utregninger på basis av 1.12 l/min råvann gjennom anlegget.

Vedlegg B. Programvare

Hvis ikke annet er nevnt er all programvare for PC / Windows '95 (32 bits operativ-system)

Navn	Versjon	Produsent	Norsk representant	Merknad
LOOKOUT	3.6 Build17	National Instruments, USA	National Instr. Norge, Lierstranda (32848400)	
Melsec Medoc +	2.01 Build11	Mitsubishi GmbH	Electric G & L Electronics AS, Drammen (32243000)	
LabWindows/CVI	4.0.1	National Instruments, USA	National Instr., Norge (32848400)	
pcANYWHERE	7.0	Symantec, USA		
FIDÊ	1.0	Aptronix, USA		Win 3.11
FUDGE	1.02	Motorola, USA	AVNET NORTEC, Hvalstad (66763600)	«Freeware» Win 3.11 Ingen support

Vedlegg C. Fuzzy-regler

REGEL # 1 - 9 :

```

if TURB is TURB_H AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose8 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose8 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose6 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose5 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose6 ;

```

REGEL # 10 - 18 :

```

if TURB is TURB_H AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose5 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose6 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_H AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose5 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose4 ;

```

REGEL # 19 - 27 :

```

if TURB is TURB_L AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose6 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose2 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose1 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose2 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose1 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose2 ;

```

REGEL # 28 - 36 :

```

if TURB is TURB_L AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_L AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose2 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose5 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose6 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose7 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_H AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose3 ;

```

REGEL # 37 - 45 :

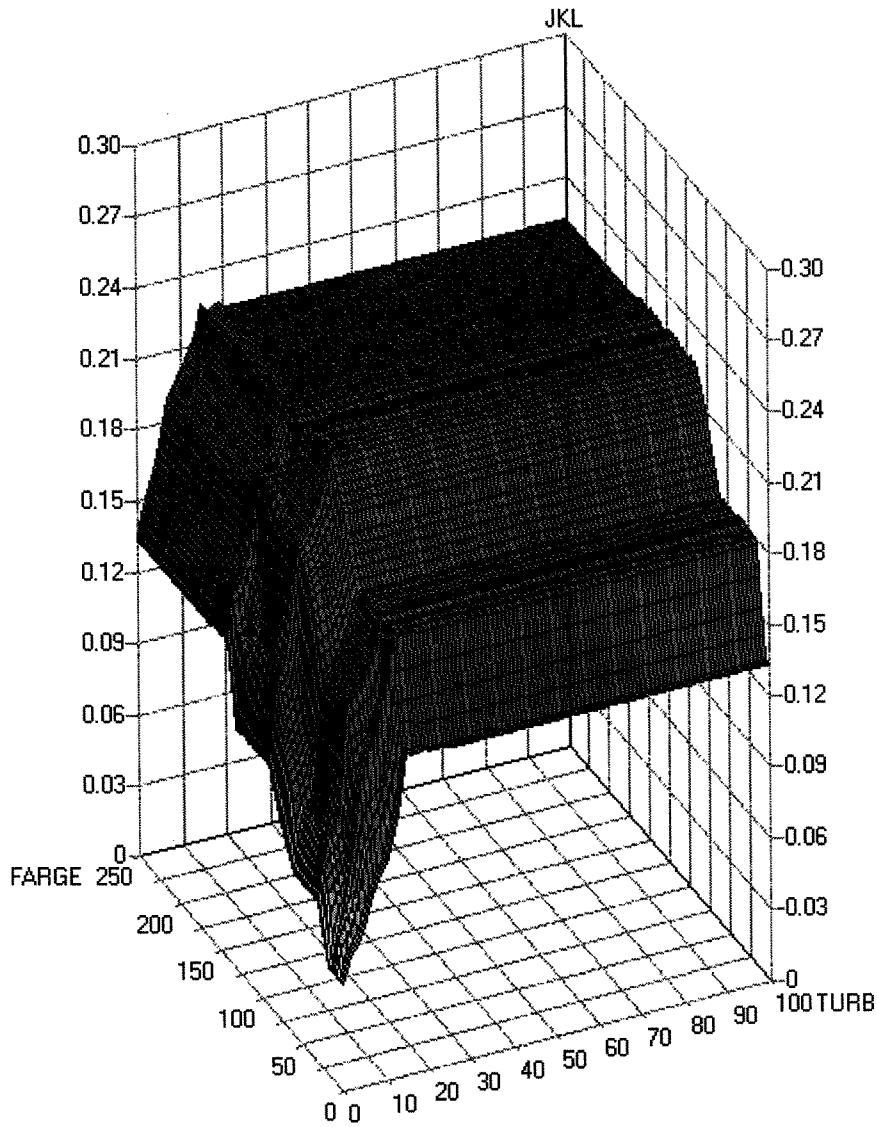
```

if TURB is TURB_M AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose2 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_L AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose2 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_H THEN JKL is Dose5 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_L THEN JKL is Dose3 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_M THEN JKL is Dose4 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XH THEN JKL is Dose6 ;
if TURB is TURB_M AND pH is pH_M AND FARGE is FARGE_XL THEN JKL is Dose3 ;

```

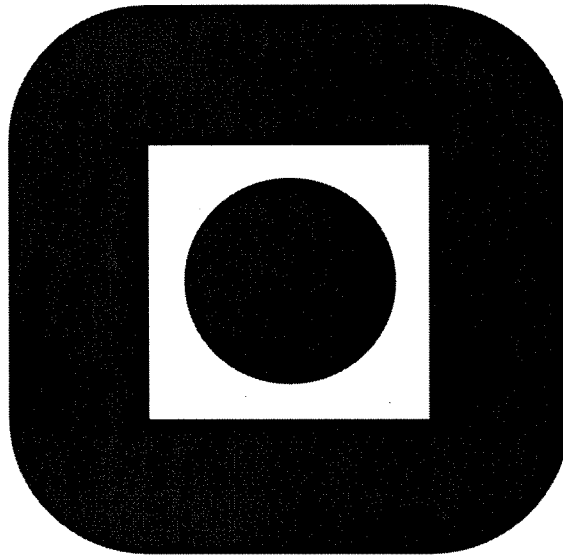
Vedlegg D. «3D-plott»

JKL = f (FARGE , TURB) med konstant pH



**Vedlegg E. HOVEDOPPGAVE - Fuzzy regulering
av renseanlegg for drikkevann**

HOVEDOPPGAVE



Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for elektro og telekommunikasjon
Institutt for teknisk kybernetikk

Fuzzy regulering av rensaneanlegg for drikkevann

Harald Hanssen

**Trondheim
Desember 1997**



HOVEDOPPGAVE

Kandidatens navn: Harald Hanssen
Fag: Teknisk kybernetikk
Oppgavens tittel (norsk): Fuzzy regulering av renseanlegg for drikkevann
Oppgavens tittel (engelsk): Fuzzy control of water and sewer cleaning plants
Oppgavens tekst:

Renseanlegg for drikkevann er, på grunn av betydelige ulineariteter, interessante kandidater for bruk av avansert regulering. I denne oppgaven vil fokus være på fuzzy regulering for forbedret drift av slike anlegg.

1. Gi en beskrivelse av renseanlegget som skal benyttes som eksempelprosess i oppgaven. Formuler kriterier for god drift av anlegget.
2. Utvikle en dynamisk modell for systemet med utgangspunkt i tilgjengelige data, og kjente eller delvis kjente prosessmekanismer.
3. Modellen i pkt. 2 skal danne grunnlag for konstruksjon og evaluering av fuzzy regulering. Evalueringen skal skje mot kriteriene som er formulert i pkt. 1.
4. Det er hensiktsmessig å kunne benytte regulatorstrategien på flere ulike anlegg. Diskuter fleksibiliteten til regulatoren i pkt. 3 m.h.p. dette, og spesielt hvilke tilpasninger som må gjøres fra anlegg til anlegg.

Oppgaven gitt: 01.09.97

Besvarelsen leveres: 23.12.97

Besvarelsen levert:

Utført ved Institutt for teknisk kybernetikk.

Veileder: Harsha Ratnaweera, NIVA, Magne Setnes TU Delft

Trondheim, den 01.09.97

Bjarne Foss
Faglærer

FORORD

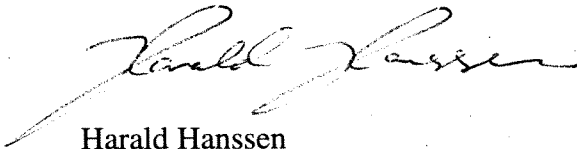
Denne oppgaven ble gitt av dr. Harsha Ratnaweera, NIVA og Prof. Bjarne Foss ved NTNU. Kontakt med NIVA ble opprettet ved hjelp av ir. Magne Setnes, TU Delft.

Takkerunden starter hos min samboer, Heidi. Dine gode råd og oppmuntringer er uvurderlig. Det samme var middagene du laget i skriveperioden.

Jeg vil også takke Stein Østerhus for en forløsende hjelp ved modelleringen. Uten de dataene vet jeg ikke hva jeg skulle gjort.

Tilslutt vil jeg takke Microsoft. Selv om produktet Word er 14 år gammelt, har Dere klart å beholde ustabiliteten. Hverdagen ville på langt nær vært så spennende uten Word for Windows 97.

Trondheim den 23. Desember 1997



Harald Hanssen

INNHold

1. INNLEDNING	1
1.1 MOTIVASJON	1
1.2 TIDLIGERE ARBEID	2
1.3 UTDRAK AV OPPGAVEN.....	2
2. RENSEANLEGGET	3
2.1 HSF RENSEANLEGG	3
2.2 MODIFIKASJONER	4
2.3 DRIFTSSCENARIO	5
2.4 KRITERIER FOR GOD DRIFT.....	6
3. MODELL	9
3.1 SYSTEM	9
3.2 BEGRENŚINGER.....	11
3.3 MODELLERING.....	12
3.3.1 pH.....	13
3.3.2 Renseresultat.....	15
3.3.3 Andre effekter.....	18
3.3.4 Reaktordynamikk.....	20
3.4 OPPNÅDD MODELL.....	22
4. REGULERING.....	23
4.1 TIDLIGERE UTVIKLET SYSTEM.....	23
4.2 FOROVERKOBLET REGULATOR	24
4.3 ADAPTIV REGULATOR.....	26
4.4 REGULATOR I NORMAL DRIFT	28
4.5 REGULATOR I FREMTIDIG DRIFT.....	28
4.6 BLOKKSJEMA.....	29
5. SIMULERINGER.....	31
5.1 RESULTATER SCENARIO 1.....	32
5.2 RESULTATER SCENARIO 2A	33
5.3 RESULTATER SCENARIO 2B.....	34
5.4 EVALUERING	35
6. DISKUSJON	37
6.1 MODELLERINGSPROBLEMET	37
6.2 BRUK AV REGULATORSTRATEGI.....	38
7. ANBEFALINGER VIDERE ARBEID	41

8.	KONKLUSJON	43
9.	REFERANSER	45
A	VANNRENSETEORI	A-1
A.1	PROBLEMSTILLING.....	A-1
A.2	RÅVANN.....	A-2
A.3	HUMUS.....	A-2
A.4	GENERELL RENSETEORI.....	A-3
A.5	KJEMISK FELLINGSTEORI.....	A-7
A.6	SENSORER FOR HUMUS.....	A-9
B	FUZZY TEORI	B-1
B.1	SETT TEORI.....	B-1
B.2	OPERASJONER.....	B-2
B.3	FUZZY REGULERING.....	B-3
B.4	LOKAL MODELLERING.....	B-5
C	DATAGRUNNLAG	C-7
C.1	HSF FYSISKE DATA.....	C-7
C.2	FELLINGSDATA.....	C-7
D	SIMULERINGS RESULTATER	D-1
D.1	RÅVANNSDATA.....	D-1
D.2	SCENARIO 1.....	D-2
D.3	SCENARIO 2A.....	D-4
D.4	SCENARIO 2B.....	D-6
E	PROGAMKODE	E-1
E.1	MODELL.....	E-1
E.2	REGULATORER.....	E-5
E.2.1	<i>Foroverkoblet regulator</i>	<i>E-5</i>
E.2.2	<i>Adaptiv regulator</i>	<i>E-8</i>
E.3	SIMULERINGSSYSTEM.....	E-9
E.3.1	<i>Hovedmeny</i>	<i>E-9</i>
E.3.2	<i>Scenario 1: Operatørstøtte</i>	<i>E-11</i>
E.3.3	<i>Scenario 2a : Kontinuerlig Regulering</i>	<i>E-13</i>
E.3.4	<i>Scenario 2b : Adaptiv Regulering</i>	<i>E-14</i>
E.4	PH REGULATOR.....	E-16

FIGURER

Figur 1 :	Prinsippskisse av renseanlegget	3
Figur 2 :	Skjematisk fremstilling av modifisert HSF renseanlegg.....	5
Figur 3 :	HSF råvannsdata for farge.....	6
Figur 4 :	Kjemisk felling i fullrenseanlegg	9
Figur 5 :	Renseresultat for farge ved ulike doseringer og pH.....	15
Figur 6 :	Operasjonsområder for modell.....	16
Figur 7 :	Medlemskapsfunksjon for dose.....	18
Figur 8 :	Medlemskapsfunksjoner for råvannsfarge	18
Figur 9 :	Renseresultat på turbiditet.....	19
Figur 10 :	Innflytelse av temperatur på felling.....	20
Figur 11 :	Oppnådd modell	22
Figur 12 :	Målinger og pådrag på foroverkoblet regulator.....	24
Figur 13 :	Medlemskapsfunksjonene for foroverkoblet regulator	25
Figur 14 :	Adaptiv fuzzy regulator.....	26
Figur 15 :	Medlemskapsfunksjoner for adaptiv regulator.....	27
Figur 16 :	Operatørstøttesystem ved normal drift.....	28
Figur 17 :	Regulering av pH.	28
Figur 18 :	Regulering ved normal drift.	29
Figur 19 :	Regulering ved fremtidig drift.....	29
Figur 20 :	Adaptiv regulering ved fremtidig drift.....	30
Figur 21 :	Råvannsforløp a. Farge b. Turbiditet c. pH d. Alkalitet.....	31
Figur 22 :	Temperaturforløp a. Sprang b. Konstant lav c. Årsvariasjon.....	31
Figur 23 :	Forstyrrelsesfritt forløp på scenario 1.	32
Figur 24 :	pH ved koagulering ved scenario 1.	32
Figur 25 :	Forstyrrelsesfritt forløp scenario 2a.	33
Figur 26 :	pH ved koagulering ved scenario 2a.	33
Figur 27 :	Årsvariasjon i temperatur på scenario 2a.	33
Figur 28 :	Årsvariasjon i temperatur for scenario 2b.....	34
Figur 29 :	ALG doseringer for a. scenario 2a b. scenario 2b.....	34

SAMMENDRAG

Denne oppgaven har utviklet en regulatorstrategi som kan benyttes som basis i et ekspertsystem for off-line operatørstøtte, ved kjemisk felling i renseanlegg for drikkevann. Strategien kan enkelt overføres til on-line regulering, og suppleres med adaptiv regulering for utligning av prosessforstyrrelser. Til testing av reguleringsstrategien ble en modell av fellingsprosessen utviklet.

Regulatoren benytter fuzzy logikk slik at ekspertsystem med basis i dem kan utvikles. Personell som er relativt uerfarne på reguleringsteknikk har da også større muligheter for å tune systemet.

Lokal modellering med fuzzy logikk gjorde det mulig å utvikle en modell av en begrenset mengde forsøksdata. Totalt er modellen en hybrid løsning av forsøksdata, generell prosesskunnskap og reaktordynamikk.

Det er i oppgaven påvist svakheter ved den oppnådde modellen. Dette gjør at reguleringsstrategien, som kun er testet på oppgavens modell, ikke ennå lar seg benytte i et ekspertsystem. Et videre arbeid med modellen må derfor gjøres.

Designene er implementert i Matlab/Simulink. Forsøksdata er gitt av SINTEF bygg og miljøteknologi, vannrensing og VA. Testdata ble formidlet av NIVA.

1. INNLEDNING

1.1 MOTIVASJON

Norge assosieres ofte med frisk luft, uberørt natur, høye fjell og rent og klart vann. En sannhet med modifikasjoner.

Dagbladet 15/9-97 refererer en undersøkelse utført av Statens institutt for folkehelse (SIFF) :

...Vår undersøkelse viser at tallet [på nordmenn som får for dårlig drikkevann] er 1,3 millioner, og at det gjennomgående er de små eller mellomstore vannverkene som har dårligst vannkvalitet. [...] Mange nordmenn får mage- og tarminfeksjoner av drikkevannet sitt, og årlig skyldes mellom 200 000 og 300 000 sykedager for dårlig vannkvalitet, [...]

Ifølge folkehelsas undersøkelse leverer 62 prosent av vannverkene i Norge ikke tilfredstillende vann. [...] Flere vannverk plages av for mye humus, [...] i tillegg klarer [de] ikke å desinfisere vannet godt nok mot smittestoffer. [...] På landsbasis [må de] investere for mer enn tre milliarder kroner i rensesystemer i løpet av de neste årene...

De små- og mellomstore vannverk som er utpekt til synderen i undersøkelsen har en gordisk knute å løse. Mange av dem sliter med økonomien. De er ute av stand til å investere i nytt renseanlegg, bruk og opplæring av operatører holdes på et minimum.

På den andre side er betalingsviljen lav for dårlig vann. Utrente operatører kan overdosere fellingskjemikalie med økt kjemikalieforbruk, økt slamproduksjon, kortere filtreringstider og redusert renseseffekt på humus som resultat.

Av teksten fremgår humus som et av problemområdene. Kjemisk felling er en metode for fjerning av humus som flestparten av vannverkene benytter seg av.

Denne oppgaven har som målsetting å utvikle en reguleringsstrategi for kjemisk felling ved små og mellomstore vannverk. Strategien skal i første omgang kunne danne basis for et off-line ekspertsystem. Det benyttes derfor fuzzy logikk i regulatoren. Reguleringsstrategien skal videre kunne overføres til on-line regulering ved fremtidige bruk.

1.2 TIDLIGERE ARBEID

Norsk institutt for vannforskning, NIVA, har i samarbeid hovedoppgavestudenter på Høyskolen i Sogn og Fjordane^{7,8,9} utviklet et on-line styresystem for et forsøksanlegg. Til dosering er det utviklet en fuzzy regulator.

NIVA har prøvd ut regulatoren på et pilotanlegg på Måløy. Pilotanlegget er bygget for å etterligne Skramsvatnet vannbehandlingsanlegg situert på samme sted.

Konklusjonen i begge tilfellene er at regulatoren ikke fungerer optimalt.

1.3 UTDRAG AV OPPGAVEN

I hovedtrekk er oppgaven bygd opp som følger:

- **Kapittel 2** viser hvilke krav som stilles til kjemisk felling i vannbehandling. Det tas utgangspunkt i et renseanlegg.
- **Kapittel 3** utvikler en modell for dette renseanlegget.
- **Kapittel 4 og 5** utvikler og tester regulatorer for prosessen.
- **Kapittel 6** beskriver problemstillinger knyttet til overføring av regulatorsystemet på andre anlegg.
- **Vedlegg A** gir en oversikt over vannrensing som prosess.
- **Vedlegg B** beskriver fuzzy logikk som metode i regulering og lokal modellering.

2. RENSEANLEGGET

Det vil her beskrives et rensanlegg for drikkevann som vil bli brukt i resten av oppgaven. Anlegget er utviklet som et case og er følgelig ikke i vanlig drift. Det er tatt utgangspunkt i et forsøksanlegg som Høyskolen i Sogn og Fjordane (HSF) har bygget opp til bruk for hovedoppgaver ved skolen.

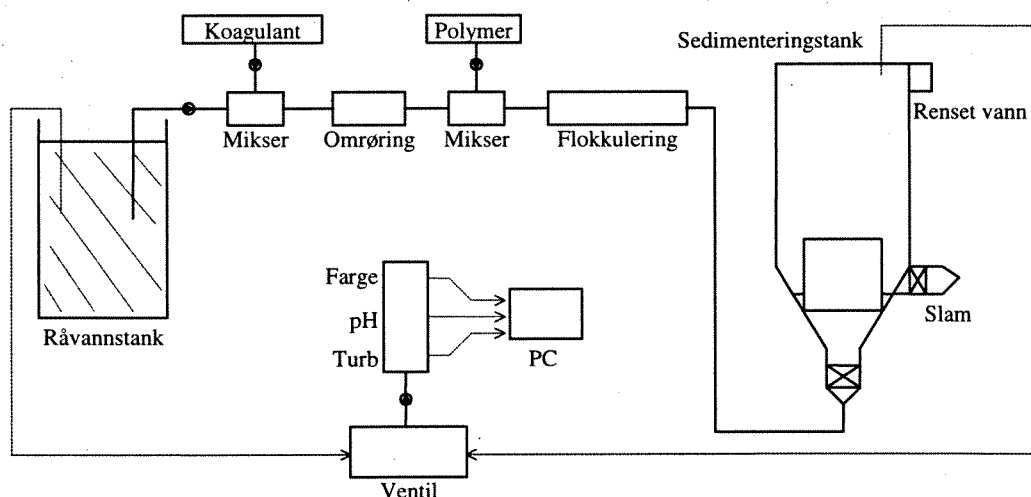
Det forutsettes kjennskap til vannrensing, så lesere ukjent med prosessen anbefales å lese vedlegg A først.

2.1 HSF RENSEANLEGG

Anleggets fysiske oppbygging er skjematisk fremstilt i Figur 1⁷.

Syntetisk råvann tilføres rensprosessen fra en stor tank. Koagulant blandes inn og fnokker bygges opp i det etterfølgende flokkuleringskammeret. I den indre sylindren i sedimenteringstanken befinner det seg et lag med slam, hvor fnokker i råvannet filtreres ut. Fnokker som slipper igjennom slamfilteret sedimenterer langs sidene i tanken. På toppen av tanken tas rensset vann ut. Overflødig slam renner over toppen på den indre sylindren og tappes ut i bunnen av sedimenteringstanken.

Ved oppstart av anlegget og med jevne mellomrom er det nødvendig å tilsette polymerer. Polymerene øker fnokkenes interne styrke slik at et godt slamfilter kan bygges opp og vedlikeholdes.



Figur 1 : Prinsippkisse av rensanlegget

For måling av vannkvalitet pumpes råvann og rensset vann vekselvis gjennom en ventil og inn til måleutstyret. Målingene logges på PC. En fuzzy regulator implementert i PC'en bestemmer hvilke nye doseringer som skal effektueres, og sender styresignaler (ikke vist på figuren) til koaguleringspumpen.

Gjennomstrømningen av vann i anlegget er normert til 30 l/time. For andre fysiske data henvises det til Tabell 13 i vedlegg C.

2.2 MODIFIKASJONER

Reelle små- og mellomstore vannverk i Norge avviker i hovedsak fra denne fremstillingen på følgende punkter:

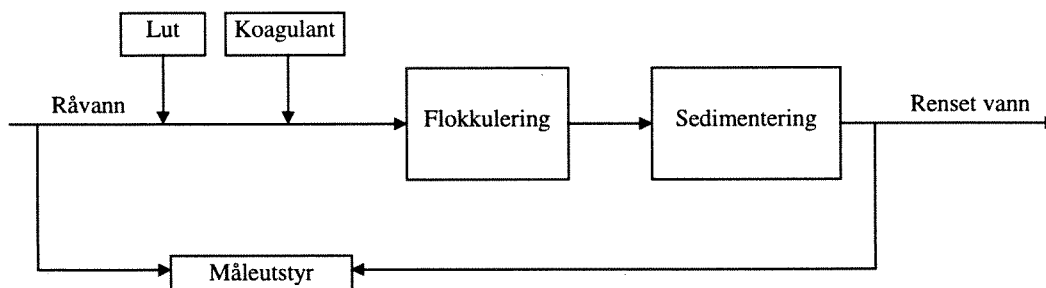
1. Råvann hentes fra innsjø.
2. Gjennomstrømning av vann er betydelig høyere. Måløy vannverk som forsyner 3600 personer har eksempelvis 150 l/time¹⁰.
3. On-line måling av vannkvalitet finnes ikke. Det tas prøver av gjennomsnittsblandinger med opptil en ukes mellomrom.
4. Det benyttes rentvannstanker etter felling for å midle hurtige endringer i rensresultater og som buffer for variasjoner i vannbehovet.
5. Det tilsettes kjemikalier før og etter fellingsprosessen for å justere pH og heve alkalitet.
6. Det foretas ingen regulering av prosessen utover det å holde doseringsmengder på angitte referanser. For enkelte anlegg benyttes tidsstyrte driftsrutiner som spyling av filter.

Med denne bakgrunnen er en nærmere tilpasning av renseanlegget til virkeligheten både ønskelig og nødvendig. Punkt for punkt vil den ovenstående listen vurderes:

1. Råvannstilførselen omdefineres til å basere seg på vann fra innsjø. Loggedata innhentet fra NRV brukes som grunnlag. Se vedlegg C.
2. Den fysiske oppbyggingen inklusive vanngjennomstrømningen endres ikke, da HSF for fellingsprosessens del kan karakteriseres som et fullrenseanlegg dog i noe redusert format.
3. Måleutstyret beholdes for å sammenligne on-line diskret regulering med off-line operatørstøtte på ukebasis.
4. Rentvannstanker benyttes ikke i HSF, da de loggedata for råvann som benyttes allerede er filtrert for slike hurtige variasjoner, og viser kun trender på ukebasis.

5. Mulighet for tilførsel av Lut som et pH-hevende middel før fellingen benyttes. Da oppgaven konsentreres om fellingsprosessen, er regulering av pH etter fellingen av ingen betydning.
6. Eventuelle tidsstyrte rutiner slik som dosering av polymer og spyling av filter forutsettes utført av en overordnet driftsenhet, og tas ikke med i videre betraktning.

Med disse modifikasjonene vil en skjematisk modell av anlegget fremstå som følgende figur:



Figur 2 : Skjematisk fremstilling av modifisert HSF rensanlegg

Ved senere referanser til HSF, er det den modifiserte utgaven av rensanlegget det henvises til.

2.3 DRIFTSSCENARIO

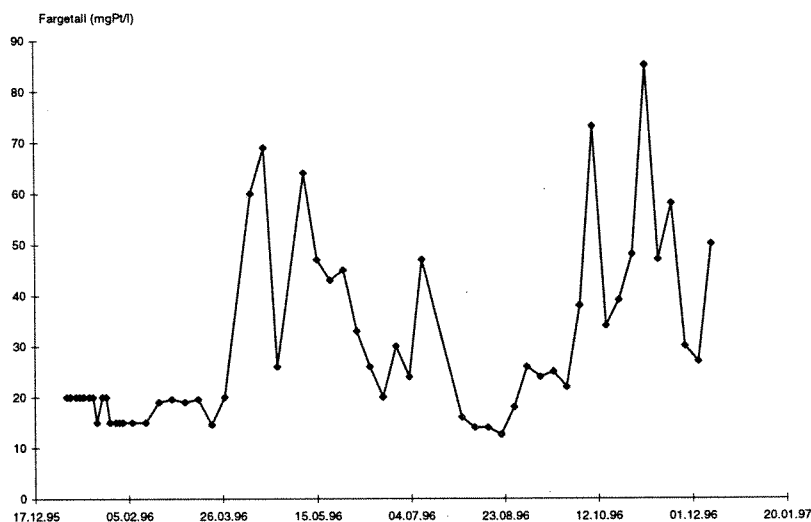
HSF vil bli operert etter to scenario: Ett for normal drift, og ett for fremtidig drift. Figur 3 viser et år med råvannsdata for farge som disse to scenarioene vil bli testet mot.

I en normal driftssituasjon kan et scenario ikke utypisk for deler av norske vannverks rutiner skisseres:

- Dag 1 til 6 : Jevnlige vannprøver av råvann og rensset vann tas. Rutinen kan være automatisert eller utført av driftspersonell. Alle råvannsprøver blandes sammen, og tilsvarende for prøvene av det rensede vannet.
- Dag 7 : Operatør besøker HSF. Råvannsprøven og renssetvannsprøven analyseres for farge, turbiditet, pH og alkalitet. For andre parametre sendes prøven til et laboratorium. Operatør tar en beslutning om ny dosering av koagulant for neste uke basert på analyseresultatet og erfaring.

Selv om dette driftscenarioet for enkelte vannverk vil fortone seg som en idealisering, er det et absolutt minimumskrav med en slik rutine dersom en ønsker en bedret vannkvalitet.

For å regulere en prosess innebærer det at jo hurtigere prosessen varierer, jo oftere må en kontrollere resultatet og endre pådrag. Som en kan se av Figur 3 er variasjonene i råvannskvaliteten i perioder såpass høy at dårligere prøverutiner raskt vil sette vannverket inn på gal side i SIFF's statistikker.



Figur 3 : HSF råvannsdata for farge.

En fremtidig driftssituasjon for HSF vil fortone seg slik:

- On-line måleutstyr for farge, turbiditet, pH og alkalitet er installert. Utstyret tar diskrete målinger av råvann og rensset vann.
- Et regulatorsystem bestemmer koagulantdose on-line.

Denne driftssituasjonen innebærer at vannverket har innkjøpt on-line sensorutstyr samt aktuatorer for dosering av lut og fellingskjemikalie. Det hele kan styres av en PC eller et fuzzy-PLS system. Som et apropos kan en ved bruk av PC, holde Teknisk Etat ved kommunen kontinuerlig oppdatert med vannkvaliteten over internett.

2.4 KRITERIER FOR GOD DRIFT

Tabell 9 i vedlegg A viser noen få av kravene Sosial- og helsedepartementet stiller til drikkevann. Selv om mange vannverk ikke holder seg til dagens krav, er kravene til kjemisk felling relativt svake. NIVA¹ antar at fremtidige forskrifter for drikkevann og krav til økonomisk effektivitet vil bli strengere. De har derfor skissert et sett med potensielle krav til drikkevannsbehandling. For oppgavens formål er de delt inn i overordnede grupper i Tabell 1.

dose optimalisering	<ul style="list-style-type: none"> • mindre forbruk av fellingskjemikalier. • optimal pH under fellingsprosessen. • lengre filtreringssykluser. Filteranlegg
kontinuerlig regulering	<ul style="list-style-type: none"> • håndtering av variasjoner i råvannskvalitet. • mer konsistent kvalitet på renet vann. • registrering av vannkvalitetsdata.
Miljø	<ul style="list-style-type: none"> • lavere restkonsentrasjoner av aluminium/jern i renet vann. • lavt forbruk av andre kjemikalier (lut, karbondioksid, etc.) • mindre slamproduksjon.
Andre	<ul style="list-style-type: none"> • lavere driftskostnader generelt. • håndtering av nødsituasjoner

Tabell 1 : Potensielle krav til vannrenseanlegg, NIVA.

For regulering av HSF vil de 2 første gruppene være av interesse. Sammenligner en disse kravene med dagens krav kan to overordnede kriterier for reguleringen i denne oppgaven defineres:

1. Drikkevann produsert ved HSF skal holde fargeverdier på 5 [mg Pt/l] eller lavere. For turbiditet skal verdiene være lavere enn 0,5 NTU.
2. Forbruk av koagulant skal holdes på et minimum.

I tillegg til disse to overordnede kriteriene gjenstår det ett kriterium som i oppgaven betraktes som underordnet, men som likevel er viktig å nevne:

- Biprodukter fra fellingen skal holde seg til Sosial- og helsedepartementets krav.

I HSF benyttes henholdsvis ALG (aluminiumsulfat i krystall vann - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14.3\text{H}_2\text{O}$) og lut. Aluminiuminnhold i drikkevann viser en sterk korrelasjon med sykdommen Alzheimer. Måler en på aluminiuminnholdet i drikkevannet, viser det seg at den stiller høyere krav til arbeidsnøyaktighet på prosessen enn farge og turbiditet. En reell implementasjon av regulator for dosering av ALG vil derfor i praksis måtte tilpasses denne faktoren.

Dette kriterium betraktes likevel som underordnet i den forstand at nye koaguleringsmidler og pH-justerende midler er i konstant utvikling. Forskjellige kjemikalier gir forskjellige biprodukter. Da kjemikalierne til nå utviser prinsipielt like resultateffekter på fellingen er det i oppgaven ønsket en generell angrepsvinkel.

3. MODELL

Grovt sett er det to prinsipielle metoder for å kontrollere, teste og tune en regulator: Det ene er å prøve den på en virkelig prosess, det andre er å benytte en modell. For oppgaven har det ikke vært anledning å benytte et virkelig anlegg, løsningen blir da å utvikle en modell som tilstrekkelig beskriver prosessen.

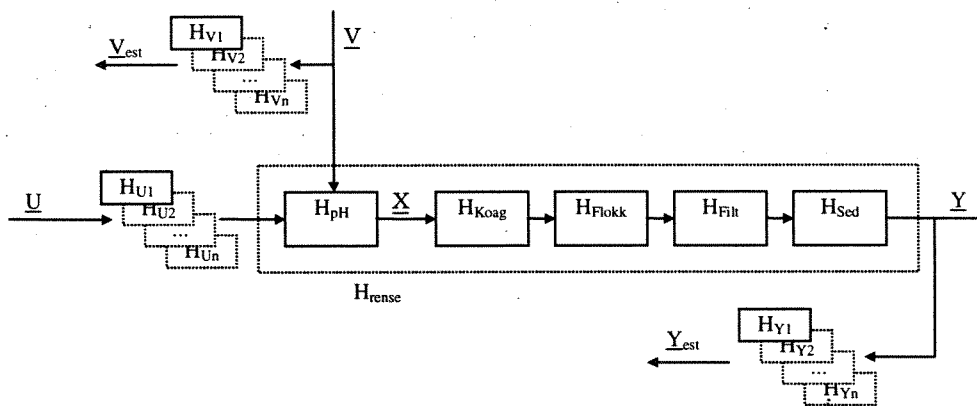
I 3.1 vil en oversikt av systemet gis. 3.2 vil avgrense modellen etter behovene. Modellen utledes i 3.3. I [kapittel om diskusjon] evalueres den oppnådde modellen.

I kapittel 6 beskrives også modelleringsforsøk som har slått feil. Disse forsøkene er viktig for å kunne vise hvilke behov en har for modellering i en reguleringsteknisk sammenheng.

3.1 SYSTEM

Felling av humus er en meget kompleks kjemisk prosess, som teoretisk kun delvis er beskrevet. Antall påvirkende parametre og interne koblinger er høyt.

Ideelt sett vil en reguleringsteknisk modell med komplett beskrivelse av fellingen for HSF skjematisk se slik ut:



Figur 4 : Kjemisk felling i fullrenseanlegg

Forstyrrelsen \underline{V} er råvannets fysiske tilstandsvektor. \underline{X} råvannets fysiske tilstand etter pH er endret. \underline{Y} beskriver det tilsvarende for det rensede vannets. \underline{U} er pådrag som vi setter på systemet. H_V og H_Y henspiller sensorene sine transferfunksjoner. H_U refererer til aktuatorene. Transferfunksjonene i H_{rense} viser til de forskjellige delprosessenes påvirkning på vannet.

I vannrenseteorien^{3,5,6,10} er det fem forstyrrelsesfaktorer som gjennomgående beskrives som påvirkende for renseresultatet ved et vannverk – farge, turbiditet, pH, alkalitet og temperatur. I tillegg til disse kommer naturligvis pådragene – fellingskjemikalie (ALG), pH-justerende kjemikalie (Lut), strømningshastighet (Q) og innførte hastighetsgradienter i vannet (G).

For å illustrere kompleksiteten i fellingsprosessen, er det i Tabell 2 satt opp en påvirkningsmatrise for faktorene. Det er antatt ingen destabilisering av humus i H_{pH} , samt neglisjerbar varmeproduksjon eller tilførsel. Tabellen leses kolonne for kolonne: X_i/Y_i er en funksjon av V_i , U_i og X_i .

		Etter H_{pH}					Renset vann				
		X_{Farge}	$X_{Turbiditet}$	X_{pH}	$X_{Alkalitet}$	$X_{Temperatur}$	Y_{Farge}	$Y_{Turbiditet}$	Y_{pH}	$Y_{Alkalitet}$	$Y_{Temperatur}$
Forstyrrelser	V_{Farge}	x	x								
	$V_{Turbiditet}$		x								
	V_{pH}	x	x	x	x						
	$V_{Alkalitet}$			x	x						
	$V_{Temperatur}$	x	x	x	x	=					=
Pådrag	U_{ALG}			x	x		x	x			
	U_{Lut}			x	x						
	U_Q			x	x		x	x			
	U_G						x	x			
Etter H_{pH}	X_{Farge}	=					x	x			
	$X_{Turbiditet}$		=					x			
	X_{pH}	x	x	=			x	x	=		
	$X_{Alkalitet}$				=				=		
	$X_{Temperatur}$					=	x	x		=	

Tabell 2 : Faktorer som påvirker renseresultatet.

Hver funksjon som tabellen angir antas å stå i en dynamisk (tidsavhengig) sammenheng til faktorene som påvirker den. Det er i tabellen benyttet de målte tilstandene til vannet.

Vannets fysiske tilstandsvektorer V , X og Y er av natur svært sammensatte størrelser, hvor en eksakt beskrivelse og måling i praksis vil være umulig. Ved kjemisk felling ønsker vi å redusere humus. Farge på vannet knyttes i vannrenseteorien til mengden humus i vannet. Denne faktoren er målbar.

Kjemisk felling er basert på aggregering av små partikler til større partikler. Farge er derfor alene uegnet. Turbiditet er en målemetode som knyttes til større

partikler i vannet. For å oppnå ønsket rensesresultat må altså to faktorer styres – farge og turbiditet.

$$\underline{\mathbf{Y}}_{\text{est}} = \begin{bmatrix} y_{\text{Farge}} \\ y_{\text{Turbiditet}} \end{bmatrix} = \mathbf{H}_Y(s) \cdot \underline{\mathbf{Y}} \quad (3.1)$$

For å kunne styre rensesresultatet må kunnskapen om systemet økes. Som Tabell 2 viser er det flere faktorer som forstyrrer prosessen. Påvirkningen som forstyrrelsene gir er såpass stor at de ikke kan utelukkes.

$$\underline{\mathbf{V}}_{\text{est}} = \begin{bmatrix} v_{\text{Farge}} \\ v_{\text{Turbiditet}} \\ v_{\text{pH}} \\ v_{\text{Alkalitet}} \\ v_{\text{Temperatur}} \end{bmatrix} = \mathbf{H}_V(s) \cdot \underline{\mathbf{V}} \quad (3.2)$$

Pådrag som er aktuelle for de fleste vannverk er:

$$\underline{\mathbf{U}}_{\text{reell}} = \begin{bmatrix} u_{\text{ALG}} \\ u_{\text{Lut}} \\ u_Q \\ u_G \end{bmatrix} = \mathbf{H}_U(s) \cdot \underline{\mathbf{U}}_{\text{ønsket}} \quad (3.3)$$

3.2 BEGRENŚINGER

For å redusere kompleksiteten i modelleringen antar en at måleutstyrets dynamikk er mye hurtigere enn resten av prosessen og gir et korrekt bilde av vannet til enhver tid. I tillegg antar en kun elementene i $\underline{\mathbf{V}}_{\text{est}}$ til å være de påvirkende faktorene for fellingen. (3.2) blir da:

$$\underline{\mathbf{V}}_{\text{est}} = \underline{\mathbf{V}} \quad (3.4)$$

Tilsvarende vurdering for det rensede vannet i (3.1) gir:

$$\underline{\mathbf{Y}}_{\text{est}} = \underline{\mathbf{Y}} \quad (3.5)$$

HSF har i likhet med direktefiltreringsanlegg ingen mulighet for å kunne styre hastighetsgradienten under flokkuleringen, G , annet enn indirekte ved å øke eller senke gjennomstrømningshastigheten, Q . Ved HSF holdes i tillegg vanngjennomstrømningen konstant. Begge pådragene faller derfor bort.

Som ved måleutstyrets dynamikk antas aktuatorene å virke hurtigere enn resten av prosessen samt gi den ønskede dosering til enhver tid. $\mathbf{H}_0(s)$ blir derfor lik 1.

De aller fleste renseanlegg bruker innsjø som råvannskilde. En innsjø vil fungere som et lavpassfilter på variasjonene i råvannet. Hurtige endringer i vannkvalitet tilført innsjøen vil midles ut.

NRV er et av de største renseanlegget i Norge, og har den mest kontinuerlige registreringen av vannkvalitetsdata. Figur 3 viser slike registreringsdata for ukesblandinger av råvannsfarge. I vedlegg D.1 finnes data for andre parametre.

NRV henter sitt råvann fra elv. Vann i bevegelse gir hurtigere endring i vannkvaliteten. Selv om NRV sin metode her for registrering ikke helt kan betraktes som et lavpassfilter, kan en anta at datasettet gir et tilnærmet bilde på hvor hurtig råvannskvaliteten kan variere i en innsjø.

En modell av HSF vil i denne sammenhengen ha liten nytte av å beskrive fellingsprosessens hurtige dynamikk. Ved bruk av foroverkoblet regulator er kunnskap om dynamikk i systemet i tillegg unødvendig, når følgende to antagelser ligger til grunn:

1. Ingen stående oscillasjoner på \underline{Y} vil opptre. Eventuelle oscillasjoner er av kort varighet.
2. \underline{Y} konvergerer relativt raskt for alle tilfeller av \underline{U} og \underline{V} .

I et tilbakekoblet system vil fellings dynamikk være av større interesse. Likevel vil oppholdstider og blandingsforhold i reaktorene antageligvis være de dominerende dynamiske forhold.

3.3 MODELLERING

I mangel av reaksjonsligninger, for kjemisk felling basert på de måleparametrene som brukes, utvikles modellen for HSF med basis i forsøksdata og kjente effekter hentet fra renseteorien.

Det antas at $\mathbf{H}_{\text{rense}}$ kan deles i to logiske enheter:

$$\underline{Y} = H(s) \cdot \mathbf{H}_0 \cdot \begin{bmatrix} \underline{U} \\ \underline{V} \end{bmatrix} \quad (3.6)$$

\mathbf{H}_0 beskriver fellingen utført i et punkt før resten av renseanlegget - punktfelling. Dynamikk i denne delen av prosessen virker så hurtig i forhold til resten av systemet at kun den statiske responsen er av betydning.

$H(s)$ beskriver reaktordynamikken etter at punktfelling er utført. Da dette er en ren transport av prosessvann fra a til b, antas den å være felles for alle parametre i Y .

Punktfellingen H_0 kan videre deles i tre separate modeller, som hver for seg vil utledes i de påfølgende underkapitler.

1. Modell for pH i vannet.
2. Modell for renseresultatet på farge og turbiditet.
3. Modell for effekt på 2. av variasjoner i temperatur og råvannsturbiditet.

3.3.1 PH

Dosering av ALG og Lut påvirker pH i vannet. Hvilken pH vannet ligger på er essensiell for resultatet av fellingen. En modell av følgende effekt er derfor viktig:

$$y_{pH} = x_{pH} = f(u_{ALG}, u_{Lut}, v_{pH}, v_{alkalitet}, v_{temperatur}) \quad (3.7)$$

Følgende utledning av en algoritmisk metode for beregning av pH er basert på et notat av Stein W. Østerhus ved SINTEF¹⁶. Matlab implementasjon ligger i E.1.

Modellen har følgende forutsetninger:

- Alle konsentrasjoner er angitt i mol/l. Unntatt ALG som oppgis mg Al/l.
- Hele ALG og Lut dosene benyttes til pH endring.
- Det kan ikke oppnås positiv pH-endring. (pH i råvannet ligger i simuleringsdataene over ønsket pH ved koagulering, det er derfor ikke nødvendig).

De temperaturavhengige konstanter bestemmes først. Konstanter for temperaturer mellom de oppgitte punktene fremskaffes ved lineær interpolering over eksponenten.

	Temperatur [°C]		
	5	10	15
K_1	$10^{-6,52}$	$10^{-6,46}$	$10^{-6,42}$
K_2	$10^{-10,56}$	$10^{-10,49}$	$10^{-10,43}$
K_w	$10^{-14,71}$	$10^{-14,52}$	$10^{-14,34}$

Tabell 3 : Temperaturavhengige konstanter for pH modell

K_w er vannets ioniseringskonstant. K_1 og K_2 er ioniseringskonstanter for syre-base paret til aluminiumsulfaten i ALG.

pH beregnes stegvis med maksimale steg på 0,01 til all u_{ALG} er brukt:

$$[x_{pH}]_N = [x_{pH}]_{N-1} - \Delta[x_{pH}]_{N-1} \quad (3.8)$$

$$\Delta[x_{pH}]_{N-1} = \frac{3}{27000 \cdot \beta_{N-1}} \cdot \Delta[u_{ALG}]_{N-1} \leq 0,01 \quad (3.9)$$

β er bufferkapasitet i vannet og må beregnes på nytt for hvert steg. Ligningen for bufferkapasitet oppgis til:

$$\beta_N = 2.3[H^+ + OH^- + (\alpha_0\alpha_1 + \alpha_1\alpha_2) \cdot C_{tot}]_N \quad (3.10)$$

Verdiene i klamme oppgis til :

$$\begin{aligned} [H^+]_N &= 10^{-[x_{pH}]_N} \\ [OH^-]_N &= \frac{K_w}{[H^+]_N} \\ [\alpha_0]_N &= \left[\frac{(H^+)^2}{(H^+)^2 + (H^+)K_1 + K_1K_2} \right]_N \\ [\alpha_1]_N &= \left[\frac{(H^+)K_2}{(H^+)^2 + (H^+)K_1 + K_1K_2} \right]_N \\ [\alpha_2]_N &= \left[\frac{K_1K_2}{(H^+)^2 + (H^+)K_1 + K_1K_2} \right]_N \end{aligned} \quad (3.11)$$

Da det ikke tilføres karbon ved bruk av Lut og ALG, antas totalt uorganisk karbon (C_{tot}) å holde seg konstant. Sammenhengen mellom C_{tot} og $v_{alkalitet}$ oppgis til:

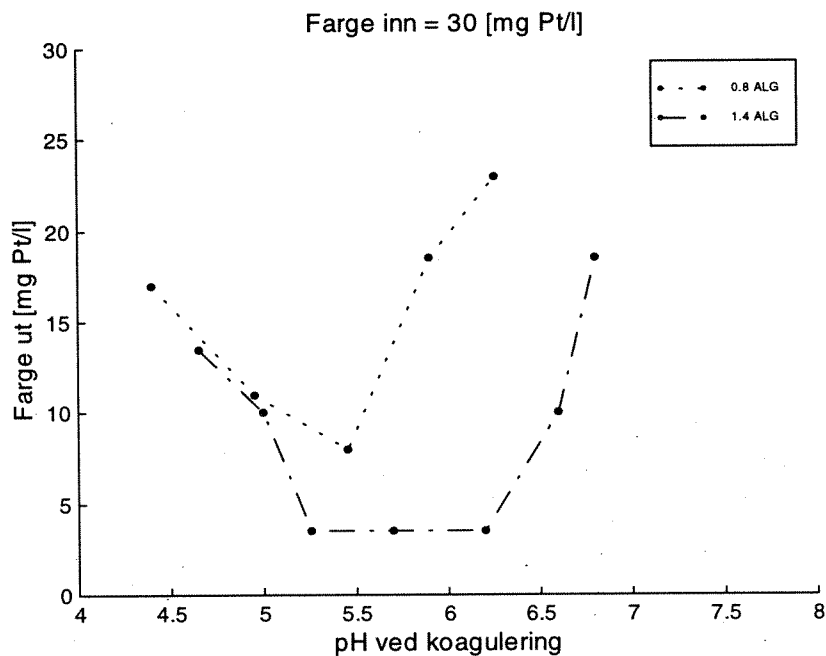
$$C_{tot} = \left[\frac{v_{alkalitet} + H^+ - OH^-}{\alpha_1 + 2\alpha_2} \right]_{N=0} \quad (3.12)$$

Effekten av Lut på pH er den motsatte av ALG. I modellen antas 1 mol Lut å nøytralisere 3 mol ALG. Beregningsmessig gjøres dette ved at Lut-dosen trekkes fra ALG-dosen.

3.3.2 RENSERESULTAT

For å modellere rensresultat på farge og turbiditet vil det benyttes lokal fuzzy modelleringsteknikk på forsøksdata utført av SINTEF Bygg og miljøteknikk¹⁵. I Figur 5 er eksempel på en slik kurve fremvist. De resterende kurver som benyttes ligger i vedlegg C.2.

Forsøkene er gjort på et direktefiltreringsanlegg med naturlig råvann hentet fra Trondheimstraktene. Resultatene fremviser v-kurver på rensresultatet for farge, og skråkurver for turbiditet. Prinsipielt avviker kurvene lite fra det en vil finne ved kjemiske fellingsanlegg basert på fullrenseteknikk.



Figur 5 : Rensresultat for farge ved ulike doseringer og pH.

Registreringen omfatter 7 farge-dose kombinasjoner som oppgitt i Tabell 4. Hver kombinasjon viser rensresultat plottet som funksjon av pH ved koaguleringen. Området pH holder seg innenfor er stort sett 4-8, som per idag er et normalt arbeidsområde for fellingsprosessen. Turbiditeten på råvannet ligger i alle tilfellene rundt 0.25 NTU.

Fellingen i registreringsdataene ligger hovedsaklig innenfor området til omsvøpingsmekanismen, Ved en generelt lavere pH og dosering vil en kunne oppnå adsorpsjon av humus.

Råvannsfarge [mg Pt/l]	Dose [ALG]			
	0.0	0.8	1.5	2.5
15		•	•	•
30		•	•	
50			•	•

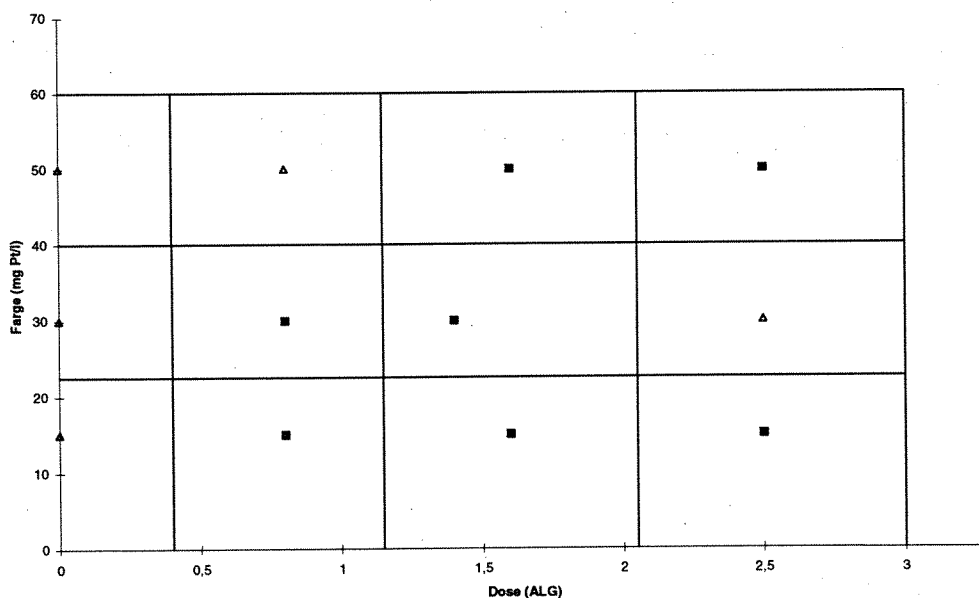
Tabell 4 : Farge & Dose kombinasjoner for SINTEF forsøksdata

Da datasettet ikke er fullstendig dekkende er de gjenstående hullene i Tabell 4 "tettet" igjen ved å innføre plott basert på følgende generelle kunnskapsregler:

- Renseresultat farge : Økt dosering utvider optimalt pH område, bedrer renseseffekten for alle pH samt skyver optimalt pH område mot en litt høyere pH. Lavere dosering har motsatt effekt.
- Renseresultat turbiditet : Økt dosering skyver renseresultatet mot høyere pH. Lavere dosering har motsatt effekt.
- Dosering 0.0 : Renseeffekt er lik null

Disse innførte plottene vil ikke ha noen stor praktisk betydning for selve simuleringene da regulatorene i all hovedsak vil benytte seg av arbeidsområdet som registreringen omfatter. Forenklet implementering av modellen er bakgrunnen.

Ved lokal modelleringsteknikk^{12,13,14} kan operasjonsområdene logisk deles inn slik som vist i Figur 6. Hvert plott antas her å ha en gyldighet innenfor et større område.



Figur 6 : Operasjonsområder for modell

Operasjonsgrensene i figuren er fremvist som skarpe overganger, men det er ingen grunn til å anta at så er tilfelle. Mest sannsynlig vil det være glatte overganger mellom områdene. Ved å bruke fuzzy logikk kan det interpoleres over dem.

Hvert plott danner grunnlag for en lokal modell for rensresultatet :

$$y_{farge} = f_x(u_{pH}, v_{farge}) \quad (3.13)$$

$$y_{turbiditet} = t_x(u_{pH}) \quad (3.14)$$

hvor f_x beregner en prosentvis renseseffekt fra plottet som multipliseres med råvannets farge :

$$f_x(\dots) = \frac{ff_x(u_{pH})}{v_{v_{farge}}} \cdot v_{farge} \quad (3.15)$$

For t_x beregnes renseseffekten direkte fra plottet slik som (3.14) viser.

Forskjellsbehandlingen som er gjort på turbiditet og farge har en grunn: Det bare benyttet *en* råvannsturbiditet i datagrunnlaget, variasjoner i råvannet på turbiditet modelleres derfor i avsnitt 3.3.3.

For interpolere over operasjonsområdene med fuzzy logikk, trenger vi en kunnskapsbase. Den består av medlemskapsfunksjoner og en regelbase. Komplet implementering i Matlab ligger i vedlegg E.1.

Regelbasen er som følger :

$$i=1 : \text{IF farge er LAV AND dose er NULL THEN } y_{farge} = f_1(\dots) \text{ AND } y_{turbiditet} = t_1(\dots)$$

↓

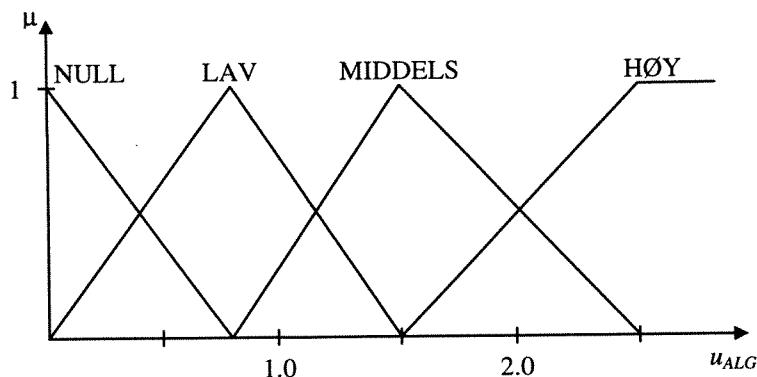
$$i=16 : \text{IF farge er HØY AND dose er HØY THEN } y_{farge} = f_{16}(\dots) \text{ AND } y_{turbiditet} = t_{16}(\dots)$$

Inferensmekanismen, beskrevet i B.3, benytter samme prinsipp som Sugeno-Takagi har utviklet for sine regulatorer. Medlemskapsfunksjonene har trekantform som Figur 7 og Figur 8 viser.

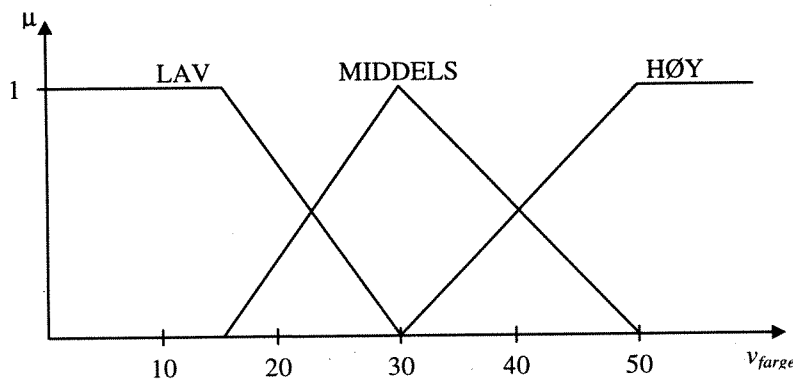
Det totale resultatet på y beregnes til å være en vektet sum av hver av disse reglene. Vekten β_i bestemmes av sannhetsgraden til hver av reglene. Utgangene blir som følger:

$$y_{farge} = \frac{\sum_{i=1}^{16} \beta_i f_i(u_{pH}, v_{farge})}{\sum_{i=1}^{16} \beta_i} \quad (3.16)$$

$$y_{\text{turbiditet}} = \frac{\sum_{i=1}^{16} \beta_i t_i(u_{pH})}{\sum_{i=1}^{16} \beta_i} \tag{3.17}$$



Figur 7 : Medlemskapsfunksjon for dose



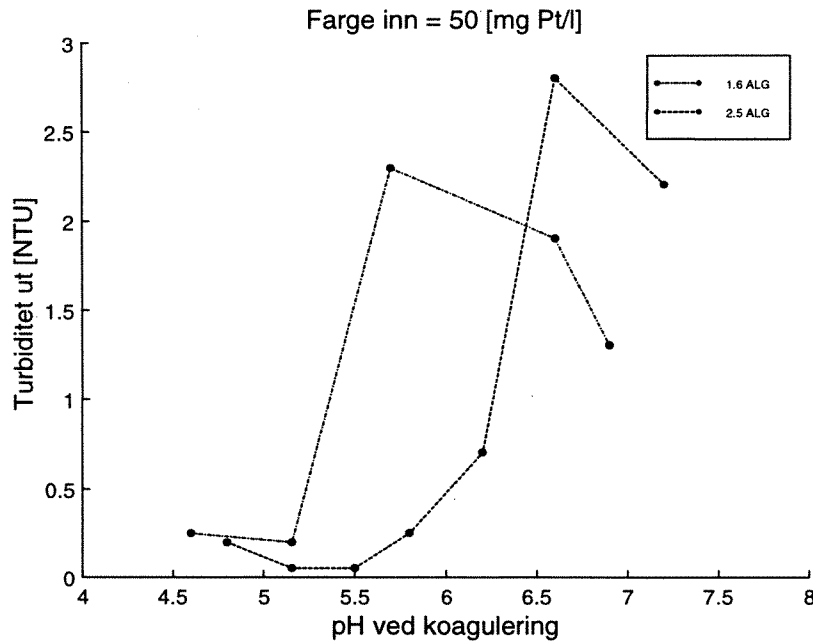
Figur 8 : Medlemskapsfunksjoner for råvannsfarge

3.3.3 ANDRE EFFEKTER

Forsøksdataene som danner basis for modellen av HSF benytter kun *en* råvannsturbiditet; 0,25 [NTU]. Råvannsdatabasene som simuleringene utføres på kommer opp i hele 60 [NTU].

To eksempel på rensresultat for turbiditet står i Figur 9. Karakteristisk for disse kurvene er at en økt dosering skyver kurven mot en høyere pH, ellers er rensresultatet det samme. For lavere fargeverdier på råvann vil en i vedlegg C.2 se noe avvikende kurver, det har sammenheng med at adsorbsjonsområdet gjør seg gjeldende. Dette området omfattes ikke av den følgende diskusjon.

En økning av turbiditet i råvann antas å ikke påvirke rensresultatet for farge, da farge er et mål på mindre partikler i vannet og felling baserer seg på en aggregering av små partikler til større partikler.



Figur 9 : Renseresultat på turbiditet.

Økning i turbiditet vil derimot gi seg utslag i et økt behov for fellingskjemikale, da mengden partikler i vannet som må omsvøpes er større. Renseresultat antas å beholde sin skråkurvestruktur, da denne er gjennomgående i renseteorien.

Konklusjonen en kan trekke er at en økning i turbiditet gir en redusert effekt på dosering i modellen fra 3.3.2. For å kompensere må doseringen økes tilsvarende.

$$[u_{ALG}]_{\text{Effekt ved felling}} = -\frac{1}{30}(v_{\text{turbiditet}} - 0.25) + [u_{ALG}]_{\text{Reell dosering}} \quad (3.18)$$

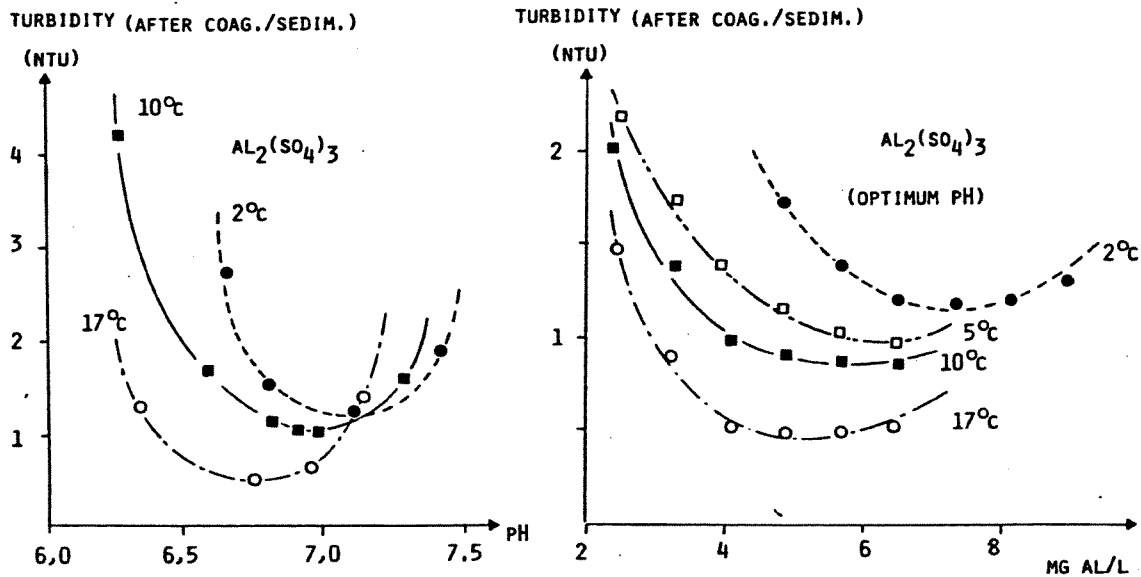
Ligning (3.18) antar en lineær sammenheng, hvor råvannsturbiditet på 60 [NTU] i forhold til 0.25 [NTU] krever en økt ALG dosering på ca. 2 [mg Al/l].

Temperatur har i renseteorien^{3,5,6} en tydelig innvirkning på effekt og resultat av rensingen. Fra Figur 10 kan en se at lavere temperatur gir dårligere renseeffekt, behov for dosering øker og optimal pH skyves i positiv retning. Det motsatte er tilfelle ved høyere temperaturer.

Råvannet til forsøksdataene som benyttes i 3.3.2 har en temperatur på 10 °C. Ved å anta at effekten på turbiditet og farge på HSF er tilsvarende som for systemet i Figur 10, påvirkes modellen i 3.3.2 slik:

$$\begin{bmatrix} y_{\text{farge}} \\ y_{\text{turbiditet}} \end{bmatrix}_{\text{endelig}} = (-0,0031 \cdot v_{\text{temperatur}}^2 + 0,0093 \cdot v_{\text{temperatur}} + 1,2160) \cdot \begin{bmatrix} y_{\text{farge}} \\ y_{\text{turbiditet}} \end{bmatrix} \quad (3.19)$$

$$[u_{ALG}]_{\text{Effektiv dose}} = (0,0272 \cdot v_{\text{temperatur}} + 0,7225) \cdot u_{ALG} \quad (3.20)$$



Figur 10 : Innflytelse av temperatur på felling.

$$[x_{pH}]_{\text{ved felling}} = (0,0012 \cdot v_{\text{temperatur}}^2 + 0,0025 \cdot v_{\text{temperatur}} - 0,1413) + x_{pH} \quad (3.21)$$

Ligningene fremkommer ved å avlese bunnpunktene og foreta en polynomtilpasning til de avleste data. For ligning (3.19) og (3.20) angir uttrykket innenfor parantesene en prosentvis effekt. Ligning (3.21) er en forskyving.

Ved temperatur på 10°C vil ingen av ligningen gi endringer på parametrene.

3.3.4 REAKTORDYNAMIKK

Etter punktfelling gjør reaktorens dynamikk seg gjeldende. Dynamikken her er transport av prosessvann fra doseringspunktet gjennom flokkuleringskammeret, slamfilteret og sedimenteringstanken til vannet kan tas ut ved toppen av tanken.

Flokkuleringskammeret er bygd opp av kveilede slanger med økende diameter. Selv om meningen med å kveile slangene er å skape turbulens i vannet, slik at destabiliserte humuspartikler kolliderer med hverandre og danner fnokker, er det naturlig å anta laminær rørstrømning.

Dynamikk i laminær rørstrømning domineres av transportforsinkelse, med andre ord er det minimal blanding i rørene. Når alle vannelementer har lik oppholdstid i rørene kalles fenomenet stempelstrømning.

Oppholdstiden er gitt av⁵:

$$T = \frac{V}{Q} \quad (3.22)$$

T er oppholdstid. V er volum i reaktoren. Q er gjennomstrømningshastighet.

Totalvolumet i flokkuleringskammeret beregnes ut fra oppgitte data i vedlegg C.1:

$$V_{flok} = \sum \pi \cdot r^2 \cdot l = 4,9087 \text{ [L]} \quad (3.23)$$

Med fast strømningshastighet på $Q = 30 \text{ [L/t]}$ blir oppholdstiden i flokkuleringskammeret $T_{flok} = 8,6 \text{ [min]}$.

Sedimenteringstanken består av to deler; slamfilter og sedimentering. For denne reaktoren er hverken ideel blanding eller stempelstrømning karakteristisk. Da testdata for dynamikk i reaktoren ikke fins, antas slamfilteret og den nedre del av tanken å være dominert av stempelstrømning, mens den øvre del domineres av ideel blanding. Skillet er satt ved 2/3 av volumet sett nedenifra. Totalvolumet i tanken er 50 [L].

Oppholdstid i nedre del av reaktoren beregnes til:

$$T_{slam} = \frac{50 \cdot \frac{2}{3}}{30} \text{ [t]} = 1,11 \text{ [t]} \quad (3.24)$$

I øvre del beregnes gjennomsnittlig oppholdstid etter samme formel:

$$T_{sed} = \frac{50 \cdot \frac{1}{3}}{30} \text{ [t]} = 0,56 \text{ [t]} \quad (3.25)$$

Massebalansen for tilførte konsentrasjoner, c , til den øverste delen av tanken er gitt av⁵:

$$V \cdot \frac{dc_{tank}}{dt} = Q \cdot c_{inn} - Q \cdot c_{ut} \quad (3.26)$$

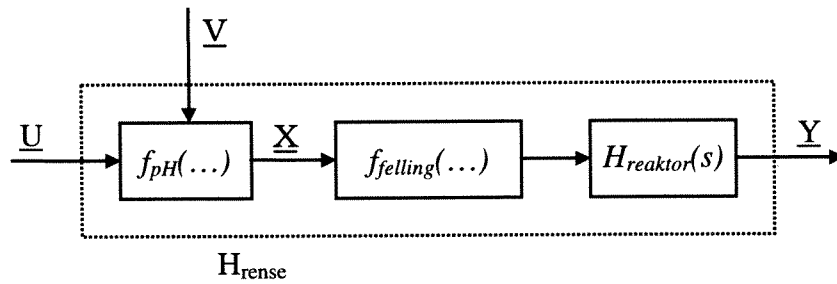
For ideell blanding vil $c_{tank} = c_{ut}$. Laplace transform og omforming av (3.26), samt innsetting (3.25) gir:

$$\frac{c_{ut}}{c_{inn}} = \frac{1}{(1 + T_{sed} \cdot s)} \quad (3.27)$$

Det er antatt i den ovenstående utregningen at all farge, turbiditet og pH konsentrasjon påvirkes likt av dynamikken.

3.4 OPPNÅDD MODELL

Modellen slik den er utviklet antar følgende form:



Figur 11 : Oppnådd modell

f_{pH} er som oppgitt i kapittel 3.3.1. $f_{felling}$ er sammensetningen av utledningene i kapittel 3.3.2 og 3.3.3. Tilslutt er reaktordynamikken slik som 3.3.4 utleder.

4. REGULERING

I 1.2 er det nevnt en tidligere utviklet regulator som ikke helt har fungert etter ønske. Denne påvirker valget av regulatorstruktur og vil derfor vurderes først.

For lesere ukjent med fuzzy regulering, anbefales det å lese vedlegg B først.

4.1 TIDLIGERE UTVIKLET SYSTEM

Regulatoren⁸ benytter innparametrene farge, turbiditet og pH ved koagulering. Antall medlemskapsfunksjoner er hhv. 5, 3 og 3. Til dosering benyttes 8 medlemskapsfunksjoner. Formen på medlemskapsfunksjonene er trekant for innparametrene og singleton for utparametrene. Inferensen er som beskrevet i C.2. Utdrag av regelbasen er gitt i Tabell 5.

Dose		Farge				
		SL	L	M	H	SH
pH	L	1	1	2	2	3
	M	2	2	3	3	4
	H	3	3	4	5	6

Tabell 5 : Regelbase for regulator ved turbiditet L

Konklusjonen for regulatoren var at den ikke virket tilfredsstillende. Slik den fremstår ovenfor kan to grunner trekkes frem:

1. Et raskt overslag gir 45 regler og 8 doser. Størrelsen er ikke avskrekkende, men potensiale for tuning er redusert.
2. Bruk av pH ved koagulering gjør regulatoren i prinsippet ustabil. Det er fordi pH'en påvirkes av doseringen. Endres dosering vil pH ved koagulering endres. Når pH endres vil regulatoren endre doseringen. Resultatet er en uløselig løkke.

Hvis en pga. pkt.2 benytter råvannets pH som parameter, vil en ikke vite hvor stort fallet i pH blir. Dette er fordi endring i pH ikke bare påvirkes av dosering med fellingskjemikalie, men også bestemmes av vannets alkalitet.

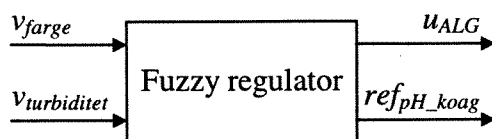
En kan legge alkalitet inn som parameter i regulatoren, men det er ikke ønskelig. Den dramatiske økningen i regelbasen som en ekstra parameter medfører, vil gjøre regulatoren uegnet til tuning. En annen regulatorstruktur er derfor helt nødvendig.

Fra den ovenstående diskusjonen kan en konkludere med at pH ved koagulering må være kjent, og at den ikke kan påvirkes ved dosering av fellingskemikalie. Dette fremgår også av forsøksdataene i C.2.

I praksis vil dette si at pH ved koagulering er en parameter som må styres. Regulatoren i 4.2 legger opp til dette. Hvordan pH'en skal styres beskrives i 4.4 og 4.5.

4.2 FOROVERKOBLET REGULATOR

Det er valgt å benytte farge og turbiditet som inngangsparametre på regulatoren. Verdiene herfra bestemmer doseringen av ALG. I tillegg avgjør regulatoren hvilken pH ved koaguleringen som er ønskelig. Mappingen fra inn- til utganger skjer med fuzzy logikk.



Figur 12 : Målinger og pådrag på foroverkoblet regulator

Konstruksjonen av regulatoren er basert på følgende regler :

1. En høyere råvannsfarge krever høyere ALG dose.
2. En høyere råvannsfarge krever lavere koagulerings pH.
3. En høyere råvannsturbiditet krever høyere ALG dose.

Tuningen av regulatoren er gjort slik at rensset vann holder en fargeverdi tett oppunder 5 [mg Pt/l], og turbiditeten befinner seg under 0.25 [NTU]. Vannet holder seg dermed til SIFF's krav, i tillegg til at ALG doseringen holdes på et minimum. Temperatur i råvannet ved tuning holdt 10°C.

På matriseform er regelbasen for dosering av ALG som følger:

u_{ALG}		v_{farge}					
		L	LM	M	HM	H	
$v_{turbiditet}$	L	D1	D2	D2	D3	D4	
	M	D5	D6	D6	D7	D8	
	H	D9	D10	D10	D11	D12	

Tabell 6 : Regelbase for ALG dosering i foroverkoblet regulator

Siden pH ved koagulering i modellen ikke er avhengig av turbiditet vil regelbasen for ønsket pH anta en enklere form:

	<i>v_{farge}</i>				
	L	LM	M	HM	H
<i>ref_{pH_koag}</i>	H	M	M	L	L

Tabell 7 : Regelbase for ønsket pH i foroverkoblet regulator

Inferensmekanismen som benyttes er beskrevet i vedlegg B.3.

Medlemskapsfunksjonene for *v_{farge}*, *v_{turbiditet}*, *u_{ALG}* og *ref_{pH_koag}* vises i Figur 13. Funksjonene er satt sammen relativt til hverandre, og forutsetter at inn- og utgangsverdiene skaleres i for og etterkant.

Kun de fire første medlemskapsfunksjonene for *u_{ALG}* er tegnet inn. I modellen for HSF er effekten av turbiditet lineær. D5 til D8 og D9 til D12 er derfor tilsvarende lineære forskyvninger av D1 til D4. I vedlegg E.2.1 står de nøyaktige beskrivelser av funksjonene.

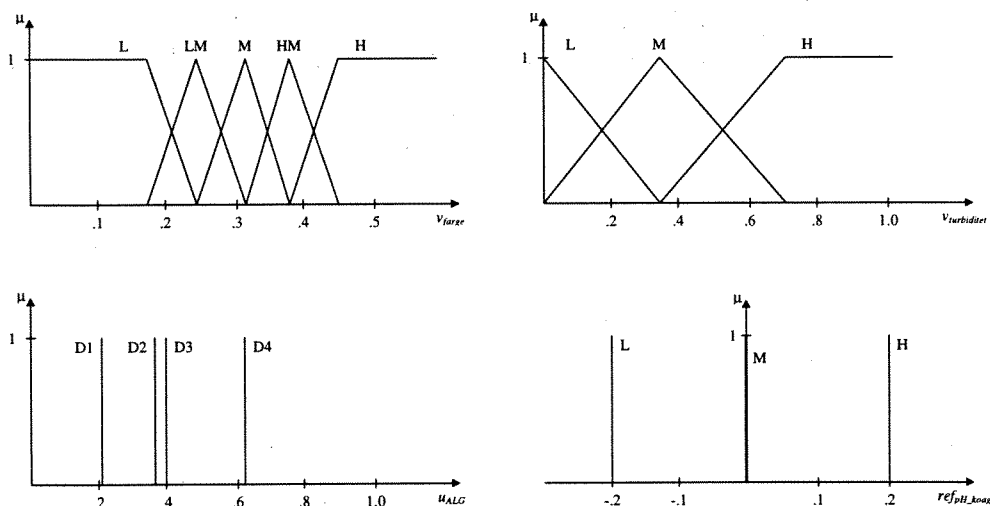
Skaleringene som benyttes er:

$$[v_{farge}]_{Regulator} = \frac{1}{85} v_{farge} + 0 \tag{4.1}$$

$$[v_{turbiditet}]_{Regulator} = \frac{1}{57} v_{turbiditet} + 0 \tag{4.2}$$

$$u_{ALG} = 4 \cdot [u_{ALG}]_{Regulator} + 0 \tag{4.3}$$

$$ref_{pH_koag} = 1 \cdot [ref_{pH_koag}]_{Regulator} + 5.6 \tag{4.4}$$



Figur 13 : Medlemskapsfunksjonene for foroverkoblet regulator

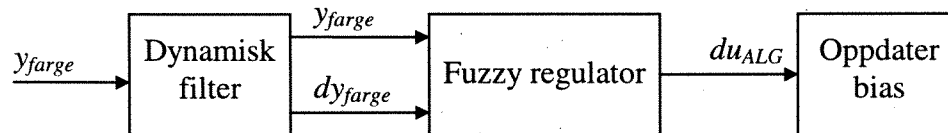
4.3 ADAPTIV REGULATOR

Foroverkoblede systemer vil aldri kunne korrigere for forstyrrelser så sant de ikke er målbare. For scenario for fremtidig drift er det derfor interessant å benytte en tilbakekobling som en kompensator. En adaptiv løsning for on-line tuning av den foroverkoblede regulatoren er mest nærliggende.

I modellen for HSF benyttes temperatur i råvannet som forstyrrelse på fellingen. Temperatur i råvannet er ikke eneste aktuelle forstyrrelse; når anlegget eldres kan fellingsegenskapene over tid endres, vanngjennomstrømningen Q eller hastighetsgradienten G kan av regulatorstrukturen betraktes som forstyrrelse. I tillegg kan andre ukjente fenomener kan påvirke fellingen.

Målsetningen for den adaptive regulatoren er å holde farge og turbiditeten til SIFF's krav på rensset vann, uavhengig av temperaturen i vannet.

Mulighetene ved adaptiv regulering er mange, men for enkelhets skyld betrakter regulatoren i oppgaven fargenivået i det rensede vannet, og foretar en justering av bias i skaleringen på u_{ALG} . Da temperaturen i råvann endrer seg langsomt over årstidene og tidsforsinkelsen i HSF er stor, vil regulatoren ha liten forsterkning.



Figur 14 : Adaptiv fuzzy regulator

Det dynamiske filteret filtrerer vekk hurtige variasjoner i dy_{farge} ved å benytte et såkalt "moving average"-filter. Filtreringsvinduet har en bredde på 5 dager. du_{ALG} er gitt i (mg Al/l)/døgn, og dy_{farge} i (mg Pt/l)/døgn.

På matriseform er regelbasen for biasjusteringen som følger:

du_{ALG}		dy_{farge}		
		N	OK	P
y_{farge}	N	S	N	NULL
	OK	N	NULL	P
	P	NULL	P	SP

Tabell 8 : Regelbase for ALG dosering i foroverkoblet regulator

Medlemskapsfunksjonene for y_{farge} , dy_{farge} , du_{ALG} vises i Figur 15. Funksjonene er satt sammen relativt til hverandre, og forutsetter at inn- og utgangsverdiene skaleres i for- og etterkant.

Skaleringene som benyttes er:

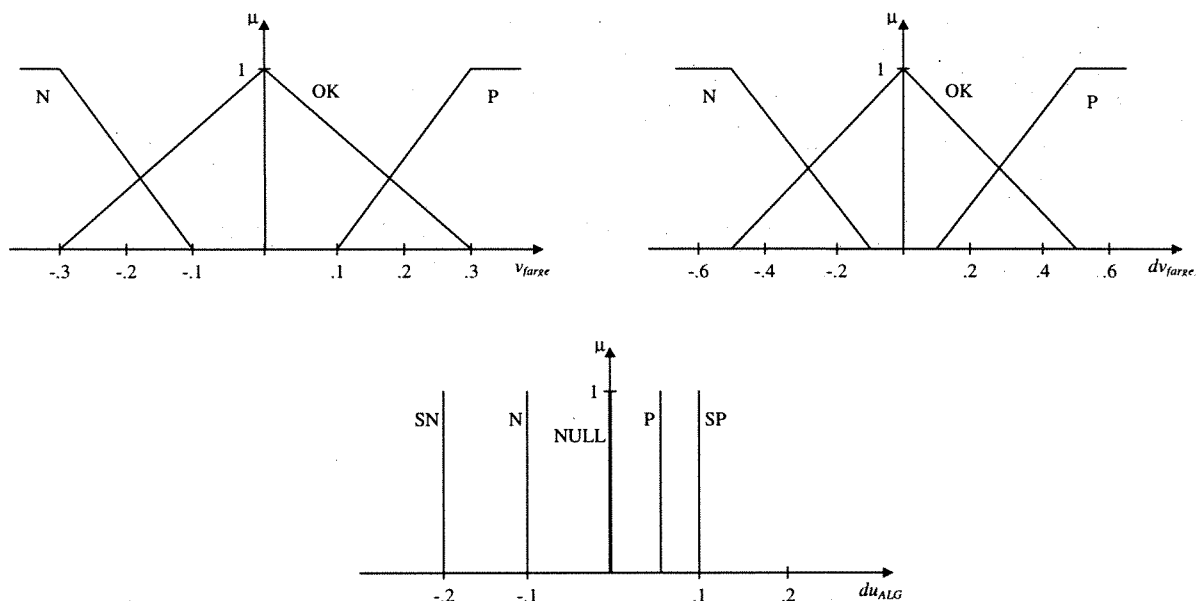
$$\lfloor y_{farge} \rfloor_{Regulator} = 1 \cdot y_{farge} - 4.8 \quad (4.5)$$

$$\lfloor dy_{farge} \rfloor_{Regulator} = 1 \cdot y_{farge} + 0 \quad (4.6)$$

$$du_{ALG} = 0.66 \cdot \lfloor du_{ALG} \rfloor_{Regulator} + 0 \quad (4.7)$$

To påfallende trekk ved medlemskapsfunksjonene trenger en nærmere forklaring. På innparametersiden er ikke overlappingen mellom N-OK-P komplett. Innenfor dette vinduet vil regulatoren forholde seg taus. I praksis vil det si at så lenge fargen holder seg innenfor 4.7 – 4.9 [mg Pt/l] anses reguleringen som perfekt. Løper fargen utenfor eller truer med det, vil regulatoren kompensere.

Det andre trekket finner vi på utparameteren. Når resultatet på farge er dårlig (>5) vil regulatoren kompensere svakere enn om situasjonen var motsatt. Valget er rent politisk motivert; regulatoren ønsker å spare fellingskjemikalie og vegrer seg derfor ekstra mot å øke doseringen.

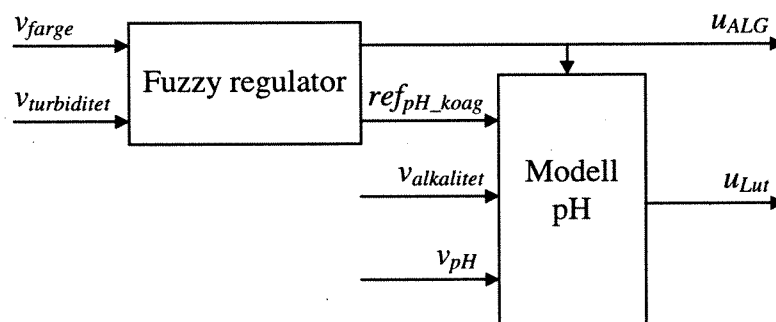


Figur 15 : Medlemskapsfunksjoner for adaptiv regulator.

4.4 REGULATOR I NORMAL DRIFT

Ved normal drift fremskaffes forstyrrelsesvektoren \underline{V} med en ukabasert målemetode. Metoden, som er beskrevet i 2.3, er implementert for simulering i Simulink/Matlab. Matlabrutinen ligger i vedlegg E.3.2.

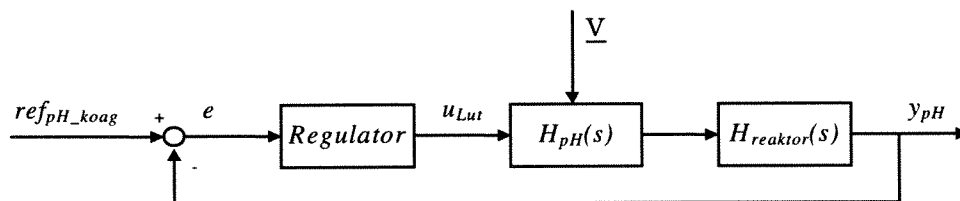
Da scenarioet forutsetter at all regulering av prosessen er off-line, må en styre pH ved koagulering ved å beregne lutdoseringen basert på en modell av pH. Denne modellen kan naturligvis operatøren selv ha et bilde av, men for simulering trengs en teoretisk modell. En slik modell er beskrevet i 3.3.1. Denne modellen er ganske enkelt modifisert til å ta inn ønsket pH og returnere den nødvendige Lutdosering. Implementering ligger i vedlegg E.3.2.



Figur 16 : Operatørstøttesystem ved normal drift.

4.5 REGULATOR I FREMTIDIG DRIFT

Hensikten med den foroverkoblede regulatoren er at pH på et eller annet vis kan styres. Ved on-line drift kan styringen implementeres som i 4.4, men det mest naturlige og enkleste er å overlate problemstillingen til en annen regulator slik:



Figur 17 : Regulering av pH.

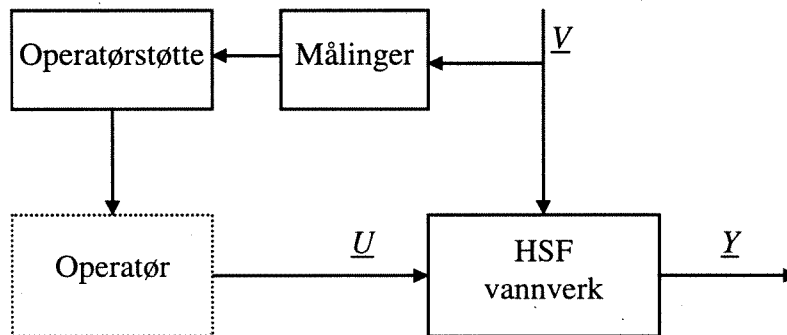
For denne strukturen vil u_{ALG} oppfattes som en forstyrrelse som det må kompenseres for.

Det er ikke gjort forsøk på å utvikle en slik regulator for denne delen av prosessen. En test med en fuzzy versjon er dog foretatt. Kildekoden herfra kan anses som et forslag til videre utvikling. Implementering ligger i vedlegg E.4.

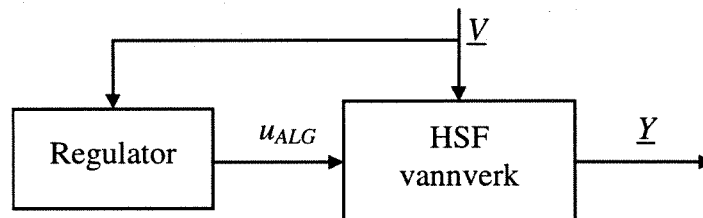
I oppgaven antas systemet i Figur 17 å være konstruert. ref_{pH_koag} kan derfor ideelt settes lik y_{pH} .

4.6 BLOKKSJEMA

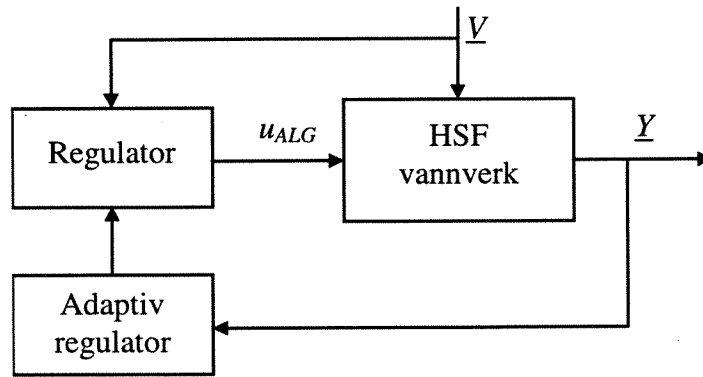
Regulatorene og modellen som er utviklet resulterer i tre reguleringsstrategier. Ett for scenario for normal drift, og to for fremtidig drift. Skjematisk fremstilling av dem er gjort i Figur 18 til Figur 20.



Figur 18 : Regulering ved normal drift.



Figur 19 : Regulering ved fremtidig drift.

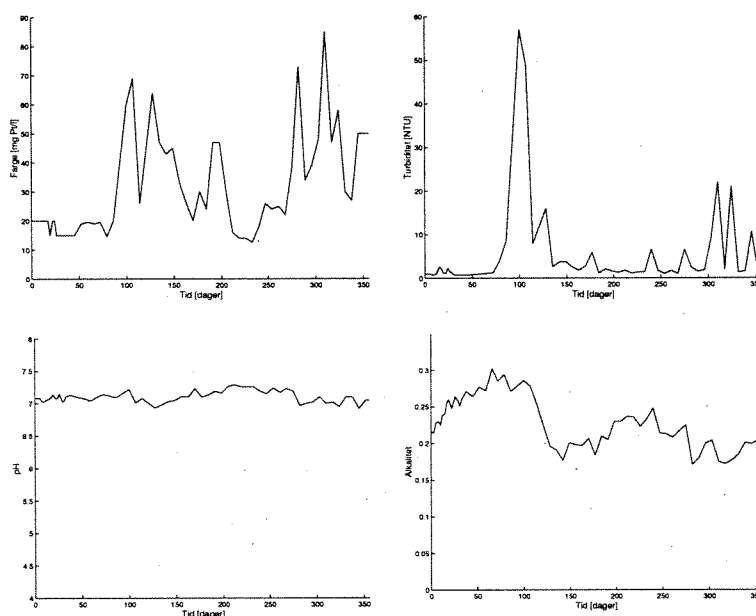


Figur 20 : Adaptiv regulering ved fremtidig drift.

5. SIMULERINGER

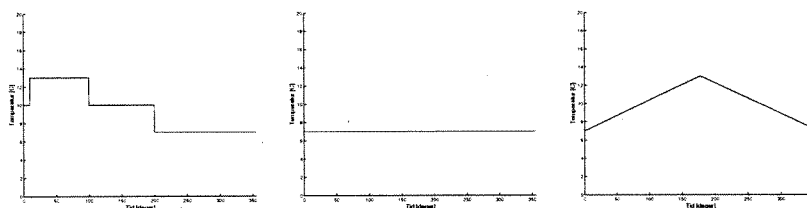
Systemene for HSF i Figur 18 til Figur 20, heretter kalt ”scenario 1”, ”scenario 2a” og ”scenario 2b”, er implementert i Matlab/Simulink for simulering. For innbyrdes å kunne sammenligne resultatene er simuleringene foretatt på et fast råvannsførløp. Alle resultater er lagt inn i vedlegg D. Et utdrag herfra er tatt med i dette kapitlet for kommentarer.

Råvannsførløpet, Figur 21, på farge, turbiditet, pH og alkalitet som benyttes i alle simuleringene er hentet fra NRV. Målingene er basert på ukessgjennomsnitt.



Figur 21 : Råvannsførløp a. Farge b. Turbiditet c. pH d. Alkalitet

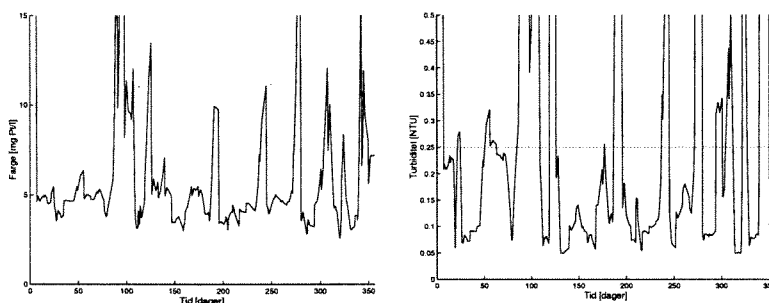
Temperaturen i råvannet er i oppgaven benyttet for å studere effekten av forstyrrelse på renseresultatet. Det er simulert fire forskjellige temperaturførløp, ett hvor temperaturen er 10°C (ingen forstyrrelse) og tre andre som følger:



Figur 22 : Temperaturførløp a. Sprang b. Konstant lav c. Årsvariasjon

5.1 RESULTATER SCENARIO 1

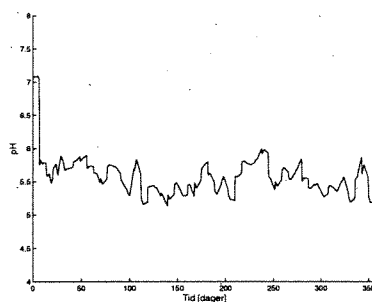
Ved forstyrrelsesfritt forløp ble følgende resultat registrert:



Figur 23 : Forstyrrelsesfritt forløp på scenario 1.

Det er store variasjoner i farge. Selv om snittverdien holder seg godt under 10 [mg Pt/l] klarer regulatoren i perioder på opptil flere uker ikke å kompensere for endringene i råvannet. Resultatet er fargeverdier på godt over 10 [mg/Pt/l].

Mye av grunnen til det dårlige resultatet har sitt utspring i pH ved koagulering. De store forstyrrelsene i pH gjør at fellingen ikke klarer å holde seg på de optimale bunnpunktene i v-kurvene.



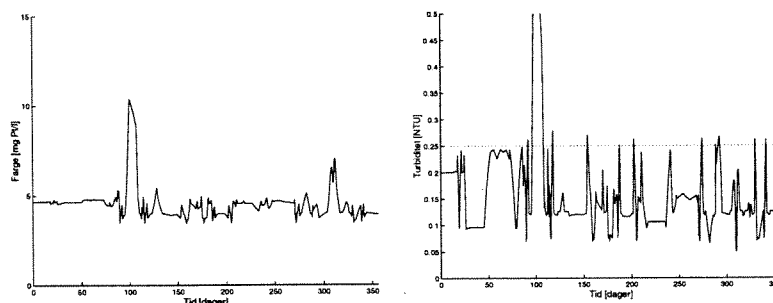
Figur 24 : pH ved koagulering ved scenario 1.

Fra disse figurene er det klart at temperaturforstyrrelser for dette scenarioet ikke gjør rensingen nevneverdig bedre.

Kommentarer til turbiditetsresultatet spares til kapittel 5.4.

5.2 RESULTATER SCENARIO 2A

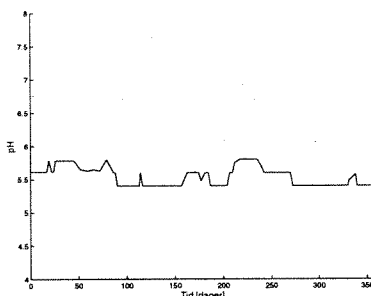
Ved forstyrrelsefritt forløp ble rensresultatet:



Figur 25 : Forstyrrelsesfritt forløp scenario 2a.

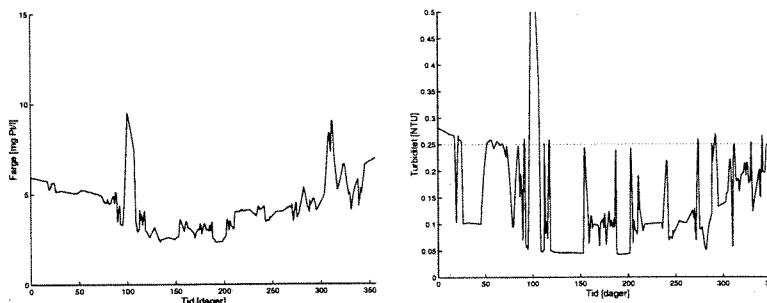
Fargeforløpet holder seg her under 5 [mg Pt/l] praktisk talt hele året. De to store toppene som bryter barrieren, skyldes at modellen for HSF presses utenfor sitt gyldighetsområde. Da hjelper det lite å dosere mer eller annerledes.

Siden regulatoren er lik den i forrige scenario er den pH ved koagulering som er holdt av interesse. pH forløpet er likt for alle scenario 2 simuleringer:



Figur 26 : pH ved koagulering ved scenario 2a.

Med årsvariasjon i temperatur som forstyrrelse er følgende registret:



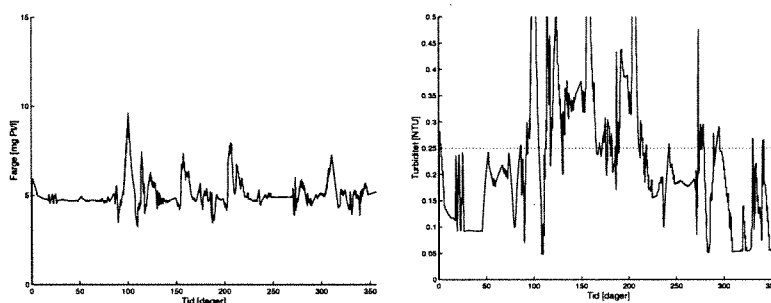
Figur 27 : Årsvariasjon i temperatur på scenario 2a.

Det er her en tydelig bedring av rensresultatet frem mot midten av året. En kan med fordel dosere mindre i "sommer"-perioden. "Vinterstid" med kaldt vann gjør doseringsbehovet større.

Kommentarer til turbiditetsresultatet spares også her til kapittel 5.4.

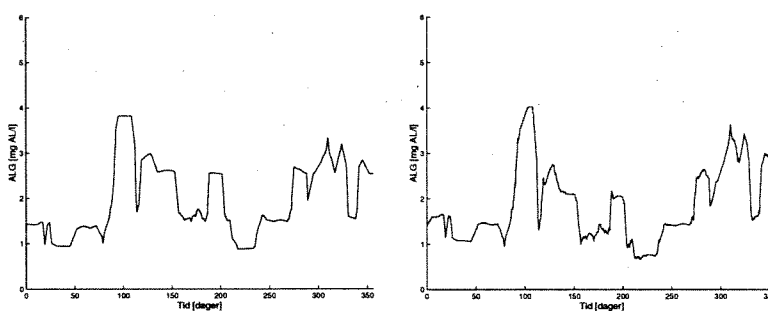
5.3 RESULTATER SCENARIO 2B

Forstyrrelsesfri simulering er her tilsvarende som i Figur 25. Ved årsvariasjon på temperatur ble resultatet:



Figur 28 : Årsvariasjon i temperatur for scenario 2b.

Temperatortrenden på fargen er her fjernet. Fargerresultatet holder seg rundt 5 [mg Pt/l] som er en bra verdi. Men som en kan se er det blitt store variasjoner i rensresultatet. Dette skyldes den adaptive regulatoren som kun foretar en ensidig tuning av ALG dosering.



Figur 29 : ALG doseringer for a. scenario 2a b. scenario 2b

Sammenligner en plottene i den ovenstående figur kan en se at den adaptive regulatoren gir små doseringsendringer for å utligne temperatortrenden. Disse er likevel nok til å senke gjennomsnittsforbruket fra 1,98 [mg Al/l] til 1,87 [mg Al/l].

5.4 EVALUERING

Turbiditetsreguleringen kan virke nedslående, da få av de foregående kurvene gir nogenlunde stabile resultat. Det som egentlig viser seg her er modellens svakhet på turbiditetssiden.

Datagrunnlaget for variasjoner i råvannsturbiditeten er for tynt, noe modelleringen lider under. Utifra modellens oppbygging kan en si at resultat *over* 0,25 [NTU] er meget usikre. Under 0,25 er resultatene sikrere. En kan selvfølgelig oppnå noe penere kurver på turbiditetsresultatet, med bedre tuning av regulatorene men det blir isåfall en lek med tall.

Alle reguleringstrategier holder seg til kriteriet for minimal dosering, men det er kun to av simuleringene som holder seg til fargekravet; scenario 2a og 2b uten forstyrrelser.

Ved å tune regulatoren i scenario 1 er det mulig å bringe denne også innenfor kravet. Uten forstyrrelser riktignok. Lemper en på kriteriet for minimal dosering kan en benytte større ALG doseringer slik at v-kurvene blir mer uformet. Med ref_{pH_koag} i bunnen av kurven, blir systemet mer stabilt overfor variasjonene i koagulerings pH'en.

Den adaptive regulatoren i scenario 2b har potensiale i seg til å takle temperaturforstyrrelsen ihht. begge kriteriene, det er dog nødvendig å benytte en annen tuningsstrategi overfor den foroverkoblede regulatoren. Bias justeringer på både μ_{ALG} og ref_{pH_koag} er da høyst sannsynlig nødvendig.

6. DISKUSJON

For denne oppgaven har det vist seg vanskelig å utarbeide noen komplett modell for renseanlegget HSF. Dette setter sitt preg på reguleringen. Som en kan se er det gjort minimale forsøk på å tune regulatorene for god drift. Så lenge modellen er heftet med usikkerhet, da spesielt på turbiditetssiden, er dette ansett som feilfokusert arbeid. Kreftene har istedet vært benyttet på å skape en så enkel regulatorstrategi som mulig.

6.1 MODELLERINGSPROBLEMET

For videre utvikling av regulering i vannverk, er det interessant å se på årsakene til hvorfor modelleringen viste seg vanskelig. To punkter er i så måte viktig:

1. Vannrenseteorien har pr. idag modeller for å knytte humuspartikler og partiklenes størrelse til sedimenteringshastighet og resultat^{3,5}. For destabiliserings-mekanismene etter dosering, er modellgrunnlaget svakt og usikkert.

En kan argumentere for at disse teoretiske sammenhengene likevel har en større gyldighet enn HSF. Men da koblinger fra måleegenskapene farge og turbiditet til størrelser disse modellene bruker ikke er funnet, må en benytte andre angrepsvinkler for å utvikle reguleringstekniske modeller.

2. Konsistente datasett for fellingsresultater med akseptabel størrelse har vist seg vanskelig å oppdrive. Med datasett menes her logger av råvannsfarge, turbiditet og pH mot doseringer og renssetvannsfarge, turbiditet samt pH ved koagulering. Med konsistente data menes data som er lite påvirket av ukjente forstyrrelser.

Det er gjort modelleringsforsøk med to andre datasett enn det som er presentert i oppgaven. Ett av dem stammer fra Høyskolen i Sogn og Fjordane^{7,8,9}. Det andre fra et pilotanlegg på Måløy.

I det første datasettet ble både PCL-regresjon og lokal fuzzy-modelleringsteknikk benyttet; uten å lykkes. Ingen av metodene ga uttrykk for sammenhenger i dataene. Dette skyldes nok at driften av anlegget, som loggingsmerknadene gir uttrykk for, var problemfylt.

Det andre datasettet var en hel måneds kontinuerlig logging, og skulle egentlig danne basis for denne oppgaven. Det ble her forsøkt å trene opp et nevralt nettverk til å etterligne fellingsresultatene; uten hell. Årsaksforholdene er noe

mer sammensatt. Det er sannsynlig at nettverket og/eller treningsmetoden ikke fungerte. Det er dog også sannsynlig at det rett og slett ikke *er* noen sammenheng i dataene. Noe av grunnen til dette kan ligge i at vannet før fargemålingene ikke ble filtrert for større partikler. Fargemålingene blir dermed sterkt påvirket av turbiditeten.

6.2 BRUK AV REGULATORSTRATEGI

Regulatorstrategien som er utviklet er i første omgang tenkt brukt som basis i et ekspertsystem på flere ulike vannverk av små- til mellomstort format. I den sammenheng er problematikk med hensyn til overføring av slike ekspertssystem viktig.

Da regulatoren pga. modellens begrensninger ikke er ferdig utviklet, må denne diskusjonen ses i sammenheng med anbefalingene for videre arbeid i kapittel 6.

Regulatorstrategien i scenario 1 besitter to kvaliteter. Den foroverkoblede regulatoren har en liten størrelse på regelbasen og benytter relative medlemskapsfunksjoner. Dette gjør regulatoren prinsipielt enkel å tune.

Hvis fellingens resultatkurver for ulike anlegg utviser tilsvarende v-karakteristikker og innbyrdes sammenhenger som de som er brukt i HSF, kan regulatoren individuelt tilpasses det enkelte anlegg kun med tuning av skaleringsparametrene. Hvis ikke må også medlemskapsfunksjonene tilpasses. Vannrenseteorien gir forøvrig et inntrykk av at det første er tilfelle.

Råvannsførløp til de fleste vannverk varierer sakte. Det vil derfor uansett være en langsom prosess å tune regulatoren, og oppfølging over flere år er da essensielt for suksess. En kortere innføringstid kan kanskje oppnås ved å tune regulatoren på jartester i forkant. En slik tuning gjøres da med simuleringsførløp som i denne oppgaven.

Reguleringsstrategien overfører pH problemet til en uavhengig enhet. Denne strategien gir både en fordel og en ulempe. Regulatoren forholder seg mer spesielt til fellingsprosessen, noe som gir en bedret overførbarhet til ulike anlegg. På den andre siden forutsetter strategien at en eller annen form for styring av pH i anleggene lar seg implementere.

For et off-line scenario vil den letteste løsningen være å forvente at operatøren selv stiller inn anlegget slik at pH blir som ønsket. Men med en tilsvarende modell for pH ved koagulering som benyttet i oppgaven, kan ekspertsystemet også gi doseringsråd på denne delen. Det siste er absolutt å foretrekke, og mer i tråd med hensikten til et operatørstøttesystem.

På kort sikt anses scenario for normal drift å være det mest nærliggende, da on-line måleutstyr er dyrt og av variabel kvalitet; prisklasse 20-100 000 kr. for

farge og turbiditet. Da prisene synker, vil on-line drift av vannverkene på litt lengere sikt være interessant.

Med et komplett scenario 1 ekspertsystem installert og i bruk er reguleringsstrategien direkte overførbar til en on-line versjon. I en slik situasjon er mulighetene for god regulering større. Scenario 2b er et eksempel på det.

I oppgaven holder fellingsprosessen seg innenfor omsvøpingmekanismens område. En annen kjent fellingsprosess er adsorpsjon. Ved adsorpsjon er gevinstene redusert behov for fellingskjemikalie, minsket slamproduksjon og lengre filtreringstider. Haken er at det stilles høyere krav til arbeidsnøyaktighet, både på pH og dosering.

Klarer en å oppnå god styring av fellingsprosessen basert på scenario 2b, er sannsynligheten stor for å klare det samme i adsorbsjonsområdet.

7. ANBEFALINGER VIDERE ARBEID

Det kan være fristene å prøve en forsert implementering av et operatørstøttesystem basert på regulatorstrategien i oppgaven. Men selv om strategien skulle vise seg å være perfekt er risikoen for å mislykkes veldig stor. Resultatet av en mislykket implementering kan i tillegg gi negativ effekt ved at motforestillinger skapes.

For å senke risikonivået må en grundigere teori om regulering av vannverk og kjemisk felling utvikles:

- Modellen som regulatoren er testet på har svakheter som i første omgang må rettes. I så henseende er det nødvendig å utvikle et større datasett tilsvarende det som er benyttet i oppgaven. Datasettet bør dekke *alle* kombinasjoner av farge og turbiditet på råvann.
- Gyldigheten av å dele fellingsprosessen i en statisk punktfelling med etterfølgende reaktordynamikk bør etterprøves. Dette er også nødvendig for pH-modellen.

Først med en slik bakgrunn som ballast kan regulatorstrategien videreutvikles, og innføring av operatørstøttesystem gjøres.

8. KONKLUSJON

Denne oppgaven har hatt som målsetning å utvikle en reguleringsstrategi for små- og mellomstore vannverk. Strategien skulle i første omgang danne basis i et off-line operatørstøttesystem, og for fremtidig bruk kunne overføres til et on-line reguleringsmiljø. De kravene til drikkevann som er stilt er strengere enn gjeldende krav i dag.

Den fuzzy reguleringsstrategien som oppgaven utviklet, har vist potensiale for å kunne håndtere de ønskede brukssituasjonene på flere områder: Systemet har en enkel og fokusert oppbygging som forenkler tilpasning og tuning til ulike vannverk. Systemet kan direkte overføres til on-line regulering, hvor renseresultatene kan forbedres ved hjelp av adaptiv regulering. Forutsetningen for bruk av strategien er at pH ved koagulering kan styres.

Som i mange situasjoner er det også her en hake ved det hele: Det er kun vist et *potensiale* for bruk av denne regulatorstrategien. Modellen som oppgaven har utviklet, har et svakt grunnlag både datamessig og teoretisk. Teori om regulering av kjemisk felling i vannverk, som er et forholdsvis nytt (og spennende) område i reguleringssammenheng, må derfor utvikles før en kan avgjøre om strategien er vellykket eller mislykket.

9. REFERANSER

[1]

Fuzzy kontroll i vannbehandling - forprosjekt, NIVA Rapport lnr 3393-96
Harsha C. Ratnaweera, J. Finnur Olafsson

[2]

Kennisgestuurde Regelsystemen, TU Delft - faculteit der Elektrotechniek,
vakgroep regeltechniek.
Dr.ir A.J.Krijgsman, Ir. P.M. Bruijn

[3]

Koagulering/Direktefiltrering for fjerning av humus i drikkevann,
Doktorgradsavhandling ved institutt for vassbygging 1982.
Bjørnar Eikebrokk

[4]

Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m
Sosial- og helsedepartementet, 2. utg. 1996

[5]

Kompendium i vannrenseteknikk, institutt for vassbygging:
del I - Prosessteknikk
del II - Fysiske Enhetsprosesser
del III - Kjemiske Enhetsprosesser
del IV - Biologiske Enhetsprosesser
del VII - drikkevannsbehandling
Hallvard Ødegaard m.fl.

[6]

Kompendium i vannrenseteknikk, institutt for vassbygging:
del VII - Behandling av drikkevann
Hallvard Ødegaard m.fl.

[7]

Renseanlegg for drikkevann. Hovedoppgave Høgskulen i Sogn og fjordane
1994.
Hege Marita Husevåg, Berit Juvik og Jorunn Bingeland.

[8]

Fuzzy kontroll av renseanlegg for drikkevann. Hovedoppgave Høgskulen i
Sogn og fjordane 1996.
Birgit Nødland, Rolf N.V. Tjønneland.

[9]

Renseanlegg for gjerning av humus i drikkevann. Hovedoppgave Høgskulen i Sogn og fjordane 1996.

Helge Utkvikne, Frode Kvernhaugen, Rune Langeteig.

[10]

Div. papirer fra NIVA.

Harsha C. Ratnaweera

[11]

Nonlinear predictive control using local models - applied to a batch fermentation process.

Avd. for Teknisk kybernetikk, NTNU, 1995.

B.A. Foss, T.A. Johansen og A.V. Sørensen

[12]

Local modelling as a tool for semi-empirical and semi-mechanistic process modelling.

Avd. for Teknisk kybernetikk, NTNU, 1995.

B.A. Foss og T.A. Johansen

[13]

Operating regime based process modelling and identification.

Avd. for Teknisk kybernetikk, NTNU, 1995.

T.A. Johansen og B.A. Foss

[14]

On local and fuzzy modelling.

Avd. for Teknisk kybernetikk, NTNU, 1993.

B.A. Foss og T.A. Johansen.

[15]

(Under utarbeidelse)

Treatment of soft and corrosive humic waters by coagulation-direct filtration.

SINTEF report, SINTEF Civil and Environmental Engineering, Water and Waste Water, 1997.

B.Eikebrokk.

[16]

Beregning av pH-ændring ved koagulant dosering.

SINTEF notat, SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA, 1997.

S.W. Østerhus.

A VANNRENSETEORI

A.1 PROBLEMSTILLING

Vann som tappes fra springen er ikke bare H₂O. Det er en rekke med metaller, organiske komponenter og andre stoffer som følger med. Hvilke av dem som er ønskelig og i hvor stor mengde, er en avveining mellom helse for brukerne, økonomisk realiserbarhet, miljø, slitasje på ledningsnettet o.s.v.

Sosial- og helsedepartementet har i en forskrift for drikkevann⁴ begrensinger på tillatte mengder av slike stoffer. Et lite utdrag av dem finnes i Tabell 9.

Vannkvalitetsparameter	Differensiert normer for vannkvalitet	
	Veiledende	Største tillatte konsentrasjon
Sensoriske		
Farge(mg Pt/l)	1	20
Turbiditet(NTU)	0,4	4
Fysisk-kjemiske		
pH	7.5 - 8.5	6.5 - 8.5
Aluminium (mg/l)	0,05	0,2
Sulfat(mg SO ₄ /l)	25	100

Tabell 9 : Utdrag av Sosial- og helsedepartementets krav for drikkevann

De fleste norske vannkilder er overflatevann fra innsjø. Disse innsjøene er ganske upåvirket av menneskelig aktivitet og tilfredstiller SIFF's krav til drikkevann. Bortsett fra på ett punkt: Mange av disse kildene inneholder forholdsvis høye mengder humus.

I de senere årene er det avslørt flere uønskede effekter fra vann med høyt humusinnhold³:

- *Spesielle organiske komponenter [i humus] bidrar til smak og lukt problemer i drikkevann.*
- *Innhold av organisk stoff i behandlet vann kan medføre problemer med biologiske kvalitetsendringer i distribusjonssystemet og øke korrosjonsproblemene i ledningsnettet. En rask tilslamming av rørene kan derfor oppstå.*

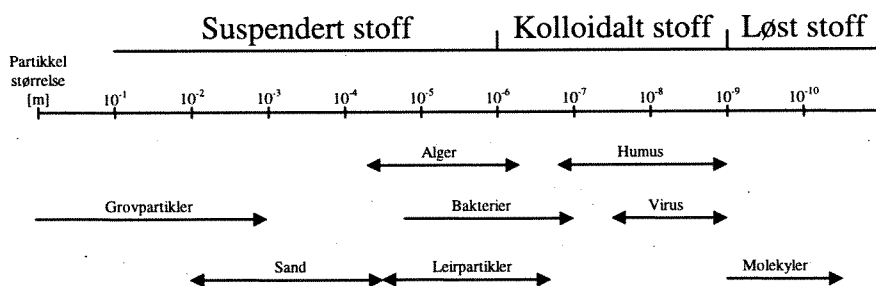
- *Haloformer og andre halogenerte organiske komponenter kan bli dannet når klor tilsettes vannet i vanlige desinfeksjonsmengder.*
- *Humus er i seg selv ikke påvist å være skadelig, men "humusmolekylets" spesielle karakter som forurensingsbærer gjør at det kan knytte til seg skadelige stoffer som bl.a. pesticider, efthalater og tungmetaller.*

Ovennevnte grunner viser nødvendigheten av redusert humusinnhold før desinfeksjon og før tilførsel av drikkevann til ledningsnettet.

A.2 RÅVANN

Vann tilført renseanlegg (råvann) kan inneholde partikler av ulike slag og ulik størrelse. Grovt sett kan vi skille mellom:

1. Suspenderte, avsettbare partikler.
2. Suspenderte, ikke avsettbare partikler.
3. Kolloidale partikler.

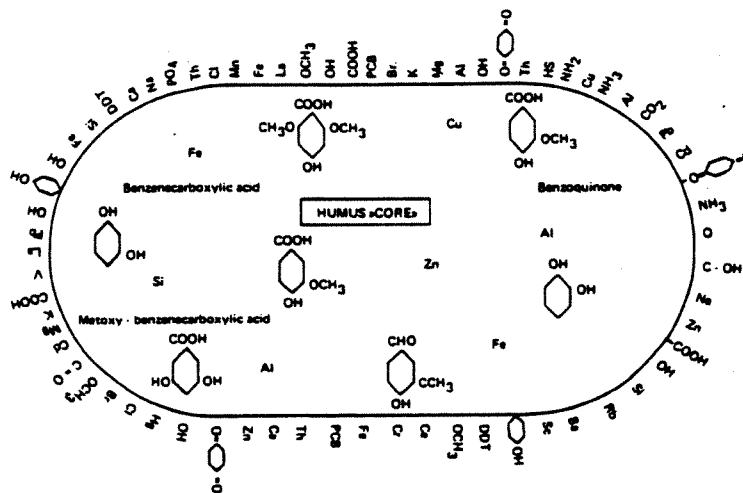


Figur 30 : Partikkelstørrelser i vann

I kategori 1 finner vi grovpartikler, sand og leirpartikler. De vil synke til bunnen og avsettes der hvis vannet er stillestående. Kategori 2 er partikler som kan holde seg svevende på grunn av egenbevegelse, eksempelvis alger og bakterier. Den siste kategorien inkluderer partikler som er så små at de på grunn av sin store overflate i forhold til volum, vil avsettes meget langsomt⁶.

A.3 HUMUS

Humus er et langkjedet, organisk molekyl dannet ved mikrobiell nedbryting av døde organismer - planter, dyr, alger o.s.v. I vann oppleves dette som en gulbrun farge, og "myrsmak" når det drikkes.



Figur 31 : Skisse av "humusmolekyl"

Størrelsen på molekylet i Figur 31 varierer mellom 3.5-100nm, og sammensetningen er varierende og kjemisk svært kompleks. Det er likevel flere felles trekk:

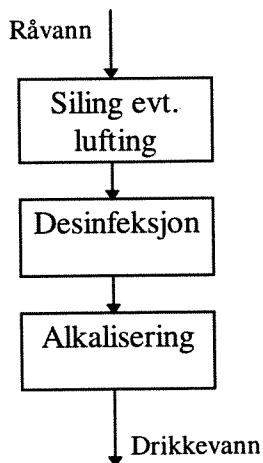
1. Humus har under vanlige pH forhold en negativ overskuddsladning.
2. Overskuddsladningen skaper frastøtingskrefter mellom "humusmolekylene", noe som fører til at kolloidene - som størrelsen tilsier at humus er - likevel holder seg løst i vannet.
3. Økende pH øker overkskuddsladningen og derved stabiliteten. Fargen vil også øke som resultat av økt utstrekning på molekylet.

A.4 GENERELL RENSETEORI

Vannkvalitetsparametrene, som Tabell 9 viser et utdrag fra, er mange og differensierte. Kompleksiteten dette medfører ved rensing av vann gjør det naturlig å dele disse opp i mindre, mer håndterbare enheter; delprosesser. Innflytelsen som noen av delprosessene har på et utdrag av parametrene er gitt i Tabell 10⁶.

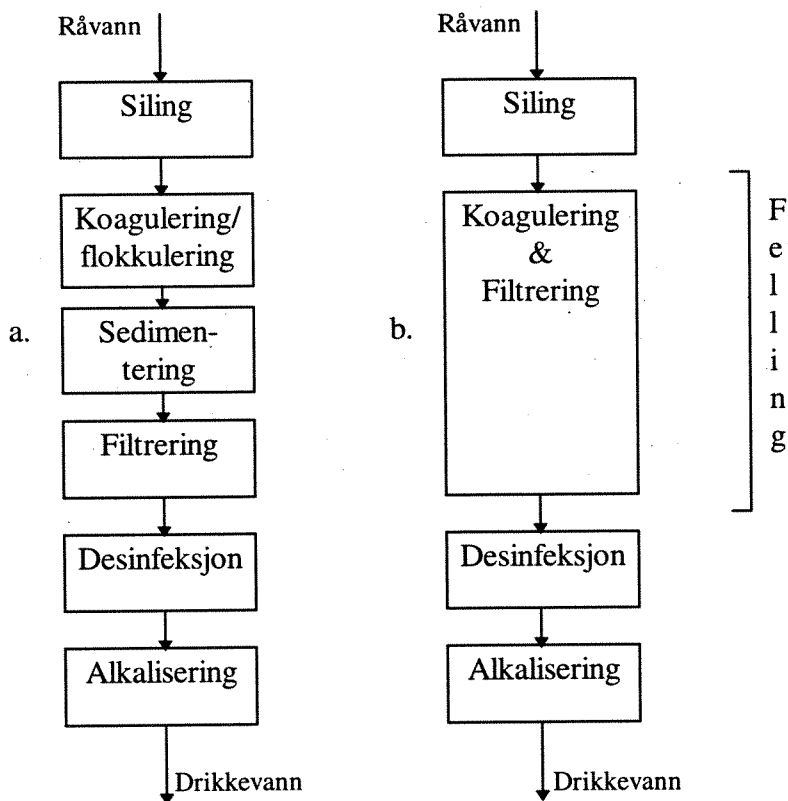
Avhengig av kvaliteten på det råvannet, settes disse delprosessene sammen til et renseanlegg. I Norge har vi stort sett med enkle vanntyper - vanntyper som er lite påvirket av menneskelig aktivitet - å gjøre. Derfor er det ikke behov for alle delprosessene, men kun et utvalg av dem.

I Figur 32 ser man minimumskonfigurasjonen for prosesssteg når vannkilden i utgangspunktet tilfredstiller SIFF's normer. Aktuelle vannkilder for denne type vannrensing er i hovedsak grunnvann og lite påvirkede overflatevann.



Figur 32 : Minimumsbehandling

Vanligvis benytter norske vannverk en humuspreget vannkilde. Disse anleggene krever ekstra renseprosesser - koagulering, flokkulering, sedimentering og filtreringstrinn - som kan fjerne den uønskede humusen. Figur 33 viser to forskjellige metoder. Disse to metodene er representativ for store deler av norske vannverk.



Figur 33 : Humuspreget vanntype a. fullrenseanlegg b. direktefiltreringsanlegg

Vannkvalitets- paramete	Delprosesser														
	Lagring	Lufting	Klorering	Ozoneri- ng	Kloridoksyd	Mikrosling	Koaguleri- ng/Flokk	Sedimentering	Flotasjon	Hurtigfiltrering	Langsomfiltrering	Nitrifikasjon	Denitrifikasjon	Adsorpsjon	pH-korreksjon
Farge	•		•	+	+		+				•			+	•
Turbiditet	•		•	•	•		÷	+	+	+	+				•
Lukt		•	+	+	+		•							+	
Smak			+	+	+		+							+	
pH		•	•				•								+
Sulfat							÷								
Total coli	+		+	+	+		+								
Nitrat	÷											÷	+		
+ positiv effekt • svak positiv effekt ÷ negativ effekt															

Tabell 10 : Ulike enhetsprosessers innflytelse.

SILING

Siling brukes for å fjerne grove urenheter i vannet. Dette kan være kvister, blader o.l., som blir stoppet av en metallrist. Metallristen tettes igjen og må rutinemessig rengjøres. Det brukes ofte flere rister med minkende maskevidde etter hverandre.

LUFTING

Lavt oksygeninnhold er ikke uvanlig i grunnvann. Anaerobe prosesser har her fritt spillerom, og fører til uønsket korrosjon på ledningsnettet, samt lukt og smaksmessige ulemper. Lufting bedrer disse forholdene.

KOAGULERING/FLOKKULERING

Humus i vannet samler seg til større partikler - fnokker - som er lettere å avsette i neste fase. Humus er stabile negativt ladede partikler og trenger hjelp for å sette igang denne prosessen.

Kjemikaliet som tilsettes bryter barrieren som den elektriske ladningen utgjør (koagulering). I et flokkuleringskammer roteres vannet slik at turbulente strømminger oppstår. Partiklene kolliderer med hverandre og danner fnokker (flokkulering).

Det finnes også andre metoder for fjerning av humus - eksempelvis membranfiltrering - som kan erstatte dette steget. Men antall anlegg er lite.

SEDIMENTERING

Vannet strømmer gjennom et basseng, evt. pumpes opp gjennom et tårn. I løpet av den tiden det tar for vannet å renne gjennom, synker fnokkene til bunnen (sedimentering). Her danner de et slamlag som regelmessig må fjernes.

FILTRERING

I forrige trinn blir de største fnokkene sedimentert. De finere partiklene fjernes av et sandfilter. Sandfilteret tettes igjen og må regelmessig spyles.

KOAGULERING & FILTRERING

I direktefiltreringsanlegg utfører man flere av de typiske fullrenseanleggenes delprosesser i en enkelt prosess.

Koaguleringen foregår på samme måte som i fullrenseanlegget. Forskjellen er at flokkulering og filtrering/sedimentering pågår samtidig i filteret. Når vannet strømmer gjennom porene i filteret skapes det naturlig stor grad av turbulens i vannet. Flokkuleringen får dermed gode forhold. De dannede fnokkene sedimenteres underveis på sandkornene i filteret. Etterhvert tettes filteret igjen og må derfor spyles rent.

DESINFEKSJON

Bakterier er uønsket i drikkevann. De mest vanlige metodene for å drepe dem er å tilsette klor eller ozon.

Klorering av humusholdig vann kan skape kreftfremkallende stoffer. Det er derfor viktig at foregående trinn fungerer bra slik at humus i stor grad er fjernet.

ALKALISERING

Lav pH gir høy korrosjon på armatur og vannledninger. Utløsningen av tungmetaller som dette gir er uønsket.

Norsk råvann er kjennetegnet ved lav pH. Kjemikalietylsetningen i koaguleringsstrinnet senker pH'en ytterligere. Det er derfor naturlig og nødvendig å alkalisere etter vannrenseprosessen.

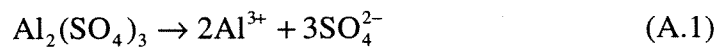
Heving av pH kan gjøres med marmor (CaCO_3), hydratkalk (Ca(OH)_2), soda (Na_2CO_3) og lut (NaOH). De tre første karbonatiserer og øker hardhetsgraden på vannet i tillegg. Begge ønskelige effekter i korrosjonskontrollen. I Norge har lut vært mest brukt. På direktefiltreringsanlegg av "Molde" typen brukes marmor som en del av filteret.

A.5 KJEMISK FELLINGSTEORI

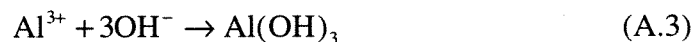
Felling er en samlende betegnelse på delprosessene koagulering, flokkulering og sedimentering. Prosessens funksjon er å redusere innholdet av humus i vannet. Ved kjemisk felling utnytter en det faktum at humus har en felles egenskap i negativ overflateladning.

Frastøtingskreftene overflateladningen skaper, hindrer humus i å løpe sammen til større avsettbare partikler; de er altså stabile partikler. For å destabilisere (koagulering) disse doseres et kjemikalie. Flere kjemikalier er potensielle i denne sammenhengen - eksempelvis Jernklorid FeCl_3 , Aluminiumklorid AlCl_3 og Aluminiumsulfat $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Når aluminiumsulfat løser seg i vann, skjer følgende:



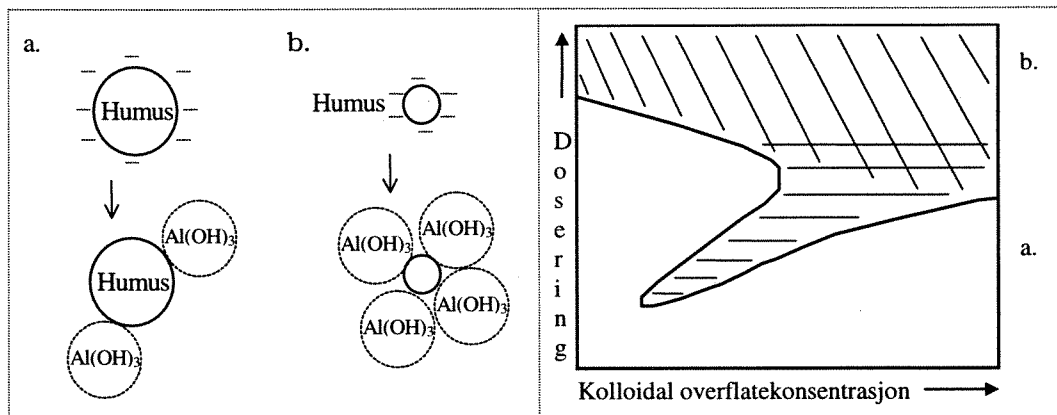
Aluminiumionene (A.1) reagerer med hydroksidionene (A.2) og danner aluminiumhydroksid. pH i vannet senkes betydelig som et resultat av aluminiumhydrolysen:



Mekanismen er veldig rask, og er overstått innen 10^{-4} sekund. Tilsvarende ligninger og hurtighet finnes for de andre kjemikalierne. (A.3) er egentlig mer kompleks, men holder for fremstillingen.

Alle destabiliseringsmekanismene er langt ifra klarlagt⁶, men to dominerende kan nevnes:

- *Adsorpsjon* Ved lave doseringsmengder og pH destabiliseres humuspartiklene ved at aluminiumhydroksiden løser seg såpass sakte at den rekker å sette seg på humusen for å nøytralisere den. Metoden fungerer når humuskonsentrasjonen er relativt høy; fargetall 30-70 [mg Pt/l]. Doseringsbehovet øker bare marginalt ved økende humusinnhold. Optimal pH blir derimot lavere. Ved overdosering restabiliserer komplekset seg, fordi det nå har fått en positiv overflateladning.
- *Omsvøping*. Ved lavere humuskonsentrasjon viser det seg at aluminiumhydroksiden felles ut lenge før den får festet seg på kolloidene. Ved å benytte en høyere dosering sveiper den med seg humusmolekyelene og danner fnokkstruktur. Doseringsmengden er uavhengig av humusmengden.



Figur 34 : Koaguleringsmekanismene⁶ a. adsorpsjon b. omsvøping

Når humusmolekylet er destabilisert er det viktig å øke størrelsen dens slik at den kommer inn i partikkelkategori 1 - suspenderte avsettbare partikler. Det gjøres ved å innføre hastighetsgradienter i vannet. To mekanismer er her gjeldene:

- *Perikinetisk flokkulering* - Virksomhet innenfor 1 sekund etter tilsetning av kjemikalie. Brownske bevegelser i vannet fører til at partikler under $1\mu\text{m}$ kolliderer med hverandre og danner større enheter.
- *Orthokinetisk flokkulering* - Dominerer for større partikler. Skapes ved å innføre hastighetsgradienter i vannet. I direktefiltreringsanlegg skjer dette under gjennomløpet i filteret, da filteret naturlig opererer med høye hastighetsgradienter. Fullrenseanlegg bruker spesielle flokkuleringskamre hvor gradientene blir innført ved omrøring.

Med humuspartiklene (fnokkene) i en størrelsesorden som gjør dem avsettbare er det tid for å sedimentere dem. Prinsippet for sedimentering er enkelt. En lar vannet oppholde seg i en stor tank lenge nok til at fnokkene synker under vannuttaket. Rent vann "uten" humus kan der tappes ut. På bunnen av tanken tappes slammet ut.

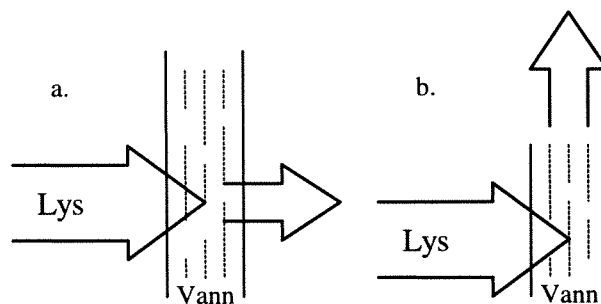
Utforming av en slik tank varierer. Noen renseanlegg benytter seg av sedimenteringstårn (HSF), hvor vannstrømmen peker oppover. Fullrenseanlegg benytter seg av lange basseng med horisontal vannstrøm. Store fnokker vil i slike tanker lett avsettes. For mindre fnokker er synketiden såpass lang at størrelsen på tanken blir uohensiktsmessig stor.

Ved å la vannet renne gjennom en filterkolonne, oppnår en å fjerne de mindre fnokkene. Kolonnen kan bestå av et eller flere media. Media er vanligvis sand, eksempelvis antrasitt og kvartssand, hvor størrelsen på sandkornene er uniform. Sanden danner et porøst lag hvor fnokkene i råvannet avleires på sandkornene under gjennomstrømmingen, og "rent" vann strømmer ut.

A.6 SENSORER FOR HUMUS

Farge og turbiditetssensorer er utviklet for å estimere mengden av partikler i vann. Begge metodene baserer seg på bruk av laser. Pr. i dag brukes disse normalt off-line. Det finnes også on-line utstyr.

Grunnen til at to sensorer må benyttes henger sammen med at kjemisk felling baserer seg på aggregering av små humuspartikler til større. Da farge og turbiditet hver for seg har et begrenset sensorområde for partikkelstørrelser, må begge benyttes. Hvor sensorområdene ligger er usikkert, men generelt er farge et mål på mindre partikler og turbiditet et mål på større.



Figur 35 : a. Fargemåling b. Turbiditetsmåling

FARGE

Farge [mg Pt/l] blir angitt som en sammenheng mellom utsendt og absorbert lysmengde [450 nm] i vann.

Absorpsjon av lys skjer på molekyler ned til en viss minimumsstørrelse. Større partikler vil også føre til refleksjon av lys. Dette vil forstyrre fargemålingen fordi refleksjonen vil bli tatt for absorpsjon. Det er derfor et krav at vannet er filtrert før målingen tas.

TURBIDITET

Turbiditet [NTU] er angitt som en sammenheng mellom utsendt og reflektert lysmengde i vann. Refleksjonsvinkelen er 90°.

B FUZZY TEORI

Fuzzy logikk er en utvidelse av konvensjonell logikk (Zadeh65). I all logikk opererer vi med tre elementer:

- Sett teori
- Operasjoner på sett
- Inferens

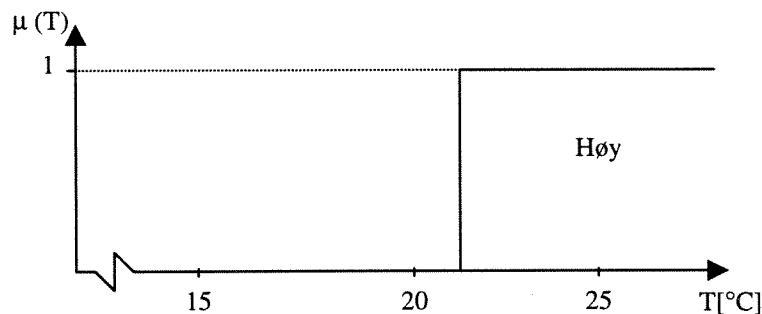
I det påfølgende vil det gis en kort innføring i de to første elementene. Det antas at inferens er et kjent begrep. Fokus på forklaringen ligger på forskjeller mellom konvensjonell og fuzzy logikk. Teorien begrenses til kun å omfatte det som benyttes innenfor fuzzy regulering og lokal modellering, som forklares til slutt.

B.1 SETT TEORI

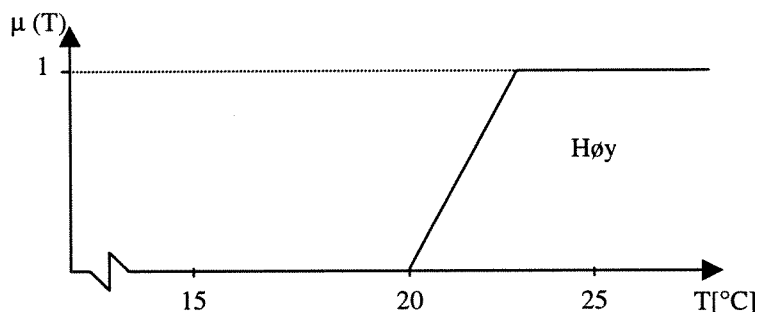
Den grunnleggende ideen med fuzzy logikk er å benytte menneskers måte å gruppere elementer på. Der vanlig logikk benytter seg av harde overganger, bruker fuzzy myke.

Graden av medlemskap til ett sett er definert av en medlemskapsfunksjon $\mu(x)$, hvor verdien av μ ligger i området $[0,1]$.

Med vanlig logikk vil medlemskapsfunksjonen for HØY temperatur i et rom bli som i Figur 36. Her vil 22 °C oppfattes som en HØY temperatur, mens 21 °C ikke vil det. I de fleste øyne vil en slik vurdering falle unaturlig.



Figur 36 : Hard medlemsfunksjon



Figur 37 : Fuzzy medlemsfunksjon

For fuzzy logikk vil overgangen være mer glidende, som i Figur 37. 22 °C vil her oppfattes som ne mer HØY temperatur enn 21 °C, men ikke så HØY som 25 °C. Formen på medlemskapsfunksjoner i fuzzy logikk varierer, men det mest vanlige er trekant eller trapes.

B.2 OPERASJONER

Konjunksjon, disjunksjon og negasjon, OG-ELLER-IKKE, er grunnleggende operasjoner i logikken. I konvensjonell logikk med binære sannhetsverdier blir operasjonene ganske enkelt som følger:

		OG	ELLER	IKKE
μ_A	μ_B	$\mu_A \cap \mu_B$	$\mu_A \cup \mu_B$	$\neg \mu_A$
0	0	0	0	1
0	1	0	1	1
1	0	0	1	0
1	1	1	1	0

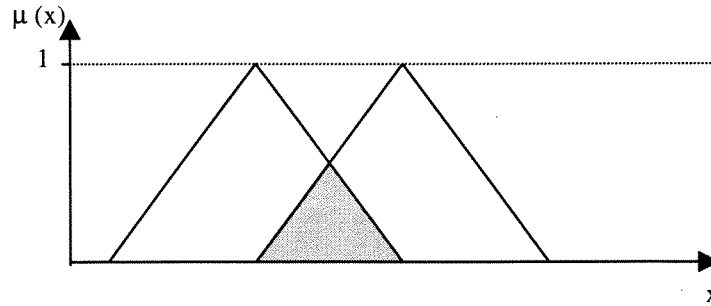
Tabell 11 : Sett operasjoner i konvensjonell logikk.

Med myke overganger blir operasjonene litt mer komplisert. Det finnes et uendelig antall tilsvarende operasjoner i fuzzy logikk. De mest vanlige av dem er:

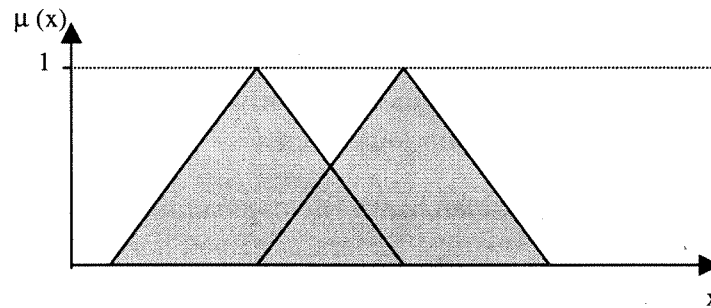
OG	ELLER	IKKE	TYPE
$\min(\mu_A, \mu_B)$	$\max(\mu_A, \mu_B)$	$1 - \mu_A$	Zadeh
$\max(\mu_A + \mu_B - 1, 0)$	$\min(\mu_A + \mu_B, 1)$	''	Lukasiewicz
$\mu_A \cdot \mu_B$	$\mu_A + \mu_B - \mu_A \cdot \mu_B$	''	sannsynlighet

Tabell 12 : Sett operasjoner i fuzzy logikk.

Disse operasjonene er litt enklere å oppfatte grafisk. For Zadeh's tilfelle får vi for konjunksjon og disjunksjon:



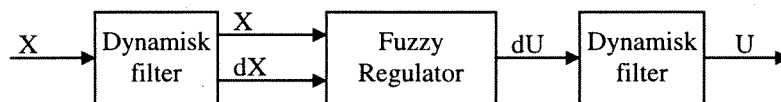
Figur 38 : Zadeh's konjunksjon: $\min(\mu_A, \mu_B)$.



Figur 39 : Zadeh's disjunksjon : $\max(\mu_A, \mu_B)$.

B.3 FUZZY REGULERING

En fuzzy regulator er en statisk mapping av inngangsverdier til pådrag. Mappingen baserer seg på et utvalg regler av typen if-then. Dynamikk i regulatoren settes inn ved bruk av dynamiske filtre slik som i Figur 40.



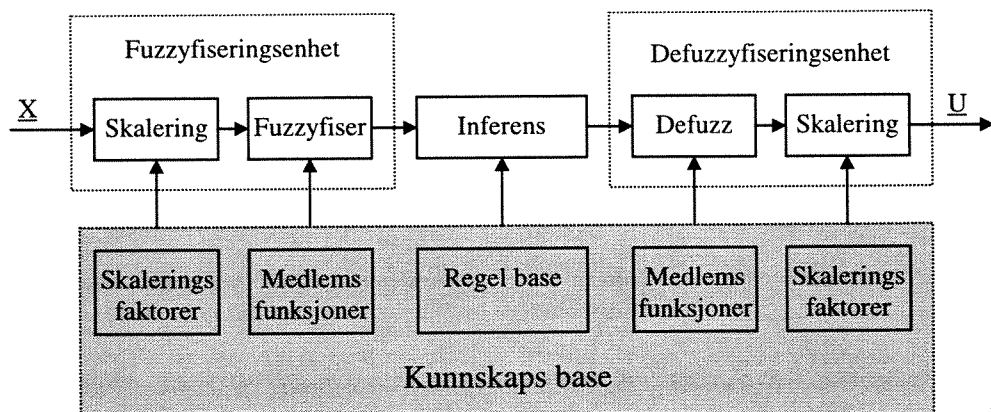
Figur 40 : Dynamiske filtre i en fuzzy regulator.

If-then setninger har en form som er enkel å forstå og samtidig er lett å implementere i et dataprogram. Som et eksempel vil to regler for en fuzzy PD regulator se slik ut:

IF x er LITEN og dx er MIDDELS **then** u er LITEN

IF x er MIDDELS og dx er STOR **then** u er MIDDELS

Kun slike utsagn utgjør ingen regulator. Vi trenger en beskrivelse av medlemsfunksjonene, videre trengs en inferensmekanisme for å koble observasjoner til handlinger. Generelt vil en fuzzy regulator bestå av elementer oppgitt i Figur 41².



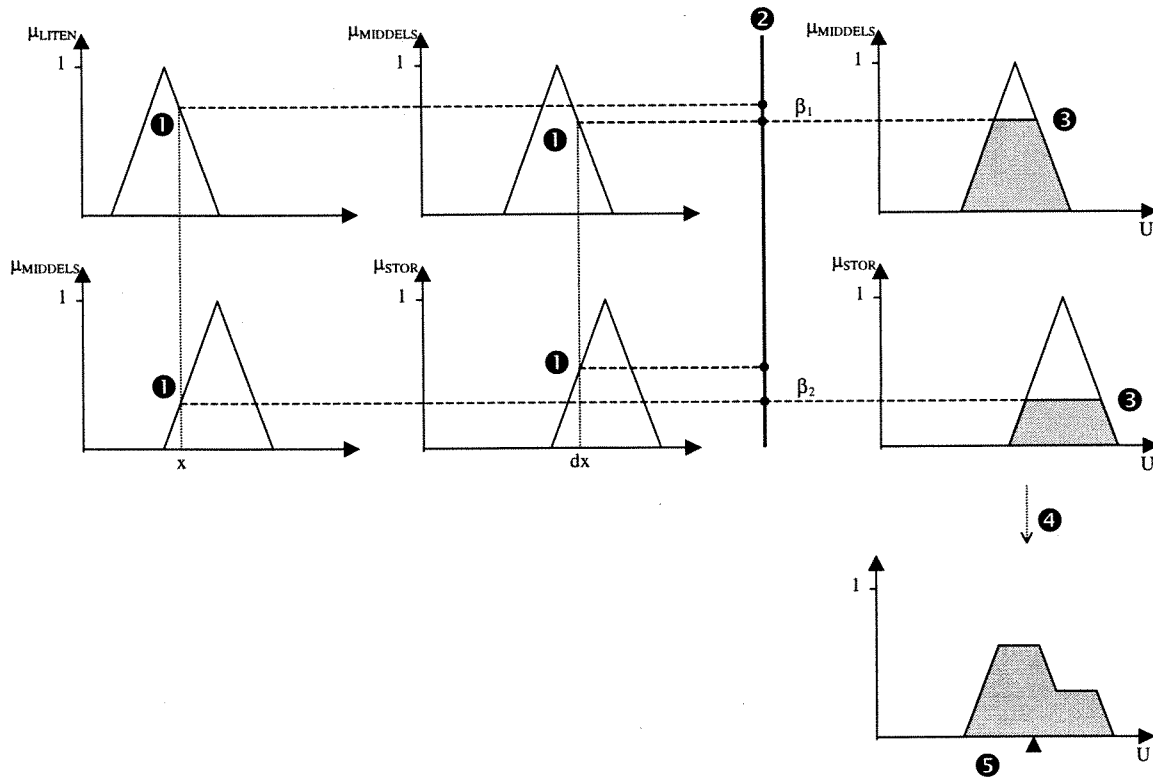
Figur 41 : Enheter i en fuzzy regulator.

Regulatoren består av en kunnskapsdel og en utførende del. Alle handlinger baseres på den underliggende kunnskapsbasen.

På inngangssiden og pådragssiden har vi entydige verdier \underline{X} og \underline{U} . I noen sammenhenger vil det være nyttig å skalere, eventuelt normalisere verdiene regulatoren jobber med internt.

Med trekant medlemskapsfunksjoner definert for termene LITEN, MIDDELS og STOR kan inferens mekanismen for PD regulatoren beskrives med fem steg. Zadeh's operasjoner benyttes i beskrivelsen. Se Figur 42 for grafisk fremstilling.

1. *Fuzzyfisering* – Graden av medlemsskap for inngangsverdiene kalkuleres: $\mu_{\text{LITEN}}(x)$, $\mu_{\text{MIDDELS}}(x)$, $\mu_{\text{MIDDELS}}(dx)$ og $\mu_{\text{STOR}}(dx)$.
2. *Tilfredsstillelsesgrad* – Graden av tilfredsstillelse for hver av reglene i regelbasen kalkuleres. Denne graden, β_i , sier med andre ord hvor sann hver enkelt regel er: $\beta_1 = \min(\mu_{\text{LITEN}}(x), \mu_{\text{MIDDELS}}(dx))$ og $\beta_2 = \min(\mu_{\text{MIDDELS}}(x), \mu_{\text{STOR}}(dx))$.
3. *Inferens* – Tilfredsstillelsesgraden fra 2. brukes til å modifisere konsekvensdelen i hver enkelt regel. Vi får da modifiserte medlemskapsfunksjoner for pådraget (konsekvensen): $\mu_1(u) = \min(\beta_1, \mu_{\text{LITEN}}(u))$ og $\mu_2(u) = \min(\beta_2, \mu_{\text{MIDDELS}}(u))$ for alle u .
4. *Aggregering* – De modifiserte medlemskapsfunksjonene, $\mu_1(u)$ og $\mu_2(u)$ kombineres til ett enkelt fuzzy sett. Disjunksjon benyttes: $\mu_U(u) = \max(\mu_1(u), \mu_2(u))$.
5. *Defuzzifisering* – Pådraget må ha en konkret verdi. En slik verdi kan oppnås på flere måter. Benytter en gylden middelvei taktikk er "center of area" en løsning.



Figur 42 : Fuzzy inferens ihht. beskrivelse.

Eksempelet på denne PD regulatoren er en generell fremstilling. Andre operasjoner enn Zadeh's kan benyttes, aggregerings- og defuzzifiseringsmekanismene kan variere. Metoden er likevel den samme.

B.4 LOKAL MODELLERING

Det finnes også fuzzy regulatorer som benytter andre konsept. Sugeno-Takagi regulator benytter en metode, hvor konsekvensdelen i reglene ikke er fuzzy sett men funksjoner basert på inngangenes reelle verdier. Trinn 1 og 2 i den ovenstående metoden er lik, men utgangens verdi beregnes som et vektet sum av de forskjellige funksjonene.

$$u = \frac{\sum_{i=1}^K \beta_i f_i(x_1, x_2, \dots, x_n)}{\sum_{i=1}^K \beta_i} \quad (B.1)$$

Lokal modellering med fuzzy logikk benytter Sugeno-Takagi prinsippet. Totalmodellens operasjonsrom deles inn i flere operasjonsområder med medlemskapsfunksjoner. Regelbasen angir hvilke lokale modeller som hører til hvert operasjonsområde. Modellens respons på pådrag (x) blir da en vektet sum av de lokale modellene (f).

C DATAGRUNNLAG

C.1 HSF FYSISKE DATA

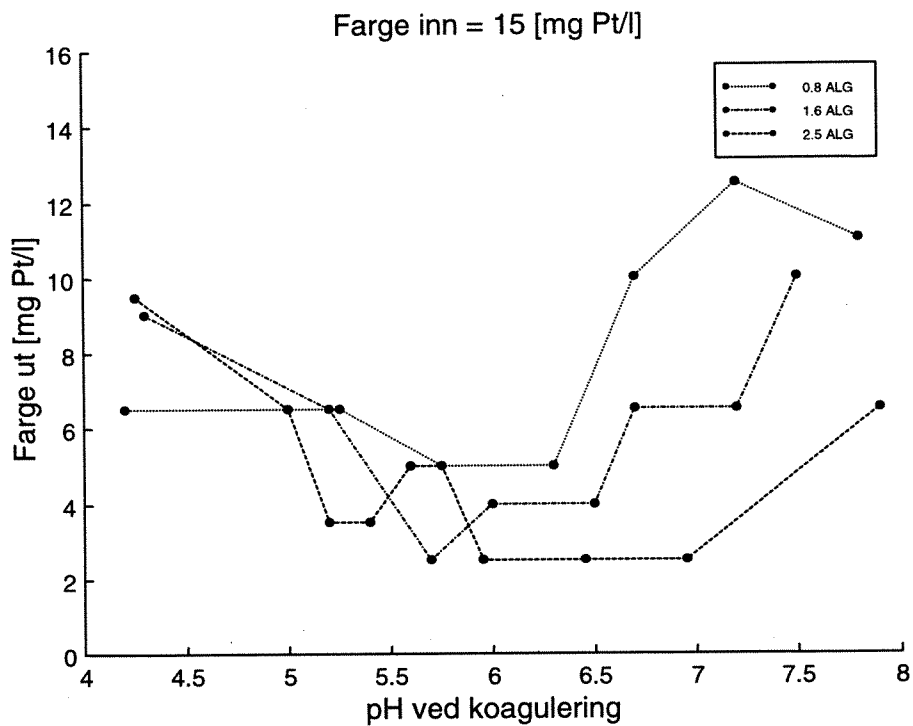
Råvann	Springvann +bentonitt (for humus) +noe annet for turbiditet. +Ph og alkalitet justeres med HCl og NaOH..
Koagulant	ALG - krystallisert $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14.3\text{H}_2\text{O}$
Omrøring/ Flokkulering	Slanger med økende diameter 1. L = 25m D = 5mm 2. L = 5m D = 5mm 3. L = 25m D = 6mm 4. L = 25m D = 8mm 5. L = 10m D = 10mm 6. L = 5m D = 12mm 7. L = 5m D = 16mm
Sedmenteringstank	50 liter
Vanngjennomstrømning	30 liter/time

Tabell 13 : Relevante fysiske data for HSF rensanlegg

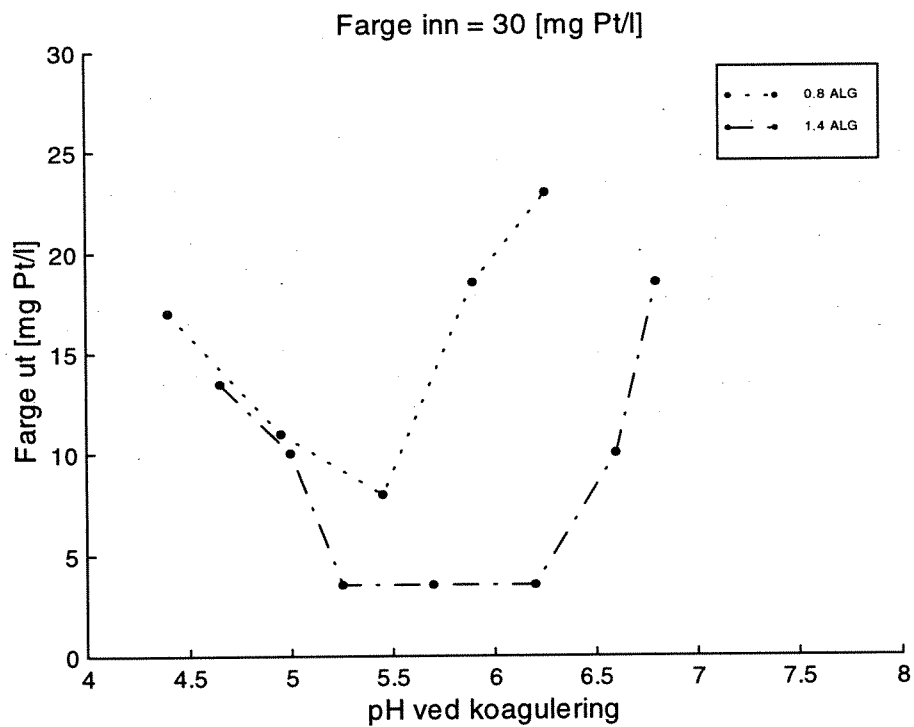
C.2 FELLINGSDATA

Følgende figurer danner basis for fellingsmodellen som er utviklet. De tilhører forsøk utført av Sintef Vannettellerannetteknologi¹⁵. Forsøkene er gjort på et direktefiltreringsanlegg med naturlig råvann fra Trondheimstraktene.

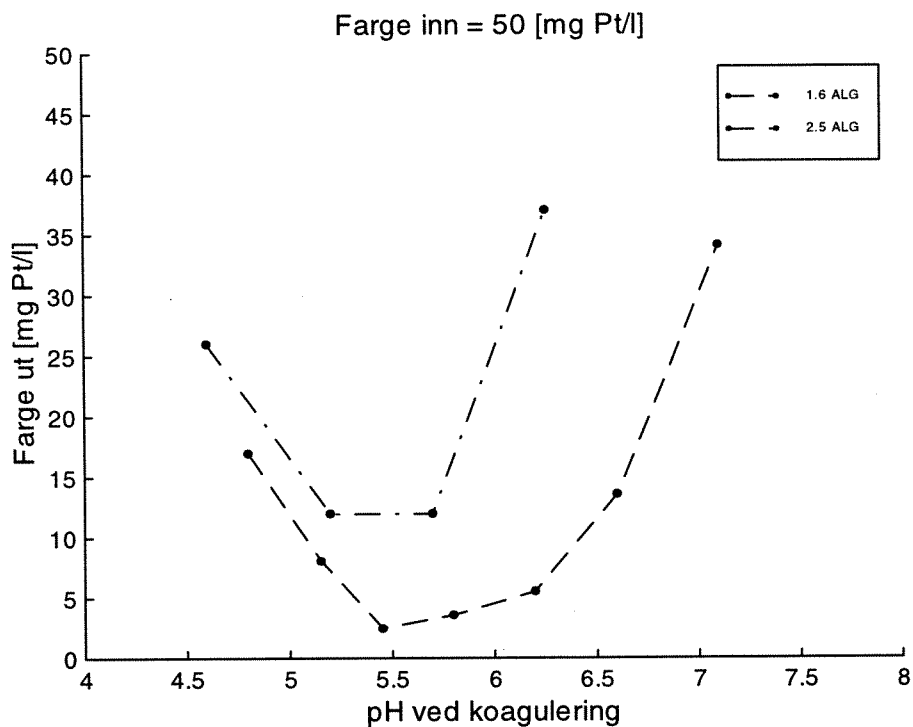
Doseringsmengdene står angitt oppe i høyre hjørne. Turbiditet på råvann er i alle tilfellene ca. 0.25 NTU:



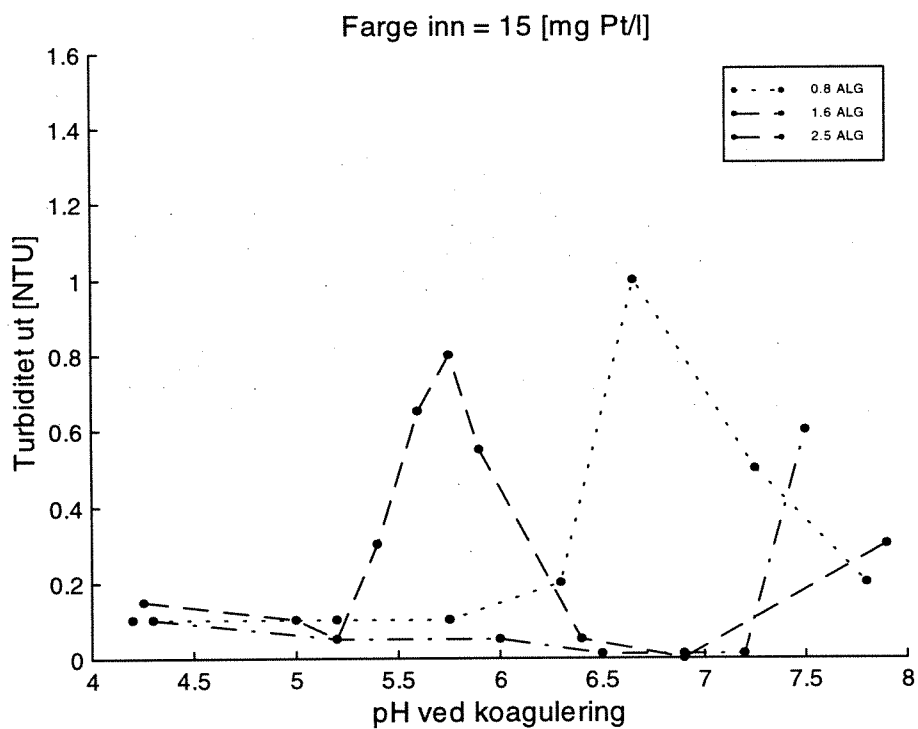
Figur 43 : Datasett, Farge15-Dose-pH til Farge ut.



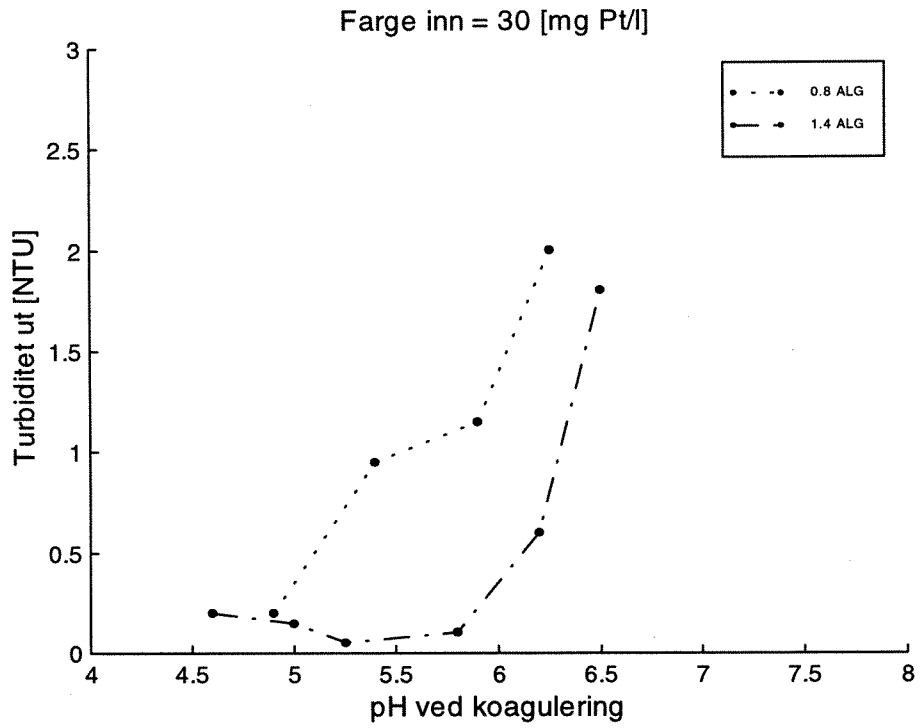
Figur 44 : Datasett, Farge30-Dose-pH til Farge ut.



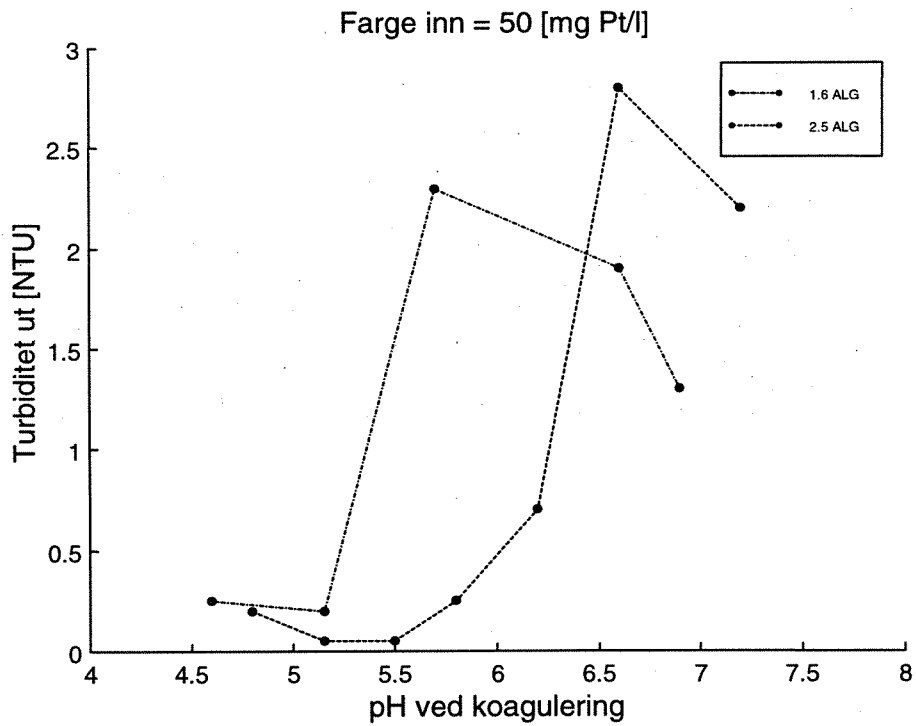
Figur 45 : Datasett, Farge50-Dose-pH til Farge ut.



Figur 46 : Datasett, Farge15-Dose-pH til Turbiditet ut.



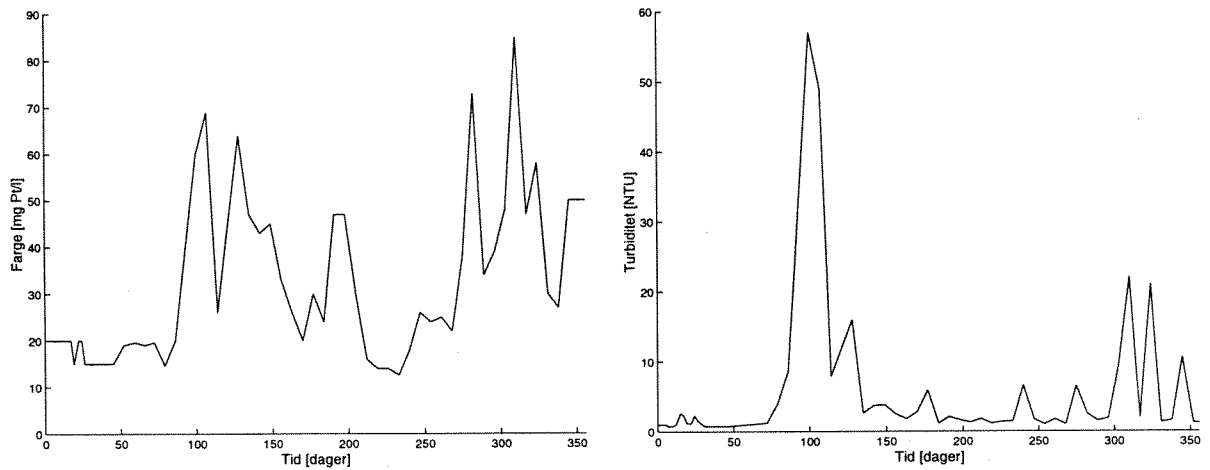
Figur 47 : Datasett, Farge30-Dose-pH til Turbiditet ut.



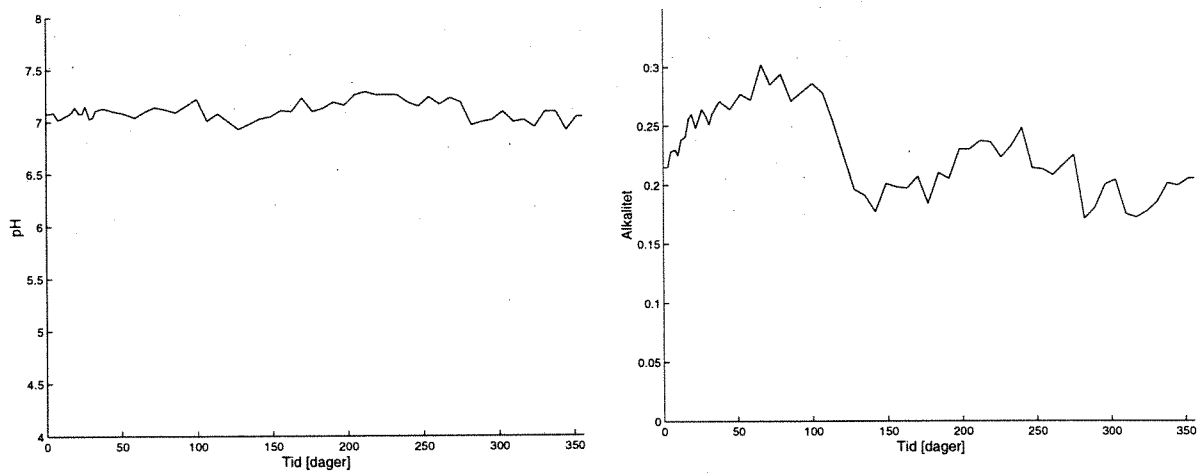
Figur 48 : Datasett, Farge50-Dose-pH til Turbiditet ut.

D SIMULERINGS RESULTATER

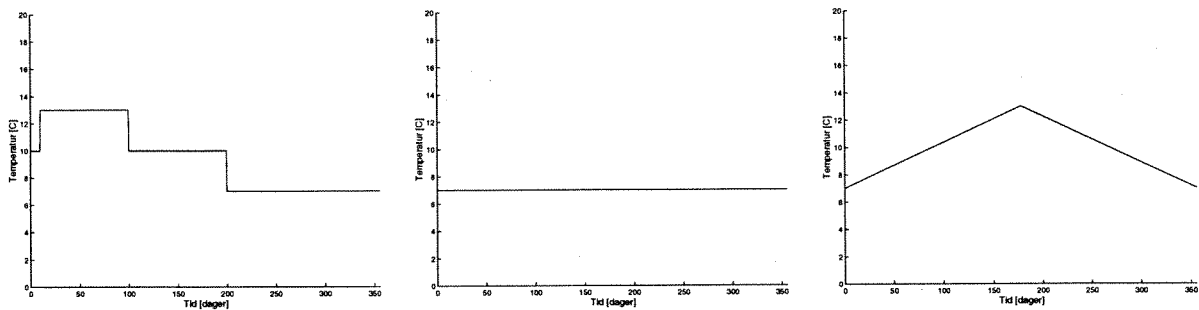
D.1 RÅVANNSDATA



Figur 49 : a. Fargeforløp b. Turbiditetsforløp

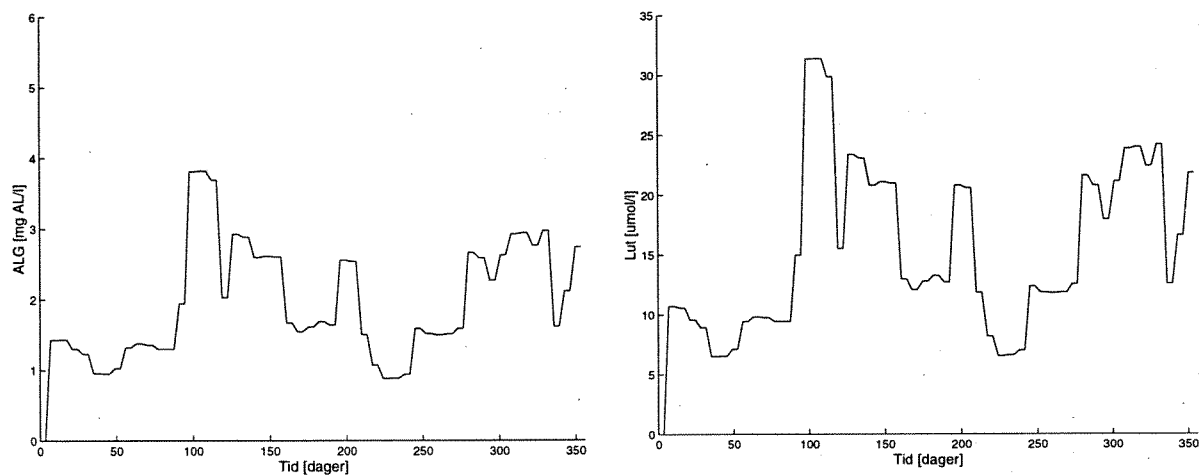


Figur 50 : a. pH forløp b. Alkalitetsforløp



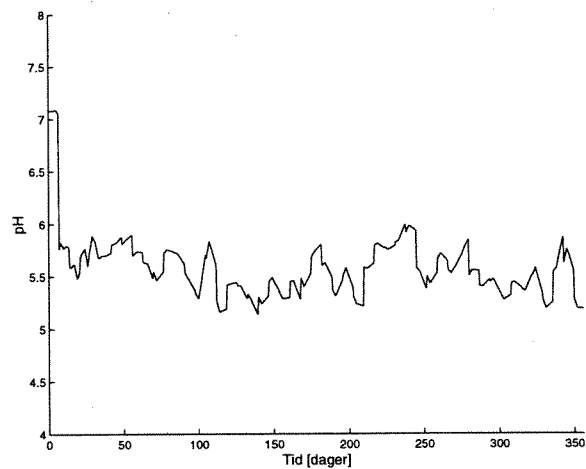
Figur 51 : Temperaturforstyrrelser a.Sprang b.Konstant lav c. Årsforløp

D.2 SCENARIO 1

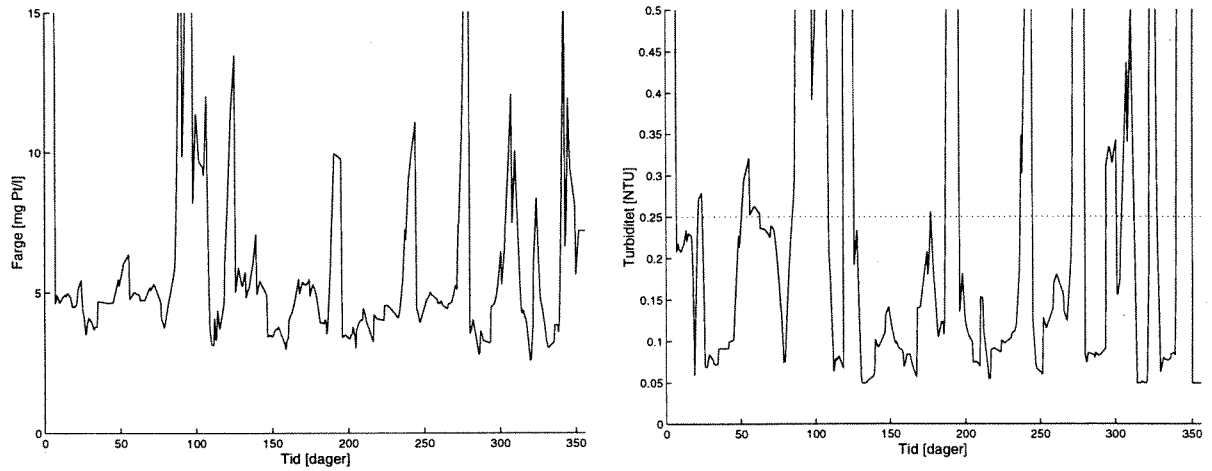


Figur 52 : Pådrag a.ALG b. Lut

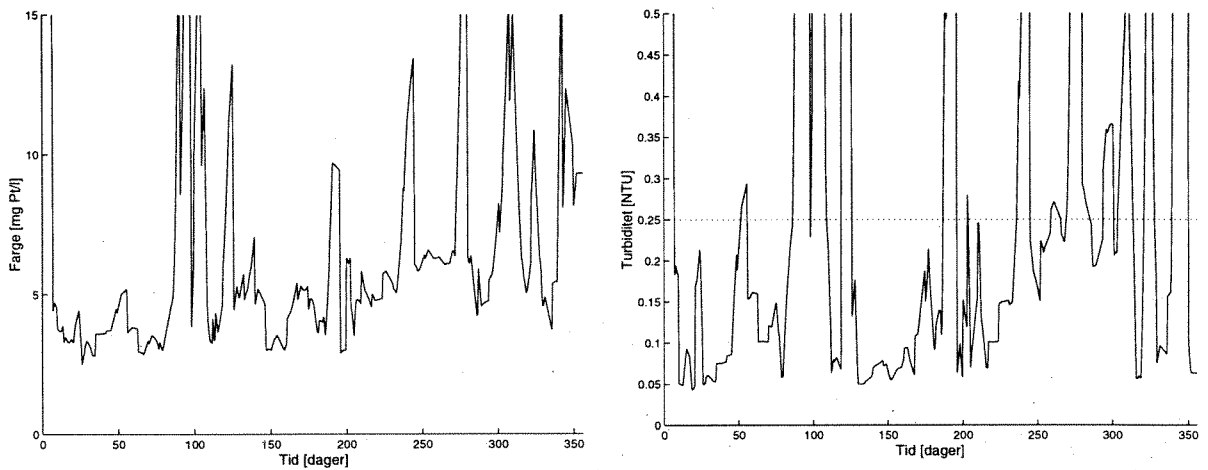
I ovenstående figurer er overgangene egentlig brattere og plataene bredere. Datasettet som danner grunnlaget for figurene er forkortet for sterkt før plotting.



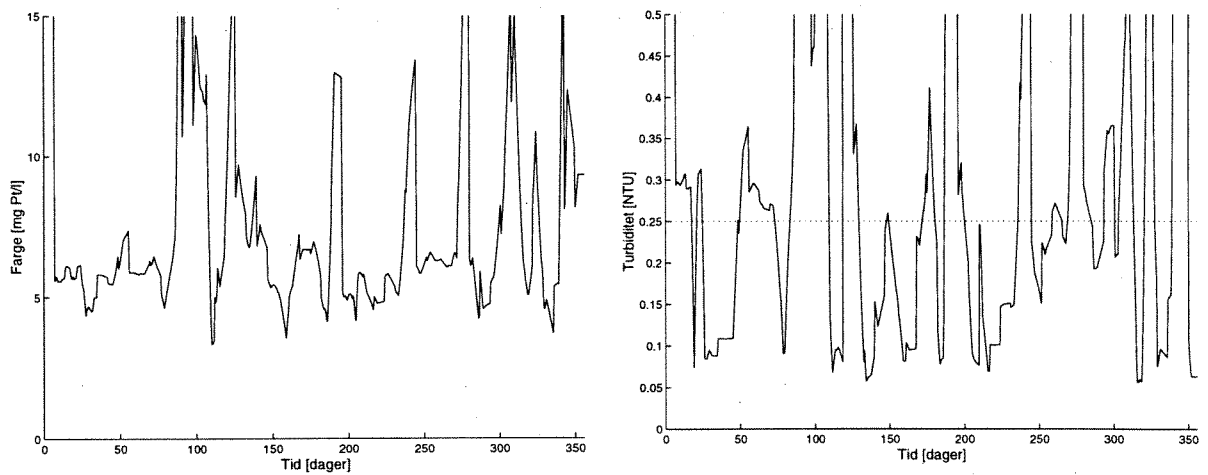
Figur 53 : pH ved koagulering uten forstyrrelse



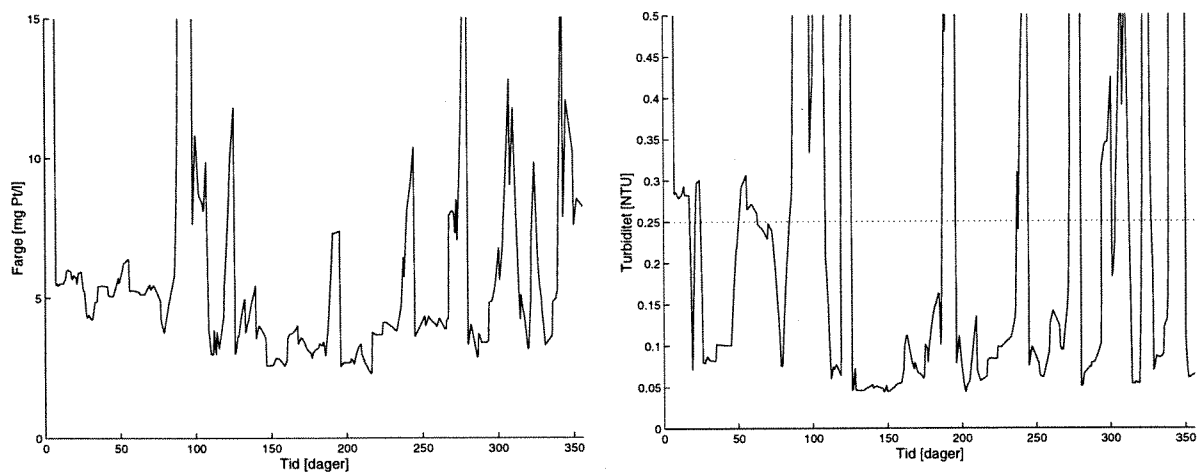
Figur 54 : Uten forstyrrelse a. Farge b. Turbiditet



Figur 55 : Sprang på temp a. Farge b. Turbiditet

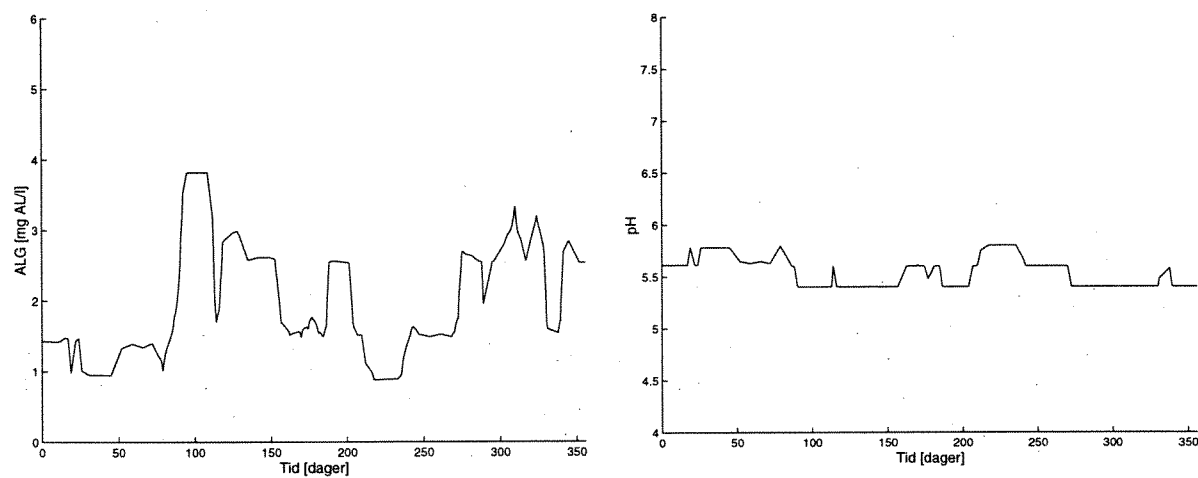


Figur 56 : Konstant lav temp a. Farge b. Turbiditet

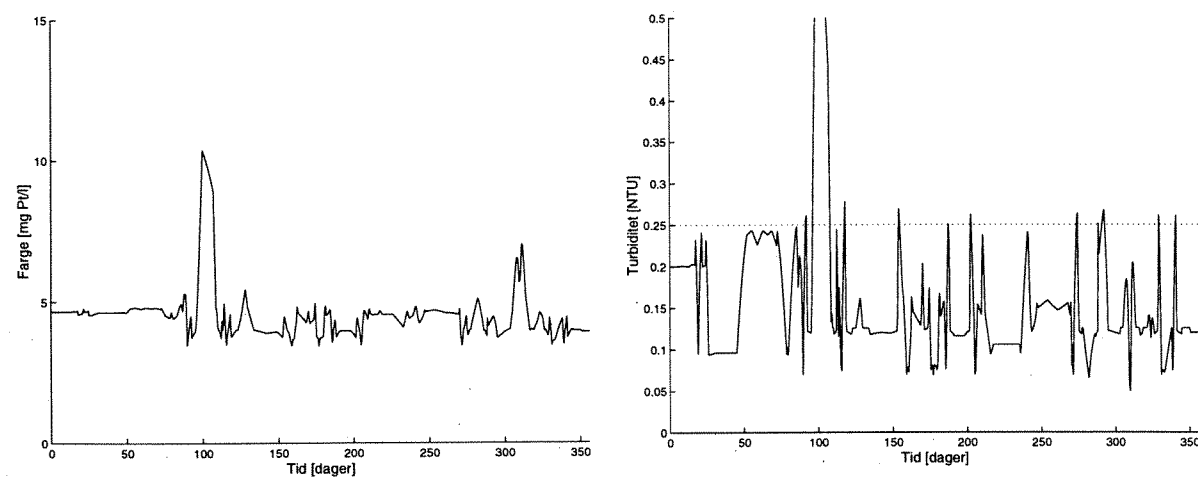


Figur 57 : Årsvariasjon temp a. Farge b. Turbiditet

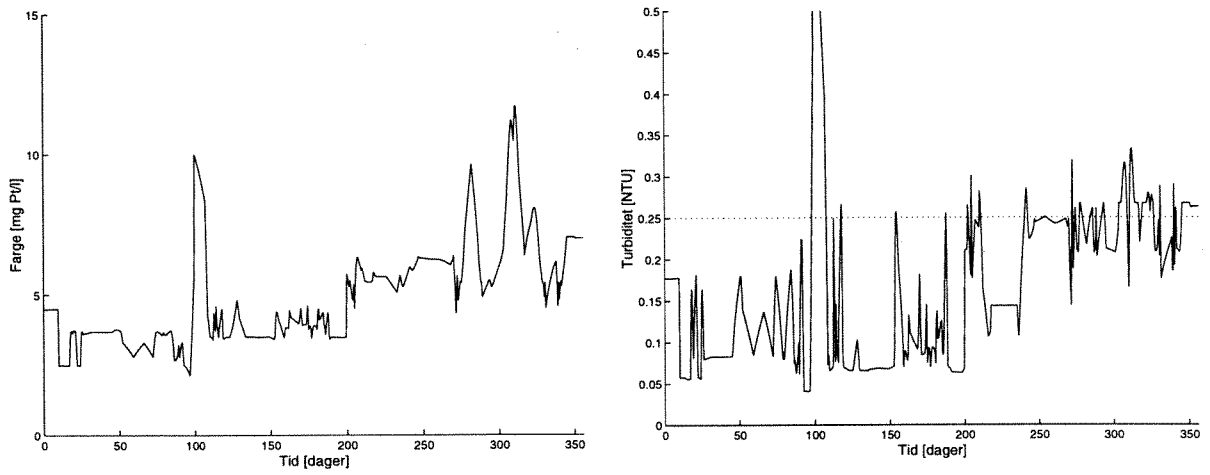
D.3 SCENARIO 2A



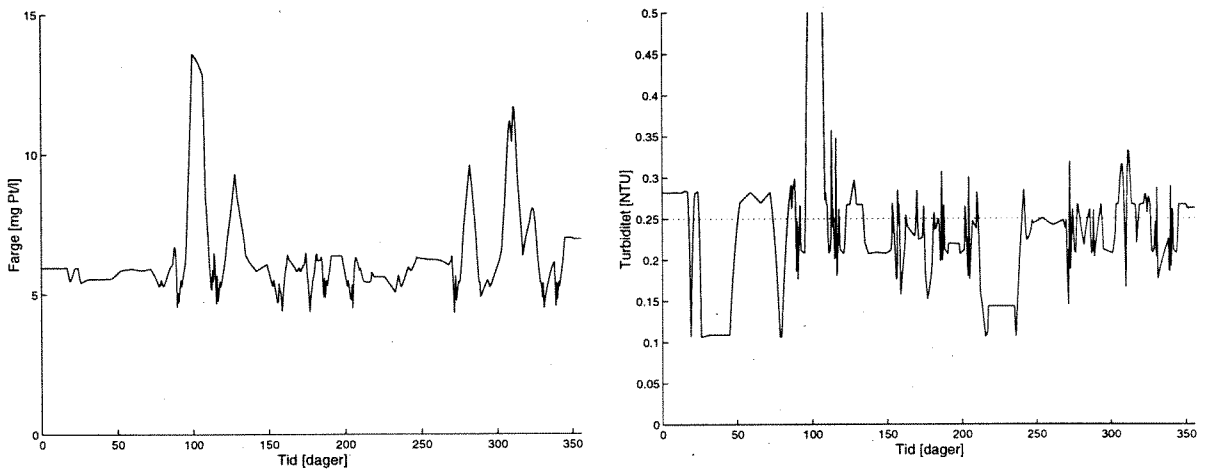
Figur 58 : a. Pådrag ALG b. pH ved koagulering



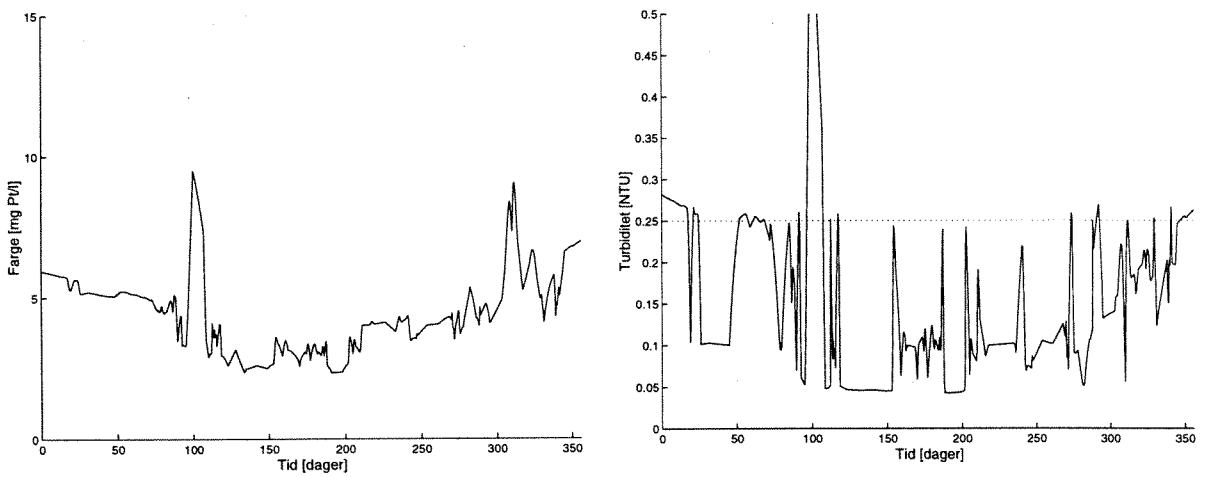
Figur 59 : Uten forstyrrelse a. Farge b. Turbiditet



Figur 60 : Sprang på temp a. Farge b. Turbiditet



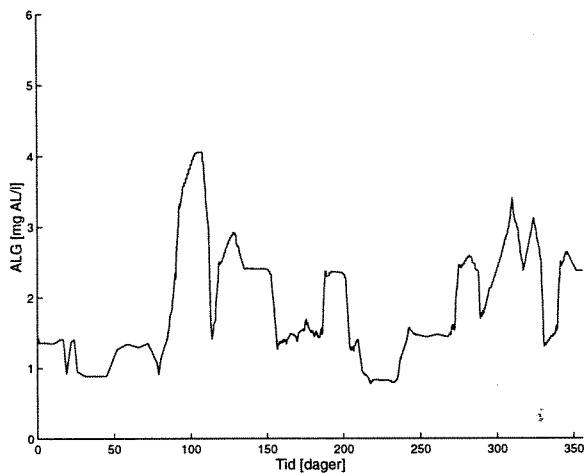
Figur 61 : Konstant lav temp a. Farge b. Turbiditet



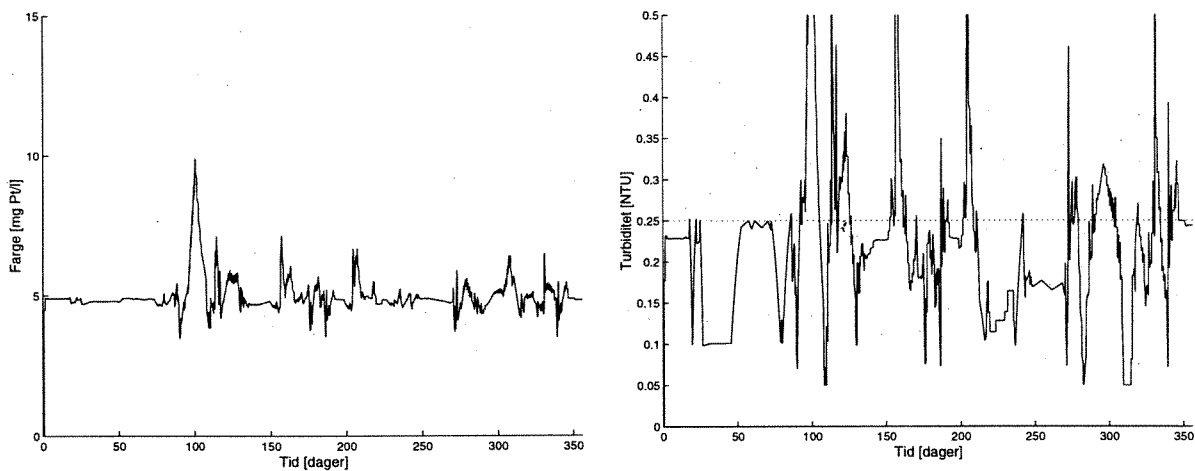
Figur 62 : Årsvariasjon på temp a. Farge b. Turbiditet

D.4 SCENARIO 2B

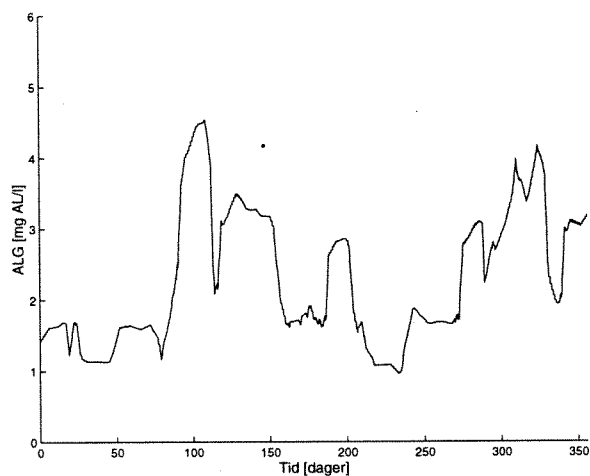
pH ved koagulering er tilsvarende som for Scenario 2a. Den adaptive regulatoren gir ikke synlige utslag ved simulering uten forstyrrelse.



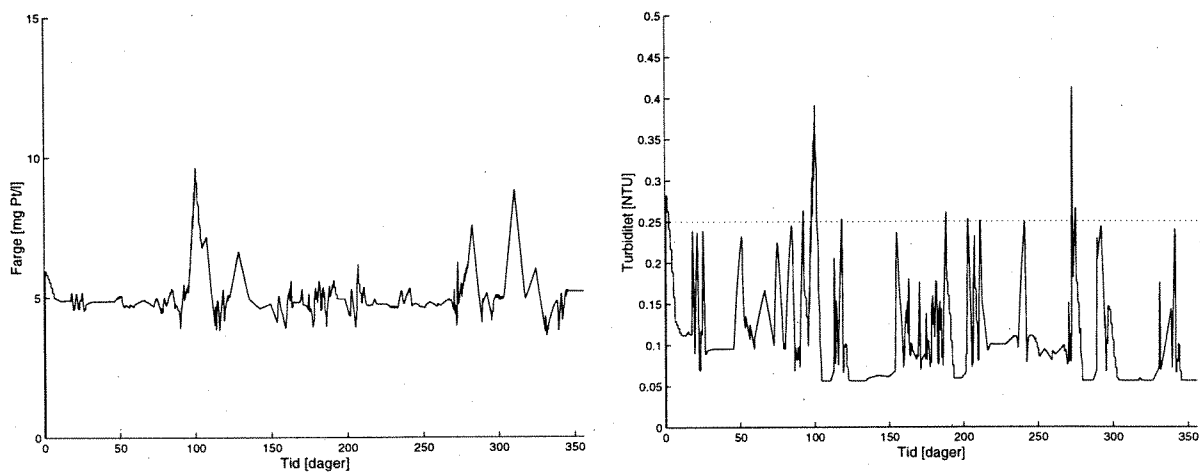
Figur 63 : Sprang på temp, ALG dose



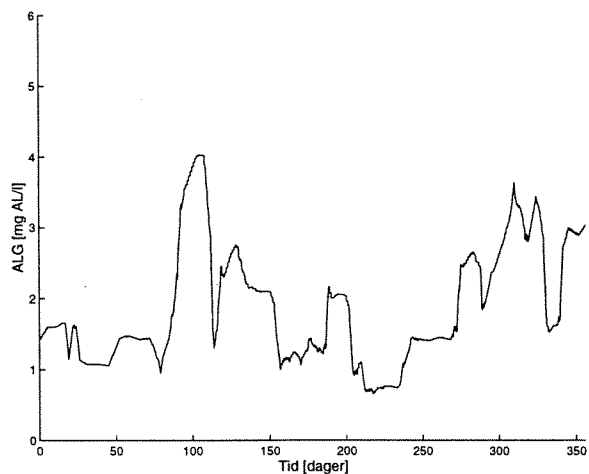
Figur 64 : Sprang på temp a. Farge b. Turbiditet



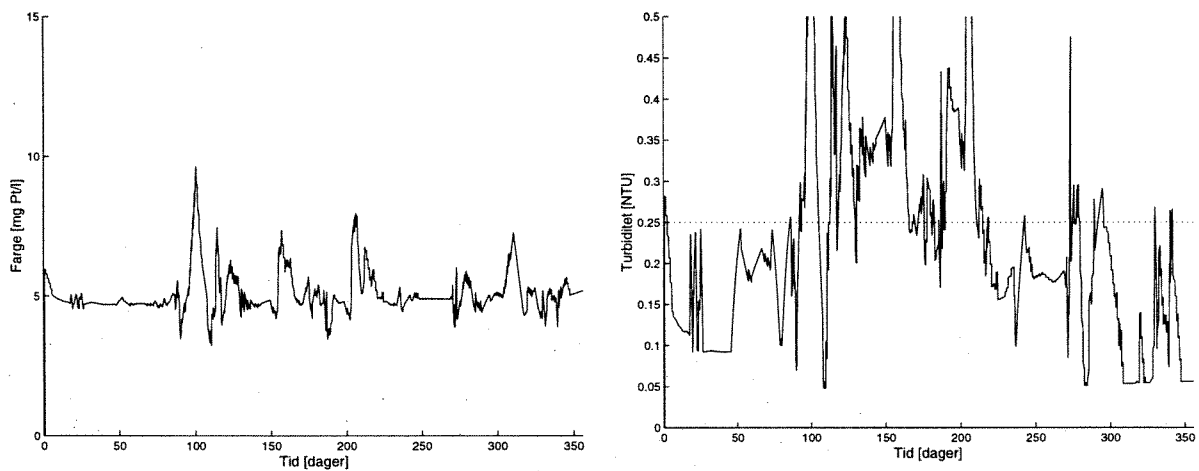
Figur 65 : Konstant lav temp, ALG dose



Figur 66 : Konstant lav temp a. Farge b. Turbiditet



Figur 67 : Årsvariasjon på temp, ALG dose



Figur 68 : Årsvariasjon på temp a. Farge b. Turbiditet

E PROGAMKODE

Modell og regulator er implementert i Matlab v5.1. Simuleringer er utfør i Simulink Toolbox for Matlab v2.1. For fuzzy lokal modellering og regulatorer er "Fuzzy Toolbox for MATLAB, Version 3.0 March 1996, Copyright (c) 1992-96 Robert Babuska (TU Delft)" benyttet

E.1 MODELL

```

modell.rb
% regelbasen til modell av vannrenseanlegg Harald Hanssen 1997

#input farge inn
LAV      #mf      1      0      0      15.0    30.0
MIDDELS  #mf      1     15.0    30.0    30.0    50.0
HØY      #mf      1     30.0    50.0   120.0   120.0

#input turbiditet inn
LAV      #mf      1      0      0     60.0    60.0

#input dose
NULL     #mf      1      0      0      0      0.8
LAV      #mf      1      0      0.8    0.8    1.5
MIDDELS  #mf      1     0.8    1.5    1.5    2.5
HØY      #mf      1     1.5    2.5    3.5    3.5

#output farge ut
Feff1    #mf      1      4      4      8      8
Feff2    #mf      1      4      4      8      8
Feff3    #mf      1      4      4      8      8
Feff4    #mf      1      4      4      8      8
Feff5    #mf      1      4      4      8      8
Feff6    #mf      1      4      4      8      8
Feff7    #mf      1      4      4      8      8
Feff8    #mf      1      4      4      8      8
Feff9    #mf      1      4      4      8      8
Feff10   #mf      1      4      4      8      8
Feff11   #mf      1      4      4      8      8
Feff12   #mf      1      4      4      8      8

#output turbiditet ut
Teff1    #mf      1      4      4      8      8
Teff2    #mf      1      4      4      8      8
Teff3    #mf      1      4      4      8      8
Teff4    #mf      1      4      4      8      8
Teff5    #mf      1      4      4      8      8
Teff6    #mf      1      4      4      8      8
Teff7    #mf      1      4      4      8      8
Teff8    #mf      1      4      4      8      8
Teff9    #mf      1      4      4      8      8
Teff10   #mf      1      4      4      8      8
Teff11   #mf      1      4      4      8      8
Teff12   #mf      1      4      4      8      8

#rules
% regler for farge modell
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then farge ut is Feff1 ;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then farge ut is Feff2 ;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then farge ut is Feff3;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then farge ut is Feff4;

If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then farge ut is Feff5;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then farge ut is Feff6;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then farge ut is Feff7;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then farge ut is Feff8;

If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then farge ut is Feff9;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then farge ut is Feff10;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then farge ut is Feff11;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then farge ut is Feff12;

```

```

%regler for turbiditet modell
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then turbiditet ut is Teff1;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then turbiditet ut is Teff2;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then turbiditet ut is Teff3;
If farge inn is LAV and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then turbiditet ut is Teff4;

If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then turbiditet ut is Teff5;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then turbiditet ut is Teff6;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then turbiditet ut is Teff7;
If farge inn is MIDDELS and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then turbiditet ut is Teff8;

If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is NULL then turbiditet ut is Teff9;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is LAV then turbiditet ut is Teff10;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is MIDDELS then turbiditet ut is Teff11;
If farge inn is HØY and turbiditet inn is LAV and dose is HØY then turbiditet ut is Teff12;

```

```

modeff.m

function y=modeff(navn,pH)
% Lokale modeller for renseeffekt på farge og turbiditet avhengig av pH
% , Harald Hanssen 1997.
%
% Basert på forsøksdata av Bjørnar Eikebrokk, SINTEF.

if pH<4
    pH=4;
elseif pH>8
    pH=8;
end;

Kategori = navn(1:4);
Katnum = str2num(navn(5:size(navn,2)));
X = [];

% Lokale modeller renseeffekt farge
if Kategori=='Feff'
    if Katnum==1
        X=[ 4.0 8.0];
        Y=[ 1.0 1.0];
    elseif Katnum==2
        X=[ 4.0 4.2 5.25 5.75 6.3 6.7 7.2 7.8 8.0];
        Y=[ 6.5 6.5 6.5 5.0 5.0 10.0 12.5 11.0 11.0];
        Y=Y./15;
    elseif Katnum==3
        X=[ 4.0 4.3 5.2 5.7 6.0 6.5 6.7 7.2 7.5 8.0];
        Y=[ 10.0 9.0 6.5 2.5 4.0 4.0 6.5 6.5 10.0 11.0];
        Y=Y./15;
    elseif Katnum==4
        X=[ 4.0 4.25 5.0 5.2 5.4 5.6 5.75 5.95 6.45 6.95];
        Y=[ 7.9 8.0];
        Y=[ 10 9.5 6.5 3.5 3.5 5.0 5.0 2.5 2.5 2.5];
        Y=Y./15;
    elseif Katnum==5
        X=[ 4.0 8.0];
        Y=[ 1.0 1.0];
    elseif Katnum==6
        X=[ 4.0 4.4 4.95 5.45 5.9 6.25 8.0];
        Y=[ 25 17.0 11.0 8.0 18.5 23.0 28.0];
        Y=Y./30;
    elseif Katnum==7
        X=[ 4.0 4.65 5.0 5.25 5.7 6.2 6.6 6.8 8.0];
        Y=[ 20.0 13.5 10.0 3.5 3.5 3.5 10.0 18.5 28.0];
        Y=Y./30;
    elseif Katnum==8
        X=[ 4.0 4.5 5.0 5.2 6.5 7.0 7.5 8.0];
        Y=[ 20.0 12.0 8.0 3.0 3.0 10.0 20.0 28.0];
        Y=Y./30;
    elseif Katnum==9
        X=[ 4.0 8.0];
        Y=[ 1.0 1.0];
    elseif Katnum==10
        X=[ 4.0 4.5 5.0 5.2 5.5 6.0 7.0 7.5 8.0];
        Y=[ 46.0 35.0 25.0 22.0 25.0 46.0 48.0 49.0 50.0];
        Y=Y./50;
    elseif Katnum==11
        X=[ 4.0 4.6 5.2 5.7 6.25 8.0];
        Y=[ 45.0 26.0 12.0 12.0 37.0 48];
        Y=Y./50;
    elseif Katnum==12
        X=[ 4.0 4.8 5.15 5.45 5.8 6.2 6.6 7.1 8.0];
        Y=[ 40.0 17.0 8.0 2.5 3.5 5.5 13.5 34.0 45.0];
        Y=Y./50;
    end;

% Lokale modeller for renseeffekt på Turbiditet
else

```

```

if Katnum==1
    X=[ 4.0 8.0];
    Y=[ 1.0 1.0];
elseif Katnum==2
    X=[ 4.0 4.2 5.2 5.75 6.3 6.65 7.25 7.8 8.0];
    Y=[ 0.1 0.1 0.1 0.1 0.2 1.0 0.5 0.2 0.2];
elseif Katnum==3
    X=[ 4.0 4.3 5.2 6.0 6.5 6.9 7.2 7.5 8.0];
    Y=[ 0.1 0.1 0.05 0.05 0.01 0.01 0.01 0.6 1.0];
elseif Katnum==4
    X=[ 4.0 4.25 5.0 5.2 5.4 5.6 5.75 5.9 6.4 6.9];
    Y=[ 0.15 0.15 0.1 0.05 0.3 0.65 0.8 0.55 0.05 0.0];
elseif Katnum==5
    X=[ 4.0 8.0];
    Y=[ 1.0 1.0];
elseif Katnum==6
    X=[ 4.0 4.9 5.4 5.9 6.25 8.0];
    Y=[ 0.2 0.2 0.95 1.15 2.0 2.0];
elseif Katnum==7
    X=[ 4.0 4.6 5.0 5.25 5.8 6.2 6.5 8.0];
    Y=[ 0.2 0.2 0.15 0.05 0.1 0.6 1.8 2.0];
elseif Katnum==8
    X=[ 4.0 4.5 5.0 5.5 6.0 6.5 7.0 7.5 8.0];
    Y=[ 0.2 0.2 0.1 0.05 0.1 0.2 1.8 2.0 2.0];
elseif Katnum==9
    X=[ 4.0 8.0];
    Y=[ 1.0 1.0];
elseif Katnum==10
    X=[ 4.0 4.5 4.8 5.3 6.0 6.5 7.0 7.5 8.0];
    Y=[ 0.25 0.25 0.5 2.0 1.8 1.6 1.0 1.0 1.0];
elseif Katnum==11
    X=[ 4.0 4.6 5.15 5.7 6.6 6.9 8.0];
    Y=[ 0.25 0.25 0.2 2.3 1.9 1.3 1.3];
elseif Katnum==12
    X=[ 4.0 4.8 5.15 5.5 5.8 6.2 6.6 7.2 8.0];
    Y=[ 0.25 0.2 0.05 0.05 0.25 0.7 2.8 2.2 2.2];
end;
end;

if size(X,2)>0
    i=0;
    while X(i+1)<pH
        i=i+1;
    end;

    if i==0
        y=Y(1);
    else
        y=Y(i)+(pH-X(i))*((Y(i+1)-Y(i))/(X(i+1)-X(i)));
    end;
else
    y=0;
end;
end;

```

```

modell.m

function Y=modell(X)
%modell av statistisk renseeffekt for renseanlegg Harald Hanssen 1997

% X=[farge inn; turbiditet inn; ph_koag inn; dose]
% Y=[farge ut; turbiditet ut]

%funksjonen krever at regelbasen modell.rb er initiert.
%funksjonen beregner renseeffekt som et gjennomsnitt av alle regelutslag.

global rlsmod;
global mfsmod;
global inputsmod;
global outputsmod;
global nlabmod;
global labelsmod;

%Begrensing av dose ALG (på grunn av begrenset modellkunnskap)
if X(4,1)>=3.5
    X(4,1)=3.49;
elseif X(4,1)<=0
    X(4,1)=0;
end;

%Regner ut regelutslagene
utslag = zeros(size(rlsmod,1),2);

for i=1:size(utslag,1)
    utslag(i,1) = dofmin(rlsmod(i,:),mfsmod,X([1 2 4],1)');
end;

```



```

%Regner ut renseeffekt for hvert regelutslag
antinn = size(inputsmod,1);
antut = size(outputsmod,1);

for i=1:size(utslag,1)
    if utslag(i,1)>0
        utslag(i,2) = modeff(labelsmod(max(r1smod(i,antinn+2:antinn+antut+1)),:),X(3,1));
    end;
end;

%Regner ut renseeffekt for hver av utgangene.
%Renseeffekten er basert på et vektet gjennomsnitt
%av regelutslagene

antmfut = nlabmod(antinn+1:antinn+antut,1);
Y = zeros(antut,1);
fra = 1;

for i=1:antut
    til=(fra-1)+antmfut(i,1);
    Y(i)=(utslag(fra:til,1)*(utslag(fra:til,2)*X(i)^(i-2)))/sum(utslag(fra:til,1));
    fra=til+1;
end;

```

Modellen overfor har en etterfølgende dynamisk del – tidsforsinkelse og ideel blanding – som er implementert i simulink. Der er også effekter av at $V_{\text{Temperatur}} < 10$ [°C] og $V_{\text{Turbiditet}} > 0.25$ [NTU] implementert.

```

pHalg.m

function Y=pHalg(X)
%Modell for endring av pH ved dosering
%av fellingskjemikalie ALG og Lut, Harald Hanssen 1997

%Modellen er basert på utregning gjort av
%Stein Østerhus, SINTEF

%X(1) farge (mgPt/l)
%X(2) turbiditet (NTU)
%X(3) pH
%X(4) alkalitet (mmol/l)
%X(5) temperatur (Celsius)
%X(6) ALG dose, syre (mg Al/l)
%X(7) Lut dose, base (umol/l)

%Y er tilsvarende, men med korrigert verdi for pH og uten doseringer.
Y=X(1:5,1);
pH=X(3);
alk=X(4)/1000;

%Setter temperaturavhengige konstanter
Tkonst=[ 5 10 15;...
        -14.71 -14.52 -14.34;...
        -6.52 -6.46 -6.42;...
        -10.56 -10.49 -10.43];

if X(5)<=5
    Kw=Tkonst(2,1);
    K1=Tkonst(3,1);
    K2=Tkonst(4,1);
elseif X(5)>=15
    Kw=Tkonst(2,1);
    K1=Tkonst(3,1);
    K2=Tkonst(4,1);
else
    if X(5)>=10
        Tkonst=Tkonst(:, [2 3]);
    else
        Tkonst=Tkonst(:, [1 2]);
    end;
    Kw=(Tkonst(2,2)-Tkonst(2,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(2,1);
    K1=(Tkonst(3,2)-Tkonst(3,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(3,1);
    K2=(Tkonst(4,2)-Tkonst(4,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(4,1);
end;

%Setter nødvendige variable
nevner = 10^(-2*pH)+10^(-pH+K1)+10^(K1+K2);
Ctot = (alk-10^(Kw+pH)+10^(-pH))*nevner/(10^(-pH+K2)+2*10^(K1+K2));
buf = 2.3*(10^(-pH)+10^(Kw+pH)+(10^(-3*pH+K2)+ 10^(-pH+K1+2*K2))*Ctot/(nevner^2));

```

```

%Stepvis beregning av pH
%3 mol lut nøytraliserer 1 mol Aluminiumsulfat (ALG)
%totdose (dose ALG) for pH beregning justeres etter dette.
totdose = (X(6)/342.14);
if X(7)>(3000*totdose)
    totdose=0;
else
    if X(7)<0
        x(7)=0;
    end;
    totdose=(totdose-X(7)/3000)*342.14;
end;

bruktdose = 0;
while bruktdose<totdose
    %Stepvis endring i pH må ikke skje med mer enn 0.01
    deldose=totdose/ceil((totdose)/(90*buf));
    del = totdose-bruktdose;
    if deldose> del
        deldose=del;
    end;

    pH=pH-deldose/(9000*buf);
    bruktdose=bruktdose+deldose;

    %Beregner ny bufferkapasitet for neste iterasjon
    nevner = 10^(-2*pH)+10^(-pH+K1)+10^(K1+K2);
    buf = 2.3*(10^(-pH)+10^(Kw+pH)+(10^(-3*pH+K2)+ 10^(-pH+K1+2*K2))*Ctot/(nevner^2));
end;

Y(3) = pH;

```

E.2 REGULATORER

E.2.1 FOROVERKOBLET REGULATOR

```

Dose1.rb

% regelbasen til foroverkoblet regulator for vannrenseanlegg Harald Hanssen 1997
%
% Forutsetninger:
% 1. Regulatoren er optimalisert uten å ta hensyn til forstyrrelser som f.eks temperatur.
% 2. Turbiditetseffekten på behovet for dosering er antatt lineær i modellen.
% Sannsynligheten for ulinearitet her er høy. Dette er det tatt høyde for, og derfor opereres
% det med uavhengige doseringer.

#input farge
L          #mf      1    -0.2    -0.2    0.1700  0.2400
LM         #mf      1    0.1700  0.2400  0.2400  0.3100
M          #mf      1    0.2400  0.3100  0.3100  0.3800
HM         #mf      1    0.3100  0.3800  0.3800  0.4500
H          #mf      1    0.3800  0.4500  0.4500  1.2

#input turbiditet
L          #mf      1    -0.2    -0.2    0.0044  0.3509
M          #mf      1    0.0044  0.3509  0.3509  0.7018
H          #mf      1    0.3509  0.7018  0.7018  1.2

#output dose
%lav turbiditet
D1         #mf      1    0.2125  0.2125  0.2125  0.2125
D2         #mf      1    0.3600  0.3600  0.3600  0.3600
D3         #mf      1    0.4000  0.4000  0.4000  0.4000
D4         #mf      1    0.6250  0.6250  0.6250  0.6250
%middels turbiditet
D5         #mf      1    0.3769  0.3769  0.3769  0.3769
D6         #mf      1    0.5244  0.5244  0.5244  0.5244
D7         #mf      1    0.5644  0.5644  0.5644  0.5644
D8         #mf      1    0.7894  0.7894  0.7894  0.7894
%høy turbiditet
D9         #mf      1    0.5434  0.5434  0.5434  0.5434
D10        #mf      1    0.6909  0.6909  0.6909  0.6909
D11        #mf      1    0.7309  0.7309  0.7309  0.7309
D12        #mf      1    0.9559  0.9559  0.9559  0.9559

#output pH ref
L          #mf      1    -0.2    -0.2    -0.2    -0.2
M          #mf      1     0        0        0        0

```

```

H          #mf          1      0.2      0.2      0.2      0.2
#rules
% regler for dosering
If farge is L and turbiditet is L then dose is D1;
If farge is L and turbiditet is M then dose is D5;
If farge is L and turbiditet is H then dose is D9;

If farge is LM and turbiditet is L then dose is D2;
If farge is LM and turbiditet is M then dose is D6;
If farge is LM and turbiditet is H then dose is D10;

If farge is M and turbiditet is L then dose is D2;
If farge is M and turbiditet is M then dose is D6;
If farge is M and turbiditet is H then dose is D10;

If farge is HM and turbiditet is L then dose is D3;
If farge is HM and turbiditet is M then dose is D7;
If farge is HM and turbiditet is H then dose is D11;

If farge is H and turbiditet is L then dose is D4;
If farge is H and turbiditet is M then dose is D8;
If farge is H and turbiditet is H then dose is D12;

% regler for pH ref
If farge is L then pH ref is H;
If farge is LM then pH ref is M;
If farge is M then pH ref is M;
If farge is HM then pH ref is L;
If farge is H then pH ref is L;

```

```

Dosel.m

function [Y]=dosel(X)
%Regulator for dosering av ALG og tilhørende pH_ref, Harald Hanssen 1997
%
% X(1) er farge
% X(2) er pH
% Y(1) er dose (ALG i mol/l)
% Y(2) er pH_ref

global rlsdosel;
global mfsdosel;
global skalindosel;
global skalutdosel;

% Skalerer inndata
X(1)=skalindosel(1,1)*X(1) + skalindosel(1,2);
X(2)=skalindosel(2,1)*X(2) + skalindosel(2,2);

% Inferens over regelbasen (Mamdani's inferens)
[Y,DOF]=infer(rlsdosel,mfsdosel,X');

% Skalerer utdata
Y(1)=skalutdosel(1,1)*Y(1) + skalutdosel(1,2);
Y(2)=skalutdosel(2,1)*Y(2) + skalutdosel(2,2);

```

```

maal.m

function Y=maal(X)
%Registrering av dagsmålinger.
%Ved den 7. dagsmålinger viser Y gjennomsnittet av disse målingene.
%Etter 7 dagsmålinger slettes registreringen slik at den er klar for ny runde.

global ukegjennomsnitt
global maalinger

%registrer dagsmåling
ukegjennomsnitt = ukegjennomsnitt + X./7;
maalinger = maalinger + 1;

%Utverdi
Y=ukegjennomsnitt;

%Resetting av målingene
if maalinger==7
    maalinger=0;
    ukegjennomsnitt=zeros(5,1);
end;

```

```

Lut.m

function Y=Lut(X)
%Beregning av Lut dosering for å oppnå ønsket koagulerings pH ved dosering
%av fellingskjemikalie ALG, Harald Hanssen 1997

%Modellen er basert på utregning gjort av
%Stein Østerhus, SINTEF

%X(1) farge (mgPt/l)
%X(2) turbiditet (NTU)
%X(3) pH
%X(4) alkalitet (mmol/l)
%X(5) temperatur (Celsius)
%X(6) ALG dose, syre (mg Al/l)
%X(7) pH referanse

%Y Lut dose (umol/l)
pH=X(3);
alk=X(4)/1000;

%Setter temperaturavhengige konstanter
Tkonst=[ 5 10 15;...
        -14.71 -14.52 -14.34;...
        -6.52 -6.46 -6.42;...
        -10.56 -10.49 -10.43];

if X(5)<=5
    Kw=Tkonst(2,1);
    K1=Tkonst(3,1);
    K2=Tkonst(4,1);
elseif X(5)>=15
    Kw=Tkonst(2,1);
    K1=Tkonst(3,1);
    K2=Tkonst(4,1);
else
    if X(5)>=10
        Tkonst=Tkonst(:, [2 3]);
    else
        Tkonst=Tkonst(:, [1 2]);
    end;
    Kw=(Tkonst(2,2)-Tkonst(2,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(2,1);
    K1=(Tkonst(3,2)-Tkonst(3,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(3,1);
    K2=(Tkonst(4,2)-Tkonst(4,1))*(X(5)-Tkonst(1,1)) + Tkonst(4,1);
end;

%Setter nødvendige variable
nevner = 10^(-2*pH)+10^(-pH+K1)+10^(K1+K2);
Ctot = (alk-10^(Kw+pH)+10^(-pH))*nevner/(10^(-pH+K2)+2*10^(K1+K2));
buf = 2.3*(10^(-pH)+10^(Kw+pH)+(10^(-3*pH+K2)+ 10^(-pH+K1+2*K2))*Ctot/(nevner^2));

%Stepvis beregning av pH
totdose = X(6);

bruktdose = 0;
while (bruktdose<totdose) & (abs(X(7)-pH)>= 0.01)
    %Stepvis endring i pH må ikke skje med mer enn 0.01
    deldose=totdose/ceil((totdose)/(90*buf));
    del = totdose-bruktdose;
    if deldose> del
        deldose=del;
    end;

    pH=pH-deldose/(9000*buf);
    bruktdose=bruktdose+deldose;

    %Beregner ny bufferkapasitet for neste iterasjon
    nevner = 10^(-2*pH)+10^(-pH+K1)+10^(K1+K2);
    buf = 2.3*(10^(-pH)+10^(Kw+pH)+(10^(-3*pH+K2)+ 10^(-pH+K1+2*K2))*Ctot/(nevner^2));
end;

%Finner lutdoseringen
%3 mol lut nøytraliserer 1 mol Aluminiumsulfat (ALG)

Y = 3000*(totdose - bruktdose)/342.14;

```

E.2.2 ADAPTIV REGULATOR

```

Tilbakekobling.rb

% regelbasen for adaptiv regulator for vannrenseanlegg Harald Hanssen 1997
%
% Regulatoren motvirker forstyrrelser ved å justere doseringsbias i
% den foroverkoblede regulatoren.

#input farge ut
      N      #mf      1      -1      -1      -0.3      -0.1
      OK     #mf      1      -0.3     0       0       0.3
      P      #mf      1      0.1     0.3     1       1

#input endring farge ut
      N      #mf      1      -1      -1      -0.5      -0.1
      OK     #mf      1      -0.5     0       0       0.5
      P      #mf      1      0.1     0.5     1       1

#output dosebias endring
      SN     #mf      1      -0.2     -0.2     -0.2     -0.2
      N      #mf      1      -0.1     -0.1     -0.1     -0.1
      NULL   #mf      1      0       0       0       0
      P      #mf      1      0.05    0.05    0.05    0.05
      SP     #mf      1      0.1     0.1     0.1     0.1

#rules

% regler for dosebias endring
If farge ut is N and endring farge ut is N then dosebias endring is SN;
If farge ut is N and endring farge ut is OK then dosebias endring is N;
If farge ut is N and endring farge ut is P then dosebias endring is NULL;

If farge ut is OK and endring farge ut is N then dosebias endring is N;
If farge ut is OK and endring farge ut is OK then dosebias endring is NULL;
If farge ut is OK and endring farge ut is P then dosebias endring is P;

If farge ut is P and endring farge ut is N then dosebias endring is NULL;
If farge ut is P and endring farge ut is OK then dosebias endring is P;
If farge ut is P and endring farge ut is P then dosebias endring is SP;

```

```

Tilbakekobling.m

function [Y]=tilbakekobling(X)
%Adaptiv regulator for endring av doseringsbias på den foroverkoblede regulatoren
% , Harald Hanssen 1997
%
%
% X(1) er farge ut
% X(2) er endring farge ut

global rlstilb;
global mfstilb;
global skalintilb;
global skaluttilb;

% Skalerer inndata
X=skalintilb(:,1).*X + skalintilb(:,2);
if X(1)>1, X(1)=1;
elseif X(1)<-1, X(1)=-1; end;
if X(2)>1, X(2)=1;
elseif X(2)<-1, X(2)=-1; end;

% Inferens over regelbasen (Mamdani's inferens)
[Y,DOF]=infer(rlstilb,mfstilb,X');

% Skalerer utdata
Y=skaluttilb(1,1)*Y + skaluttilb(1,2);

```

```

biasjuster.m

function []=biasjuster(X)
%Oppdaterer bias for dose ALG på foroverkoblet regulator, Harald Hanssen 1997
%Oppdateringen foretas en gang i døgnet.

% X er dosebias endring

global skalutdose2;

skalutdose2(1,2)=skalutdose2(1,2)+ X;

```

```

deriv.m
function [Y]=deriv(X,L)
%Filtrert diskret derivering. Filtreringen er et movavg filter. Harald Hanssen 1997
%
% X er farge ut
% L er filterlengde (ant døgn)
% Y er endring farge ut (filtrert)

global filter;

if size(filter,1)<L
    filter = [filter; X];
    Y=0;
else
    filterold = filter;
    filter = [filter(2:L); X];
    Y = (sum(filter) - sum(filterold))/L;
end;

```

E.3 SIMULERINGSSYSTEM

E.3.1 HOVEDMENY

```

start.m
path(path,[cd '\fuzzy']);
path(path,[cd '\testdata']);
path(path,[cd '\scen1']);
path(path,[cd '\scen1\data']);
path(path,[cd '\scen1\modell']);
path(path,[cd '\scen1\pHmod']);
path(path,[cd '\scen1\regulator']);
global tidspunkt;
global scenario;
global datasett;
global FargeUt;
global TurbiditetUt;
global pHUt;
global AlkalitetUt;
global TemperaturUt;
global ALGUt;
global LutUt;

scenario = 'Kontinuerlig regulering';
datasett = 'NRV med konstant lav temperatur';
tidspunkt = '356';
menyvalg=1;
feilmelding='';
while menyvalg~=0
    clc;
    menyvalg = input(['Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
        '-----\n\n' ...
        'Scenario : ' scenario '\n' ...
        'Datasett : ' datasett '\n' ...
        'Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
        'Valgmuligheter:\n' ...
        '1. Endre scenario\n' ...
        '2. Endre datasett\n' ...
        '3. Endre stopptid\n' ...
        '4. Simuler\n' ...
        '5. Figurer\n\n' ...
        '0. Avslutt\n\n' feilmelding '?'],'s');
    menyvalg=str2num(menyvalg);
    if isempty(menyvalg), menyvalg=99; end;
    switch menyvalg
        case 1
            feilmelding='';
            undvalg=1;
            while undvalg~=0
                clc;
                undvalg = input(['Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    'Scenario : ' scenario '\n\n' ...
                    'Velg Scenario:\n','s');

```

```

        '1. Operatørstøtte\n' ...
        '2. Kontinuerlig regulering\n' ...
        '3. Adaptiv regulering\n\n' ...
        '0. Tilbake\n\n' feilmelding '?'],'s');
undvalg=str2num(undvalg);
if isempty(undvalg), undvalg=99; end;
switch undvalg
case 0
    feilmelding='';
case 1
    scenario='Operatørstøtte';
    feilmelding='';
case 2
    scenario='Kontinuerlig regulering';
    feilmelding='';
case 3
    scenario='Adaptiv regulering';
    feilmelding='';
otherwise
    feilmelding='??? Velg en av mulighetene.\n';
end;
end;
case 2
feilmelding='';
undvalg=1;
while undvalg~=0
    clc;
    undvalg = input({' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    '   Datasett : ' datasett '\n\n' ...
                    'Velg Datasett:\n' ...
                    '1. NRV uten forstyrrelse\n' ...
                    '2. NRV med sprang på temperatur\n' ...
                    '3. NRV med konstant lav temperatur\n' ...
                    '4. NRV med årstidsvariasjon på temperatur\n' ...
                    '5. Testdata\n' ...
                    '0. Tilbake\n\n' feilmelding '?'],'s');
    undvalg=str2num(undvalg);
    if isempty(undvalg), undvalg=99; end;
    switch undvalg
    case 0
        feilmelding='';
    case 1
        datasett='NRV uten forstyrrelse';
        feilmelding='';
    case 2
        datasett='NRV med sprang på temperatur';
        feilmelding='';
    case 3
        datasett='NRV med konstant lav temperatur';
        feilmelding='';
    case 4
        datasett='NRV med årstidsvariasjon på temperatur';
        feilmelding='';
    case 5
        datasett='Testdata';
        feilmelding='';
    otherwise
        feilmelding='??? Velg en av mulighetene.\n';
    end;
end;
case 3
feilmelding='';
tidspunkt='0';
clc;
while str2num(tidspunkt)==0
    tidspunkt = input({' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    '   Nytt Stoptidspunkt\n\n' ...
                    feilmelding ':''],'s');
    if isempty(str2num(tidspunkt))
        tidspunkt='0';
    elseif (str2num(tidspunkt)<=0)
        tidspunkt='0';
    end;
    if str2num(tidspunkt)==0
        feilmelding='Stopptiden må være større enn 0!\n';
    end;
end;
case 4
feilmelding='';
%Leser simuleringsdataene
switch datasett
case 'NRV uten forstyrrelse'
    data1a;
case 'NRV med sprang på temperatur'
    data2a;
case 'NRV med konstant lav temperatur'
    data2b;
case 'NRV med årstidsvariasjon på temperatur'

```

```

        data2c;
        case 'Testdata'
            datatest;
        otherwise
            data1a;
        end;

        %starter simuleringen
        switch scenario
        case 'Operatørstøtte'
            simuler1;
        case 'Kontinuerlig regulering'
            simuler2;
        case 'Adaptiv regulering'
            simuler3;
        end;
        feilmelding='';

    case 5
        filnavn = input(['Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
            '-----\n\n' ...
            'Lager figurer\n\n' ...
            'Filnavn : '], 's');

        if ~isempty(filnavn)
            load(['\Brutus\hanssen\simul\scen1\resultater\' filnavn]);
        else
            break;
        end;
        feilmelding='';
        undvalg=1;
        while undvalg~=0
            clc;
            kommando = input(['Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                '-----\n\n' ...
                kommentar '\n\n' ...
                feilmelding '\n' ...
                'eval ("stopp" for å avslutte) :\n'], 's');

            if isequal(kommando, 'stopp')
                break;
            else
                eval(kommando, feilmelding);
            end;
        end;

    case 0
        feilmelding='';
    otherwise
        feilmelding='??? Velg en av mulighetene.\n';
    end;
end;
end;

```

E.3.2 SCENARIO 1: OPERATØRSTØTTE

```

simuler1.m

% initierer kunnskapsbasen til modell
global rlsmod;
global mfsmod;
global inputsmod;
global outputsmod;
global nlabmod;
global labelsmod;

[rlsmod,mfsmod,inputsmod,outputsmod,nlabmod,labelsmod] = TXT2RLS('modell.rb');

% initierer kunnskapsbasen til regulatoren
global rlsdose1;
global mfsdose1;
global inputsdose1;
global outputsdose1;
global nlabdose1;
global labelsdose1;

[rlsdose1,mfsdose1,inputsdose1,outputsdose1,nlabdose1,labelsdose1] = TXT2RLS('dose1.rb');

global skalindose1;
global skalutdose1;

% Konstanter for skalering av inn og utgangsverdier på regulator
%
% y_skal = faktor * y + bias
%
%          faktor  bias
skalindose1 = [ 1/85  0; ...  %farge

```



```

skalutdose1 = [ 1/57 0]; %turbiditet
               [ 4 0; ... %dose ALG
               1 5.60]; %pH referanse

% initierer andre simuleringsdata
global ukegjennomsnitt;
global maalinger;
global tidspunkt;
global scenario;
global datasett;
global stopptid;
stopptid=str2num(tidspunkt);

ukegjennomsnitt=zeros(5,1);
maalinger=0;

% starter simuleringen
h=waitbar(0,'Simulerer ...');
sim('sim1',stopptid);
close(h);

% meny for resultater
avslutt=99;
while avslutt~=0
    clc;
    avslutt = input([' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    ' Scenario : ' scenario '\n' ...
                    ' Datasett : ' datasett '\n' ...
                    ' Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                    'Figur:\n' ...
                    '1. Farge\n' ...
                    '2. Turbiditet\n' ...
                    '3. pH\n' ...
                    '4. Alkalitet\n' ...
                    '5. Temperatur\n' ...
                    '6. Dose ALG\n' ...
                    '7. Dose Lut\n' ...
                    '8. Alle figurer\n' ...
                    '9. Lagre resultater\n\n' ...
                    '0. Avslutt\n\n' feilmelding '?'],'s');
    avslutt=str2num(avslutt);
    if isempty(avslutt), avslutt=99; end;
    switch avslutt
        case 1
            open_system('sim1/Figurer/Farge');
        case 2
            open_system('sim1/Figurer/Turbiditet');
        case 3
            open_system('sim1/Figurer/pH');
        case 4
            open_system('sim1/Figurer/Alkalitet');
        case 5
            open_system('sim1/Figurer/Temperatur');
        case 6
            open_system('sim1/Figurer/ALG');
        case 7
            open_system('sim1/Figurer/Lut');
        case 8
            open_system('sim1/Figurer/Farge');
            open_system('sim1/Figurer/Turbiditet');
            open_system('sim1/Figurer/pH');
            open_system('sim1/Figurer/Alkalitet');
            open_system('sim1/Figurer/Temperatur');
            open_system('sim1/Figurer/ALG');
            open_system('sim1/Figurer/Lut');
        case 9
            clc;
            kommentar = input([' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                               '-----\n\n' ...
                               ' Scenario : ' scenario '\n' ...
                               ' Datasett : ' datasett '\n' ...
                               ' Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                               'Lagre resultater\n\n' ...
                               'Kommentar : ''],'s');

            filnavn = input('Filnavn : ','s');
            if ~isempty(filnavn)
                save(['\Brutus\hanssen\simul\scen1\resultater\' filnavn], 'FargeUt', ...
                    'TurbiditetUt', 'pHUt', 'AlkalitetUt', 'TemperaturUt', 'ALGUt', 'LutUt', 'kommentar');
            end;
            otherwise
                feilmelding='??? Velg en av valgmulighetene.\n';
            end;
    end;
    clc;
end;

clear rlsmod;
clear mfsmod;
clear inputsmod;

```

```

clear outputsmod;
clear nlabmod;
clear labelsmod;
clear rlsdose1;
clear mfsdose1;
clear inputsdose1;
clear outputsdose1;
clear nlabdose1;
clear labelsdose1;

```

E.3.3 SCENARIO 2A : KONTINUERLIG REGULERING

```

simuler2.m

% initierer kunnskapsbasen til modell
global rlsmod;
global mfsmod;
global inputsmod;
global outputsmod;
global nlabmod;
global labelsmod;

[rlsmod,mfsmod,inputsmod,outputsmod,nlabmod,labelsmod] = TXT2RLS('modell.rb');

% initierer kunnskapsbasen til regulatoren
global rlsdose2;
global mfsdose2;
global inputsdose2;
global outputsdose2;
global nlabdose2;
global labelsdose2;

[rlsdose2,mfsdose2,inputsdose2,outputsdose2,nlabdose2,labelsdose2] = TXT2RLS('dose2.rb');

global skalindose2;
global skalutdose2;

% Konstanter for skalering av inn og utgangsverdier på regulator
%
% y_skal = faktor * y + bias
%
%
%      faktor  bias
skalindose2 = [ 1/85    0; ... %farge
               1/57    0];    %turbiditet
skalutdose2 = [ 4      0; ... %dose ALG
               1      5.60];  %pH referanse

% initierer andre simuleringsdata
global tidspunkt;
global scenario;
global datasett;
global stopptid;
stopptid=str2num(tidspunkt);

% starter simuleringen
h=waitbar(0,'Simulerer ...');
sim('sim2',stopptid);
close(h);

% meny for resultater
avslutt=99;
while avslutt~=0
    clc;
    avslutt = input({'Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                   '-----\n\n' ...
                   'Scenario : ' scenario '\n' ...
                   'Datasett : ' datasett '\n' ...
                   'Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                   'Figur:\n' ...
                   '1. Farge\n' ...
                   '2. Turbiditet\n' ...
                   '3. pH\n' ...
                   '4. Alkalitet\n' ...
                   '5. Temperatur\n' ...
                   '6. Dose ALG\n' ...
                   '7. Alle figurer\n'...
                   '8. Lagre resultater\n\n'...
                   '0. Avslutt\n\n' feilmelding '?'}, 's');
    avslutt=str2num(avslutt);
    if isempty(avslutt), avslutt=99; end;
    switch avslutt

```

```

case 1
  open_system('sim2/Figurer/Farge');
case 2
  open_system('sim2/Figurer/Turbiditet');
case 3
  open_system('sim2/Figurer/pH');
case 4
  open_system('sim2/Figurer/Alkalitet');
case 5
  open_system('sim2/Figurer/Temperatur');
case 6
  open_system('sim2/Figurer/ALG');
case 7
  open_system('sim2/Figurer/Farge');
  open_system('sim2/Figurer/Turbiditet');
  open_system('sim2/Figurer/pH');
  open_system('sim2/Figurer/Alkalitet');
  open_system('sim2/Figurer/Temperatur');
  open_system('sim2/Figurer/ALG');
case 8
  clc;
  kommentar = input([' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    ' Scenario : ' scenario '\n' ...
                    ' Datasett : ' datasett '\n' ...
                    ' Stoptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                    'Lagring av resultater\n\n' ...
                    'Kommentar : ','s']);
  filnavn = input('Filnavn : ','s');
  if ~isempty(filnavn)
    save(['\Brutus\hanssen\simul\scen1\resultater\' filnavn], 'FargeUt', ...
        'TurbiditetUt', 'pHUt', 'AlkalitetUt', 'TemperaturUt', 'ALGUt', 'kommentar');
  end;
  otherwise
    feilmelding='??? Velg en av valgmulighetene.\n';
  end;
  clc;
end;

clear rlsmod;
clear mfsmod;
clear inputsmod;
clear outputsmod;
clear nlabmod;
clear labelsmod;
clear rlsdose2;
clear mfsdose2;
clear inputsdose2;
clear outputsdose2;
clear nlabdose2;
clear labelsdose2;

```

E.3.4 SCENARIO 2B : ADAPTIV REGULERING

```

simuler3.m

% initierer kunnskapsbasen til modell
global rlsmod;
global mfsmod;
global inputsmod;
global outputsmod;
global nlabmod;
global labelsmod;

[rlsmod,mfsmod,inputsmod,outputsmod,nlabmod,labelsmod] = TXT2RLS('modell.rb');

% initierer kunnskapsbasen til den foroverkoblede regulatoren
global rlsdose2;
global mfsdose2;
global inputsdose2;
global outputsdose2;
global nlabdose2;
global labelsdose2;

[rlsdose2,mfsdose2,inputsdose2,outputsdose2,nlabdose2,labelsdose2] = TXT2RLS('dose2.rb');

% initierer kunnskapsbasen til den adaptive regulatoren
global rlstilb;
global mfstilb;
global inputstilb;
global outputstilb;
global nlabtilb;

```

```

global labelstilb;

[rlstilb,mfstilb,inputstilb,outputstilb,nlabtilb,labelstilb] = TXT2RLS('tilbakekobling.rb');

global skalindose2;
global skalutdose2;
global skalintilb;
global skaluttilb;

% Konstanter for skalering av inn og utgangsverdier på foroverkoblet regulator
%
% y_skal = faktor * y + bias
%
%
skalindose2 = [ 1/85    0; ... %farge
               1/57    0]; ... %turbiditet
skalutdose2 = [ 4      0; ... %dose ALG
               1      5.60]; %pH referanse

% Konstanter for skalering av inn og utgangsverdier på tilbakekoblet adaptiv regulator
%
%
skalintilb = [ 1      -4.8;... %farge ut
              1      0]; ... %endring farge ut
skaluttilb = [ 0.66   0]; ... %endring i dose ALG bias

% initierer andre simuleringsdata
global tidspunkt;
global scenario;
global datasett;
global stopptid;
stopptid=str2num(tidspunkt);

% starter simuleringen
h=waitbar(0,'Simulerer ...');
sim('sim3',stopptid);
close(h);

% meny for resultater
avslutt=99;
while avslutt~=0
    clc;
    avslutt = input([' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                    '-----\n\n' ...
                    ' Scenario : ' scenario '\n' ...
                    ' Datasett : ' datasett '\n' ...
                    ' Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                    'Figur:\n' ...
                    '1. Farge\n' ...
                    '2. Turbiditet\n' ...
                    '3. pH\n' ...
                    '4. Alkalitet\n' ...
                    '5. Temperatur\n' ...
                    '6. Dose ALG\n' ...
                    '7. Alle figurer\n' ...
                    '8. Lagre resultater\n\n' ...
                    '0. Avslutt\n\n' feilmelding '?','s']);
    avslutt=str2num(avslutt);
    if isempty(avslutt), avslutt=99; end;
    switch avslutt
        case 1
            open_system('sim3/Figurer/Farge');
        case 2
            open_system('sim3/Figurer/Turbiditet');
        case 3
            open_system('sim3/Figurer/pH');
        case 4
            open_system('sim3/Figurer/Alkalitet');
        case 5
            open_system('sim3/Figurer/Temperatur');
        case 6
            open_system('sim3/Figurer/ALG');
        case 7
            open_system('sim3/Figurer/Farge');
            open_system('sim3/Figurer/Turbiditet');
            open_system('sim3/Figurer/pH');
            open_system('sim3/Figurer/Alkalitet');
            open_system('sim3/Figurer/Temperatur');
            open_system('sim3/Figurer/ALG');
        case 8
            clc;
            kommentar = input([' Simulering av fuzzy regulering i vannbehandling\n' ...
                               '-----\n\n' ...
                               ' Scenario : ' scenario '\n' ...
                               ' Datasett : ' datasett '\n' ...
                               ' Stopptid : ' tidspunkt '\n\n' ...
                               'Lagring av resultater\n\n' ...
                               'Kommentar : ','s']);
            filnavn = input('Filnavn : ','s');
            if ~isempty(filnavn)
                save(['\Brutus\hanssen\simul\scen1\resultater\' filnavn],'FargeUt', ...

```

```

end;
    'TurbiditetUt','pHUt','AlkalitetUt','TemperaturUt','ALGUt','kommentar');
end;
otherwise
    feilmelding='??? Velg en av valgmulighetene.\n';
end;
clc;
end;

clear rlsmod;
clear mfsmod;
clear inputsmod;
clear outputsmod;
clear nlabmod;
clear labelsmod;
clear rlsdose2;
clear mfsdose2;
clear inputsdose2;
clear outputsdose2;
clear nlabdose2;
clear labelsdose2;

```

E.4 PH REGULATOR

```

pHreg.rb

% regelbasen til regulator for pH-styring Harald Hanssen 1997
% Forutsetninger:
% Det doseres kun lut.
% 3 mol lut nøytraliserer 1 mol AL2(SO4)3
% Utgangsverdi er endring umol/l pr. sekund

#input feilverdi
      NEG      #mf      1      -7.0    -7.0    -0.2    -0.01
      NULL     #mf      1      -0.2     0       0       0.2
      POS      #mf      1       0.01    0.2     7.0     7.0

#input feilverdi endring
      NEG      #mf      1      -7.0    -7.0    -1.0    -0.1
      NULL     #mf      1      -1.0     0       0       1.0
      POS      #mf      1       0.1     1.0     7.0     7.0

#output lut endring
      SN       #mf      1      -25     -7      -7      -2
      LN       #mf      1       -7      -2      -2      0
      NULL     #mf      1       -2      0       0       2
      LP       #mf      1       0       2       2       7
      SP       #mf      1       2       7       7       25

#rules

% regler for pH regulator
If feilverdi is NEG and feilverdi endring is NEG then lut endring is SN;
If feilverdi is NEG and feilverdi endring is NULL then lut endring is LN;
If feilverdi is NEG and feilverdi endring is POS then lut endring is LN;

If feilverdi is NULL and feilverdi endring is NEG then lut endring is LN;
If feilverdi is NULL and feilverdi endring is NULL then lut endring is NULL;
If feilverdi is NULL and feilverdi endring is POS then lut endring is LP;

If feilverdi is POS and feilverdi endring is NEG then lut endring is LP;
If feilverdi is POS and feilverdi endring is NULL then lut endring is LP;
If feilverdi is POS and feilverdi endring is POS then lut endring is SP;

```

```

pHreg.m

function Y=pHreg(X)
%Regulator for regulering av pH, Harald Hanssen 1997
%
% Regulatoren doserer lut.
% 3 mol lut nøytraliserer 1 mol AL2(SO4)3
% Utgangsverdi er endring i umol/l per sekund

% X(1) er feilverdi
% X(2) er feilverdi endring
% Y(1) er lut endring

global rlsphreg;
global mfsphreg;

```

```
[Y,DOF]=infer(rlsphreg,mfsphreg,X');
```