

Forord

Først og fremst vil jeg takke Gud, den barmhjertige og nådefulle. Måtte Gud tilgi mine feil for alle feil er mine egne og alt som er riktig i denne oppgaven er Guds nåde. Jeg har gjort det beste jeg kan.

Jeg vil takke min kone og min familie som har støttet og holdt ut med meg gjennom hele studiet og jeg vil også takke min veileder dr. Harsha Chandima Ratnaweera, uten hans hjelp hadde jeg hatt langt større vanskeligheter, hans hjelp har vært veldig verdifull og har tatt en tung byrde fra mine skuldre. Dessuten var sommerjobben jeg fikk gjennom han svært verdifull for oppgaven. Jeg vil også takke Xiaodong Wang og Kaia Bing. Og til sist vil jeg takke mine medstudenter som har hjulpet meg i mange fag.

Jeg vil beklage enhver feil eller stygg layout, jeg har forsøkt mitt beste å holde alt korrekt og pent.

Sammendrag

Masteroppgaven handler om å finne den beste estimeringen av avløpsparametere som ikke kan måles direkte med sensorer. Arbeidet bygger direkte på arbeidet som ble gjort av (Wanga, Ratnaweera, Holm, og Olsbu 2016) og oppgaven undersøker om estimeringsmodeller kan forbedres ved hjelp av den symbolske regresjonsmetoden utviklet av (Schmidt og Lipson 2009) som bygger på genetiske algoritmer. Dette er ikke blitt gjort på en adekvat måte fordi det har vært tungvint og mye å sette seg inn i, men nyutviklede verktøy gjør dette lettere å undersøke. Det ble foretatt eksperimenter ved Solumstrand renseanlegg i Drammen i 5 døgn i 2015 og 6 døgn i 2016, på bakgrunn av dette så ble det bygget modeller med genetiske algoritmer som ble teste ut og sammenlignet med modeller dannet med kovensjonelle metoder. Bedre estimeringer av vanskelig målte parametere vil senke økonomiske driftskostnader og kan potensielt direkte og/eller indirekte føre til mindre bruk av kjemikalier.

Abstract

The master thesis is about finding the best estimation of wastewater parameters that can not be measured directly with sensors. The work builds directly on work done by (Wanga, Ratnaweera, Holm, og Olsbu 2016) and examine whether estimation models can be improved by means of symbolic regression developed by (Schmidt og Lipson 2009) based on genetic algorithms . This has not been done adequately because it has been cumbersome and demanding proses, but newly developed tools make this easier to examine. We conducted experiments at Solumstranda treatment plant in Drammen for five days in 2015 and for six days in 2016, based on these experiments there were built models with genetic algorithms which were tested and compared with the models formed with conventional methods. Better estimates of these parameters will lower financial costs and can potentially directly and/or indirectly lead to less use of chemicals.

Innhold

1	Introduksjon	8
1.1	Historisk blick	8
1.2	Definisjoner og forkortelser	11
1.3	Bakgrunn for oppgaven og problemstilling	12
1.4	Regnbyge 3M prosjektet	13
1.5	Krav for at avløpsrensingen skal være bærekraftig	13
1.5.1	Karbon	15
1.5.2	Energi	16
1.5.3	Kjemikalier	17
1.5.4	Modellering for å oppnå bærekraftighet	17
2	Kostnader i avløpanlegg som er relevante for prosesskontroll	20
2.1	Forbehandling	22
2.1.1	Rister og siler	22
2.1.2	Sand- og fettfang	23
2.1.3	Utjevningsbasseng	23
2.2	Primærrensing	24
2.2.1	Miksing og flokkulering	24
2.2.2	Sedimentering	25
2.2.3	Flottering	25
2.3	Sekundærrensing	26
2.3.1	Biologisk behandling	26
2.3.2	Kjemisk behandling	31
2.4	Tertiærrensing	32
2.4.1	Filtrering	32
2.4.2	Aktivert karbon og Ionebytte	33
2.4.3	Osmose, revers osmose, membranfiltrering, membran bioreaktor, membran destillering og elektrodialyse	33
2.4.4	Lufting	34
2.4.5	Desinfeksjon	34
2.4.6	Fjerning av spesifikke stoffer	36
2.5	Nye/voksende teknologier	37
2.5.1	Nanoteknologi	37
2.5.2	Fotokatalyse	37
2.5.3	Forbrenning	37
2.6	Behandling av slam	38
2.6.1	Fortykking	38
2.6.2	Tørking	39

2.6.3	Utråtning)	40
2.6.4	Stabilisering	40
2.6.5	Avvanning	40
2.7	Sammendrag av daglige driftkostnader	40
2.7.1	strøm	41
2.7.2	Vedlikehold	41
2.7.3	Kjemikalier	41
2.7.4	Slamkostnader	41
2.7.5	Prosesskontroll	42
2.8	Konsumpsjon av elektrisitet	42
2.8.1	Pumper	43
2.8.2	Prisen på elektrisitet	45
3	Teori	47
4	Metode	51
4.1	Omfang og utvalg	51
4.2	Innsamling av data	52
4.3	Verktøy og analytiske metoder	52
4.3.1	Multippel lineær regresjon	52
4.3.2	Eureqa	53
5	Resultater	56
5.1	Multippel lineær regresjon	56
5.1.1	COD og SCOD	56
5.1.2	Tot-P og Ortho-P	57
5.1.3	Tot-N	58
5.2	Genetisk programmeringsbasert symbolsk regresjon [Eureqa]	58
5.2.1	COD	59
5.2.2	Tot-P og Orto-P	62
5.2.3	Tot-N	65
6	Drøfting	67
6.1	Analyse av statistiske modeller	67
6.1.1	Feilverdier ved validering av modellene	67
6.1.2	Diagrammer	68
6.1.3	Diskusjon av modellene	68
6.2	Økonomisk effekt	83
7	Konklusjon	84
7.1	COD_{inn}	84
7.2	$SCOD_{inn}$	85
7.3	$Tot-N_{inn}$	86
7.4	Til slutt	86
A	Tabeller som modellene er bygget på	88
B	Tabeller som blir brukt til å teste modellene i drøftingen	94

Figurer

1.1	Hovedårsaker for økning i vannbehov	14
1.2	Ruters hypotese om hvordan bussparken vil utvikle seg i årene fremover. . .	16
1.3	Forholdende mellom de forskjellige parameterene i et avløpsrenseanlegg .	18
2.1	Et skjematisk diagram av en flotteringsenhet	25
2.2	Et skjematisk diagram av en aktivslamprosess	29
2.3	Variasjoner i aktivslamprosesser (a) lufting i steg, (b) gradert lufting, (c) kontaktstabilisering	30
2.4	Bilde fra Bekkelaget Renseanlegg som tar avløp fra Oslo øst og sør	43
2.5	Sammenligning av energi og arealbruk for forskjellige behandlingspro- sesser på plasser hvor vilkårene er oppfylt for å drive prosessene.	44
3.1	Flytdiagram av Solumstrand renseanlegg	48
4.1	Paretofront for kjøringen av $SCOD_{inn}$	54
6.1	Grafer av hvordan de MLR og SR3 virker i forhold til virkelige verdier hvor blå er virkelige verdier og rød er modellen.	70

Tabeller

2.1	Typer slamtørking	39
2.2	Sentrifugalpumper og deres optimale driftstilstander	45
2.3	Strategier for mer effektiv energibruk ved avløprensaneanlegg	46
3.1	Dimensjonerende parametere for Solumstrand renseanlegg	48
3.2	Fordeling av budsjett ved Solumstrand renseanlegg	49
3.3	Rensekrav for Solumstrand renseanlegg, 2011	49
6.1	Verdier for COD _{inn} modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	69
6.2	De nye COD _{inn} formelene	72
6.3	Test av MLR og den beste justerte modellen (Formell 6.3)	72
6.4	Sammenligning av MLR og SR3 på testdata (se Tillegg B).	73
6.5	Verdier for SCOD _{inn} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	74
6.6	Sammenligning av MLR, SR1 og SR3 basert på originaldata	74
6.7	Sammenligning basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)	76
6.8	Sammenligning basert på testdata (se Tillegg B)	77
6.9	Verdier for COD _{ut} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	78
6.10	Verdier for SCOD _{ut} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	78
6.11	Verdier for TotP _{inn} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	78
6.12	Verdier for OrtoP _{inn} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	79
6.13	Verdier for OrtoP _{ut} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	79
6.14	Verdier for TotN _{inn} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).	80
6.15	Sammenligning av nye lineære modeller basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)	81
6.16	Sammenligning av nye lineære modeller basert på testdata (se Tillegg B)	81
6.17	Sammenligning av modellene bygget på symbolsk regresjon basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)	82
A.1	Dag 1	89
A.2	Dag 2	90
A.3	Dag 3	91
A.4	Dag 4	92
A.5	Dag 5	93
B.1	Dag 1	95
B.2	Dag 2	96
B.3	Dag 3	97
B.4	Dag 4	98
B.5	Dag 5	99
B.6	Dag 6	100

Kapittel 1

Introduksjon

Tilgjengelige penger er en av de viktigste faktorene når man gjør ingeniørvalg. Man må ha nok av flere forskjellige ressurser slik som mannskap, kunnskap, areal og materialer til å gjøre det man ønsker, men de andre ressursene kan man som regel få tak i hvis man har nok penger. Ingeniørprosjekter generelt må holde seg under et gitt budsjett både når det gjelder eventuell konstruksjon og når det gjelder drift, dette gjelder også i sammenheng med avløprelaterte prosjekter.

Avløpsanlegg er dyre å bygge og dyre i drift både for kommunene og befolkningen direkte gjennom avgifter. Opp til over 8000 kroner i kommunale avgifter hvert år kun for avløp alene for privatpersoner i noen tilfeller (Lepperød 2015). Det er samtidig helt nødvendig å forbedre avløpsanleggene så pengene er helt nødvendige. Nesten halvparten av avløpsanleggene per dags dato overholder ikke kravene til rensing (Byskov 2015) og det forventes også at klimaendringer og befolkningsøkning vil øke kravene på ledningsnettet og dermed også avløpsanleggene (Gulbrandsen 2008)(Lindholm 2008). Hvis man skal forbedre dette så koster det penger til utbygging, men samtidig så utnyttes ikke infrastrukturen vi allerede har fullstendig. Mange av disse problemene kan forsvinne eller bli langt mindre alvorlige hvis vi optimaliserer det vi allerede har. Fordelen med dette istedenfor å bygge nye anlegg og nye rør er at det krever mindre investeringer og kan gi gode verner og bedre utnyttelse av eventuelle nye anlegg og rør. Men hvordan kan vi optimalisere infrastrukturen vi har idag? Og hva er mest kostnadseffektivt og bærekraftig?

En metode for å optimalisere som blir vanligere og vanligere er ved hjelp av prosesskontrollsystemer som automatisk doserer, sjekker om tilbakespyling behøves og som brukes til andre driftsformål. Til dette så brukes sensorer som måler forskjellige parametere slik at disse parametere kan brukes til å kalkulere for eksempel hvor mye kjemikalier som skal doseres osv. Ved å forbedre prosesskontrollen så kan hele driften gjøres billigere. Men først så kan det være hensiktsmessig å se hvordan man har kommet dit man er idag.

1.1 Historisk blick

Håndtering av avløpsvann er et komplekst problem og er helt nødvendig i et moderne samfunn med hensyn til både miljø og folkehelsen. En rekke aktiviteter som man tar for gitt slik som vasking av hus og klær, matlaging, dusjing etc. produserer avløpsvann.

Tidligere lot man bare ubehandlet avløpsvann renne ut i elver og store vann med ideen om at hele hensikten med avløpshåndtering var å få den vekk fra der mennesker oppholdt seg på grunn av helse årsaker. Før vi i det hele tatt fikk noe avløpsvann så var ingeniørene det hele tatt først og fremst interessert i om det var mulig å ha vannklosetter i vårt kalde klima, noe de først og fremst var interessert i å implementere i byene der helsefaren var større og på grunn av kostnadene (Johansen 2004).

Det var også elendige hygieneforhold for arbeiderne og viktigheten av friske og sunne arbeidere til industrien som var en viktig årsak. Dessuten ønsket man samtidig å håndtere regnvannet og spillvann fra boliger. Dette foregikk i begynnelsen med renner som enten var åpne eller lå rett under overflaten og hvor ekskrementer ble ført til nærmeste vann sammen med regnet. Noe som førte til store problemer med stanken fra avføring i byene (Hals 1978). Når byene derimot hadde etablert vannforsyning så ble det alt mer viktig å få fjernet det vannet man har brukt, noe som ikke var en selvfølge skulle skje, i flere byer var det enda slik at man laget drikkevannsforsyning uten å legge planer for avløpssystem. Dette skjedde ofte med hensikt da det var lettere å finne penger til drikkevann enn avløp og man regnet med at avløpssystemet etter hvert kom på plass etter at man hadde fått på plass drikkevannsystemet. Siden dette førte til langt større forbruk av vann så gikk det etter hvert opp for folket at det var viktig med avløpsvann anlegg så det kom regel fort etter bygging av drikkevannsforsyning (Johansen 2004).

Avløpsvannrensing var derimot en varierende prioritet i Norske byer i begynnelsen av 1900 tallet, og miljøet var ikke en prioritet i det hele tatt selv der man ønsket noe rensing. Stadsfysikusen i Stavanger mente at det var fullstendig unødvendig med noen som helst rensing av avløpsvannet, og hans anbefaling var at man skulle slippe avløpsvannet rett ut i sjøen. Dette hadde man gjort i Stavanger i mange år «uten at nogensomhelst ulempe kan paavises», som han skrev i *Tidsskrift for den norske lægeforening* (Holst 1921). Mens i andre byer så installerte man septiktanker der folk hadde vannklosetter, noen byer tillot ikke vannklosetter uten septiktanker. Årsaken til dette var at avløpsrørene ikke ble ansett som gode nok til å transportere de faste stoffene fra avløpsvannet. Septiktankene ble tømt av et privat renovasjons selskap og dumpet i nærmeste store vann. Man gikk ut ifra at de naturlige prosesser ville ta hånd om forurensingen fra avløpsvannet.

Det tok likevel en tid før første avløpsanlegg ble bygget, dette skjedde først i 1910 (Johansen 2004) selv om man allerede visste ganske tidlig i Norge at det var mulig å utnytte avløpsvannet til å få brukbar gjødsel. Det ble skrevet en artikkel i Polyteknisk tidsskrift i 1857 som beskrev hvordan et renseanlegg i byen Leicester, England «forvandlet [kloakken] til et gjennemsiktig Vand og til faste Stykker af anvendelig Gjødning» (Mangon 1857). Forurensingen fortsatte likevel med den eneste rensemetoden som stort sett var septiktanker, men både slammet i septiktanken og det 'rensede' vannet ble dumpet i nærmest sjø eller elv ellers så hendte det også at man regnet septiktank rensing for å være godt nok til å føre det 'rensede' avløpet rett ut i grunnen med drenerør. Det ble senere påpekt visse skadelige effekter av septiktanker som for eksempel at det kunne spre smitte og føre til en fæl stank. På begynnelsen av 1900-tallet så begynte man også å legge merke til miljøproblemene som utslipp av ubehandlet avløp kunne medføre da det hadde en negativ effekt på fisk (Holst 1921).

Videre etter at avløpssystemet ble bygget ut så ble kloakkutslipp et hett tema spesielt nær byområdene der folk måtte gå langt for å finne badesteder som ikke var fullstendig uappetittlig på grunn av slam og stank. Noen forskere var også kritiske til at man skulle slippe ut

tilnærmet urensset kloakk rett i nærmeste vann, men likevel var Oslo med noen få unntak helt alene om å ha et renseanlegg i første halvdel av 1900-tallet. Og selv om Oslo hadde et kloakkrenseanlegg da var det likevel snakk om kun rensing med grovryst, sandfang og sedimenteringsbasseng. Ifølge Vannverksjef Ove Owe så mente han at Oslofjordens selvrensingevne var god nok til at avløpet ikke skulle behøves å renses ytterligere (Arnesen 1999). Forurensnings situasjonen ble verre og verre frem mot 1970-tallet til tross for en god del forskning og krangler mellom nabokommuner der for eksempel en kommune slapp kloakk ut i vassdrag som rant gjennom en annen kommune og dermed forurenset begge. Det ble likevel vedtatt en del lover slik som vassdragsloven i 1940 som la grunnlaget for videre arbeid da miljø ble satt på dagsorden noen tiår etterpå (Johansen 2004).

Lov om vern mot vannforurensing fra 26. juni 1970 forårsaket en stor forandring med hensyn til rensing av avløp og bygging av avløpsnett. Forurensingen hadde hatt en god del år på seg til å virkelig få fotfeste. Ekkel slam og forferdelig stank var vanlig mange steder i Norge. Fylkeslegen i Oppland tok frem Hunnselva som eksempel «med sitt stinkende, gulbrune vann, avleiring av slam langs breddene og en utdødd fiskebestand» (Johansen 2004). Så det var helt tydelig og sanselig hvordan avløpet forurenset lokale vassdrag. Dette samt andre politiske situasjoner gjorde at naturvern ble satt på dagsorden på 60 tallet, noe som resulterte i en rekke lover mot forskjellige former for forurensing, inkludert loven om vern mot vannforurensing. Formålsparagrafen til loven om vern mot vannforurensing fra 26. juni 1970 lyder:

«Denne lov har som formål å verne grunnvann, vassdrag og sjøområder mot forurensning samt å redusere eksisterende forurensning, særlig av hensyn til menneskers og dyrs helse og trivsel, vannforekomstenes anvendelse, og et effektivt natur- og landskapsvern» (Norges Naturvernforbund 1971)

Loven gikk ut på at det ikke lenger var lov å sette i drift eller drive noen form for virksomhet eller på annen måte foreta seg noe som øker eller gjør at vannforurensing oppstår hvis man ikke har fått spesiell tillatelse til å drive slik virksomhet. Før denne loven trådte i kraft så var det slik at kun eventuelt nye utslipp til vassdrag ble regulert. Med denne loven så kunne man sette krav til alle utslipp, både nye og eksisterende utslipp. Og det var ikke lenger kun begrenset til vassdrag, men også utslipp til sjø og grunn var dekket av den nye loven.

Den nye loven førte til at kommuner nå var nødt til å søke om utslippstillatelse for det avløpet som kommunene produserte. Søknadene skulle være ganske detaljerte og gi god informasjon om en rekke ting som for eksempel eksisterende utslipp, anslag om fremtidige utslipp, en vurdering av resipientene og kommunens planer for fremtidig avløpshåndtering. Mange kommuner hadde ingen slike planer eller oversikt over forurensingen så dette førte til et omfattende arbeid med å registrere forurensingen. Da loven ble skrevet i 1970 så eksisterte det 119 avløpsanlegg i Norge. Byggingen av renseanlegg eksploderte etter at loven ble innført og i 1978, kun åtte år etter at loven ble vedtatt så hadde antallet avløpsanlegg økt til 523. På åtte år så hadde man altså bygget 404 avløpsanlegg, mens i de 60 årene siden det første renseanleggene ble bygget så hadde man kun bygget 119 (Johansen 2004). Loven fikk altså en genuin og stor påvirkning for dagens avløpbehandling og transport.

Byggingen av avløpsanlegg ble også hjulpet av at Stortinget vedtok å gi støtte til kommuner for tiltak som bekjempet forurensing. Dette skjedde etter initiativ fra Miljøverndepartementet. Det var også en rekke andre lover som for eksempel «loven om kommunale

vass- og kloakkavgifter» som begge gjorde det langt lettere for kommunene å finne penger til å bygge ut avløpsanlegg og avløpsnett.

Vi har siden den gang fått et mer sofistikert lovverk og flere ganger så mange avløpsanlegg som i 1978. I 2001 så var antallet avløpsanlegg vi har i landet økt til 1939 stk (Johansen 2004). Behandling av slam var tidlig et problem da man begynte å bygge veldig mange avløpsanlegg samtidig som det var begrensinger for hva man kunne gjøre med slammet. Man foretrakk å utnytte ressursene ved å bruke slammet som jordforbedring. Dette førte i starten til visse problemer og en viss motstand mot bruk av slam siden det senere førte til restriksjoner på jordbruksareal som hadde brukt slam. Andre måter å deponere slam var å deponere det på fyllinger eller brenne dem. Å deponere det på fyllinger er ikke lenger tillatt i Norge på grunn av forurensing av grunnen og utviklingen av metangass. Slamprodukter er en ressurs som ikke blir utnyttet godt nok på verdensbasis, men det kommer vi tilbake til senere.

Teknologien og kunnskapen har ikke stått stille siden 1970-årene og det har vært en god del utvikling. Spesielt gjelder det utviklingen av datakraft som krever mindre og mindre elektrisitet samtidig som det kan gjøre mer og mer. Noe som idag blir brukt til å kontrollere deler av renseanlegg og i fremtiden også styre strømmen i avløpsnett for å hindre flom og andre problemer.

1.2 Definisjoner og forkortelser

Tot-P eller TP

Total mengde fosfor i avløpsvannet.

Orto-P eller OP

Total mengde ortofosfat (altså ortofosforsyrens [alminnelig fosforsyre, H_3PO_4] salter)

Tot-N eller TN

Total mengde nitrogen i avløpsvannet.

SS

Total mengde suspendert stoff i avløpsvannet

COD

Bruker denne forkortelsen fra engelsk "chemical oxygen demand" istedenfor KOF (Kjemisk oksygen forbruk)

***BOD*₅**

Bruker denne forkortelsen fra engelsk biological oxygen demand" istedenfor *BOF*₅ (Biologisk oksygen forbruk), tallet 5 referer til at dette er et tall man får etter 5 dagers inkubasjon på 20 °C.

Avløpsvann

Blir først og fremst brukt i referanse til vann som er sterkt forurensset fra menneskelig omgang, inkludert også regnvann som forurenses av veier og avfall. I oppgaven blir det kun referert til avløpsvann også når samme effekten er relevant for drikkevann, dette blir gjort for å holde fokus på avløpsvannet.

Bærekraftig utvikling, bærekraft

Er definert som utvikling som tilfredsstillende våre behov uten å gå på bekostning av muligheten for fremtidige generasjoner å tilfredsstillende sine behov.

Driftkostnader

Driftskostnader er summen av direkte og indirekte driftsutgifter fratrukket andre inntekter. Med andre inntekter menes andre driftsinntekter enn gebyrinntektene. Kort sagt er driftkostnadene lik summen av kostnader for strøm, kostnader for vedlikehold, slamkostnader og kostnader for kjemikalier.

Kloakk

Kloakk blir brukt i denne oppgaven som en referanse til hovedsakelig avføring fra mennesker og gråvann fra husholdninger samt utslipp fra industri og kommersiell virksomhet.

Kommunale avløpsanlegg

I denne oppgaven bruker vi definisjonen fra Statistisk sentralbyrå «Kommunale avløpsanlegg omfatter alle anlegg med utslippstillatelse for 50 pe eller mer, inkludert anlegg med ikke-kommunalt eierskap (blant annet private anlegg). Anleggene deles inn i 6 hovedtyper etter hvilket hovedrenseprinsipp de benytter: Urenset, mekanisk, kjemisk, biologisk, kjemisk-biologisk og naturbasert/annet.»

mVs

mVs står for 'meter vannsøyle' og representerer trykk i meter rent vann.

1.3 Bakgrunn for oppgaven og problemstilling

Oppgaven heter «Estimering av vanskelig målte avløpsvannparametere og mulige besparelser ved bruk av disse i prosesskontroll ved renseanlegg.» før vi begynner må vi definere hva oppgaven går ut på og hva den ikke går ut på.

«Estimering av vanskelig målte avløpsvannparametere» betyr her at vi skal forsøke å estimere avløpsvannparametere som ikke kan måles av sensorer i realtid under rensing. Eller som vanskelig måles ved at slike sensorer er dyre.

Med «mulige besparelser ved bruk av disse i prosesskontroll ved renseanlegg.» så betyr det at de økonomiske besparelsene vi skal finne har vist seg å være realistiske ved hjelp av å analysere hver av prosessene i et renseanlegg generelt og se hva kostnadene er og hvilke av disse som kan senkes ved at man kjenner til disse ekstra parametere. Besparelsene det her er snakk om vil i hovedsak handle om besparelser som kommer av teknologisk optimalisering. Med optimalisering så betyr det at vi får samme renseeffekt med mindre bruk av areal, kjemikalier, personale og bedre risikohåndtering.

Hoveddelen av oppgaven er utført med fokus på det arbeidet som blir gjort i Regnbygge 3M prosjektet (se kommende delkapittel), og det er derfor hensiktsmessig å vite noe om prosjektet.

Problemstillingen som denne masteroppgaven forsøker å svare på er derfor kort oppsummert som en problemstilling i to punkter.

1. Hva er den beste måten å estimere vanskelig målte avløpsvannparametere?

2. Hva slags prosesskontroll kan gjøre seg nytte av disse avløpsvannparametere for å senke kostnadene?

Og problemstillingen besvares på to måter, kapittel 2 vil gå gjennom alle rensesteg og systematisk gå gjennom hva som kan bespares hvor og hvor kostnadene ved hvert rensesteg ligger. Dette vil besvare punkt nummer 2, mens punkt nummer 1 vil bevares ved hjelp av å ta prøver fra et renseanlegg og danne modeller fra disse og sammenligne modellene for å finne den som er best av de vi har forsøkt.

1.4 Regnbyge 3M prosjektet

Bakrund for denne masteroppgaven er den optimaliseringen av infrastrukturen vår som allerede blir gjort i Regnbyge 3M prosjektet. Regnbyge 3M er et interkommunalt norsk forskningsprosjekt som forsøker å imøtekomme fremtidens krav med minst mulig kostnader.

Regnbyge 3M prosjektet handler om de 3M: Modellering i renseanlegget, modellering i ledningsnett og modellering i resipienten. Dette er for at man skal redusere overløp, flomskader, forurensingsutslipp, investeringer samt også føre til bedre rensing. Denne masteroppgaven vil ideelt sett påvirke tre av disse, redusere forurensingsutslipp, føre til bedre rensing og også redusere investeringer ved at man kan redusere driftskostnader og ta hensyn til at nye anlegg og oppgraderinger har bedre prosesskontroll.

1.5 Krav for at avløpsrensingen skal være bærekraftig

Bærekraftighet er å tilfredsstille våre behov uten å gå på bekostning av muligheten for fremtidige generasjoner å tilfredsstille sine behov. Dette har blitt et krav ved alle større anlegg fordi det er helt nødvendig når man tenker på lang sikt. Det er konstant større forbruk av vann av forskjellige grunner (se Figur 1.1) noe som samtidig øker behovet for rensing.

Bærekraftig avløpsrensing er ikke et mål i seg selv, det er en del av hvordan menneskeheten kan takle å bo nærme hverandre uten å gå på bekostning av helse og estetikk. Ikke kun er det avløpsrensingen som er viktig, fordi hvis man har for dårlig oppsamling av avløp så leder det til lekkasjer av avløpsvann og dermed forurensing. Inadekvat beskyttelse mot korrosjon, gamle rør og dårlig vedlikeholdte ventiler i tillegg til mekaniske skader bidrar også til lekkasjer samt infiltrasjon av fremmedvann slik som grunnvann. Grunnvann og annet fremmedvann kan komme inn i avløpsrørene av den grunn at avløpsrør ikke vanligvis er under trykk. Dette fører til unødvendige vannmengder som har en betydelig påvirkning på rensesevnen og kapasiteten til avløpsanlegget. Så avløpsanleggene er ikke et isolert system og for å optimalisere det så kan det ofte være billigere å gjøre ting utenfor avløpsanleggene slik at avløpsvannet er mest mulig konsentrert og i minst mulig mengder. Derfor er det hensiktsmessig slik man gjør i Regnbyge 3M prosjekter å optimalisere avløpsnett og samtidig.

Figur 1.1 lister opp en rekke årsaker til økt vannforbruk: Befolkningsvekst, urbanisering og industrialisering, økonomisk vekst, forandringer i oppførsel, politiske forandringer,



Figur 1.1: Hovedårsaker for økning i vannbehov

vannlekkasjer, større konsumpsjon og klima forandringer. Mange av dem er det i praksis umulig eller veldig vanskelig å gjøre noe med så uansett hvor dyktige man er med å optimalisere ting utenfor avløpsanleggene så har mennesker et behov for å bruke vann og vil produsere avløp. I tillegg så er det større sentralisering, Norge har 3,8% færre renseanlegg for over 50 personer idag enn i 2002 (Berge og Chaudhary 2015), i kan derfor forvente at mengden avløp vil øke.

Samtidig er det slik at per idag så har miljødirektoratet i en nylig rapport (Byskov 2015) har funnet ut at nesten halvparten av Norges avløpsanlegg idag ikke overholder rensekravene. Så det er store krav til optimalisering av avløpsanleggene. Hvis ikke anleggene fungerer optimalt så er det å kaste bort penger, energi og nyttige ressurser. En bærekraftig tilnærming til avløpsrensing inkluderer ikke kun behandling av avløpet, men også forurensing av avløpet i utgangspunktet. Hovedkildene til forurensing av avløp er: Kloakk, regnvann og snøsmelting, avrenning fra by og bygd, industrielle utslipp, utslipp av kjemikalier brukt i landbruk, lagring av brensel, råmaterialer og produkter, fast avfall, søppel og luftforurensing.

Bærekraftighet bør ha mål å redusere konsumpsjon og forurensing. Tilsyn av søppel og luftforurensing er vanligvis ikke ansett som tiltak for å bedre vannforurensing. Heller ikke lagring og eventuelle lekkasjer fra petroleumsprodukter og kjemikalier fra ting som maling osv. Men det dekkes av annet lovverk og hensyn i Norge. Hvis det ikke hadde vært dekket av andre hensyn så hadde det vært et større problem siden kjemikalier fra slikt kan løse seg opp i regnvann og bli transportert til renseanlegg eller drenere inn i grunnvannet, men det er likevel en hel del kjemikalier som potensielt kan bli et problem som ER noe vi utsetter vassdragene for, økt urbanisering og konsentrasjoner av mennesker er en stor kilde til en rekke forskjellige kjemiske utslipp som man ikke egentlig kjenner så godt effekten av, både fra industri og fra husholdninger og det er mer variert enn det man vil finne fra landbruksvirksomhet.

Pumping av avløpsvann skjer kun i veldig spesielle tilfeller fordi det krever elektrisitet og kan føre til vanskeligheter hvis man mister strømtilførselen. Pumping kan potensielt

bli mer vanlig som en konsekvens av Regnbygge 3M prosjektet for å utnytte kapasiteten i avløpsnettene ved uvanlig store mengder avløpsvann og dermed unngå oversvømmelser og utslipp av urensset avløpsvann, men også her så er dette noe som skjer kun i spesielle tilfeller. Avløpsvann er vanligvis samlet og transportert med tyngdekraften som hjelp, mengder avløp og volumstrøm er bestemt av 7 ting: Størrelsen på byen/tettstedet, kulturen i byen, klimavariasjoner, avgifter på vann, inntekten til konsumenten, type kommersielle og industrielle anlegg og lekkasjer i avløpsnettene. Ingeniørene som designer avløpsnettene og avløpsanleggene designer dem gjerne til å klare langt mer enn de selv antar, men det viser seg at det ofte ikke er nok siden nesten halvparten av renselanleggene ikke klarer kravet de er designet for (Byskov 2015) så det er behov for å øke renseseffekten og i noen tilfeller kapasiteten.

Det er her optimalisering kommer inn i bildet fordi avløpssystemer krever store investeringer, konsumerer mye energi, krever kunnskap og arbeidskraft til drift og vedlikehold og krever i tillegg finansiering for å opprettholde systemet. Avløpsnettene er dyrt og er cirka 70% av totalkostnadene (Chandrappa og Das 2014) og avløpsnettene kan optimaliseres. For eksempel så er det ikke nødvendig å sende all regnvannet gjennom renselanlegget, det er hovedsakelig det første regnskyellet som transporterer tungmetaller, kjemikalier og andre stoffer som er forurensende og et optimalt system kan transportere resten av regnet direkte til overflatevann. Dette krever likevel en stor investering, alle kombinerte systemer med både kloakk og overflatevann må separeres og er en stor oppgave, men å optimalisere avløpsnettene vil samtidig gjøre renseseffekten av renselanlegget bedre.

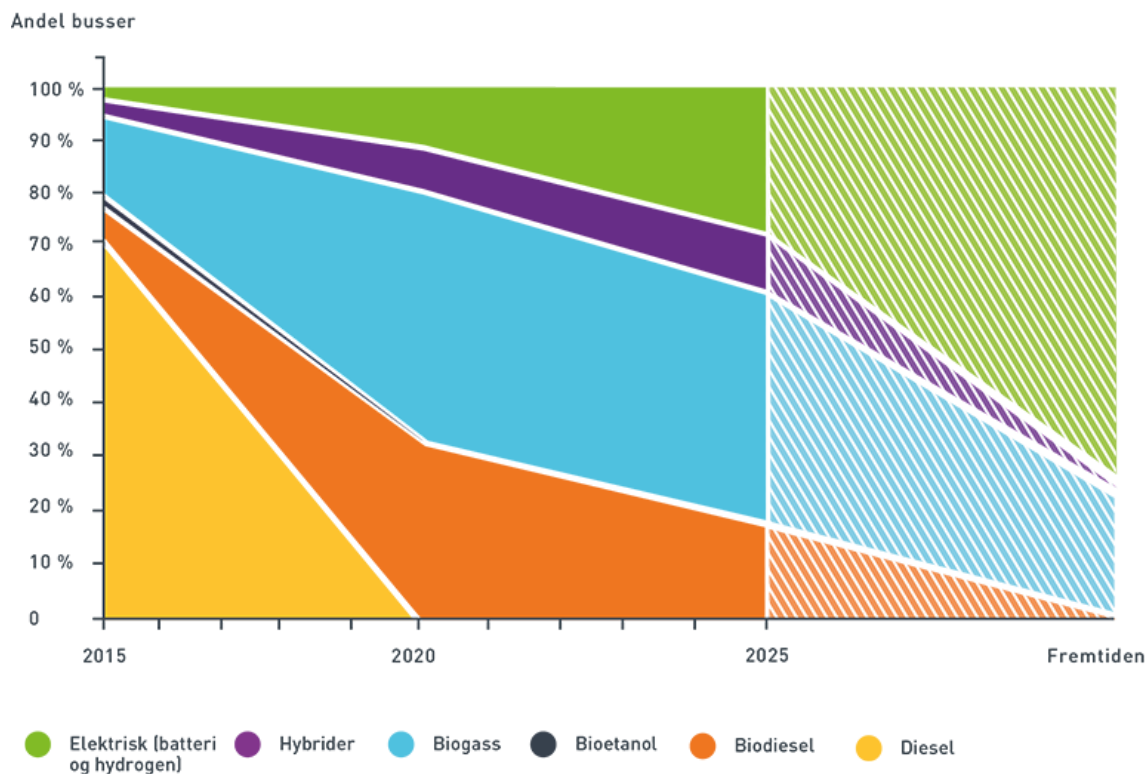
Teknologien rundt avløpsrensing har blitt svært sofistikert og har fått bidrag fra en rekke andre fagfelt og teknologier slik som konstruksjonsmaterialer, prosesskontroll, konstruksjonsteknologier, mekaniske enheter, forbrenningsteknologi, datateknologi og trådløs teknologi. Bruken av sofistikerte verktøy er bærekraftig hvis avløpsanlegget har tilgang på godt utdannet personale og hvis man har gode forvaltningsrutiner slik at man lett kan trene opp personalet i teknologien som blir brukt. En grunn til at man vet at bruken av sofistikert teknologi står og faller på det er fordi vi kan se det fra utviklingsland. Grunnen til at utviklingsland ikke tar i bruk ikke adopterer ny teknologi er ikke fordi det ikke er tilgjengelig på markedet eller fordi man ikke har satt av penger til å bygge. Grunnen til at det har feilet har feilet har vært på grunn av dårlig institusjonell forvaltning og liten kunnskap hos personalet. Mange prosjekter har feilet rett etter at prosjektet har påbegynt eller så har de mistet finansieringen siden lederskapet i institusjonene ofte forandrer seg, har hatt andre prioriteringer eller ikke forstår teknologien. Mange avdelinger som har ansvar for vann- og avløpsbehandling er ikke drevet og styrt av teknokrater, men av politisk valgte kandidater eller administratorer. (Chandrappa og Das 2014) Mens i Norge så er det stort sett drevet av folk med korrekt utdanning, så er det kun bærekraftig om man opprettholder det.

1.5.1 Karbon

Slam fra avløpsanlegg og matavfall kan bli anaerobisk behandlet. Dette produserer biogass (karbondioksid og metan) og en biorest som er et ypperlig jordforbedringsmiddel

Biogass er blitt vanlige i busstrafikk i Oslo og Akershus samt noen andre deler av landet slik som Bergen. Potensialet er derimot stort for at det kan bli implementert langt mer enn det er idag. Å bruke biogass istedenfor fossile brensler betyr at utslipp og miljøpåvirkning

er redusert i en stor grad. Det vil i tillegg også bety en inntekt fra avløpsbehandlingen, noe vi skal komme tilbake til senere.



Kilde: (Ruter 2015)

Figur 1.2: Ruters hypotese om hvordan bussparken vil utvikle seg i årene fremover.

Ruter er et transportselskap i Oslo som har kjørt på biogass fra kloakk siden 2013 og som planlegger å kun kjøre på fornybar energi innen 2020. I fremtiden så forstiller dem seg at de kun kommer til å bruke elektrisitet og biogass (se Figur 1.2). Biogass dannes allerede fra kloakk og matavfall flere steder i Norge og er en løsning som kan bli adoptert der institusjonene som har ansvaret for avløpsbehandlingen har kapasiteten. Mange institusjoner rundt i verden er byrdet med folk som ikke er motivert til å lære nye ting.

Biogass har vist seg å være effektiv til å redusere utslipp av drivhusgasser fordi det er en fornybar ressurs og et godt alternativ til fossilt brensel ved mange tilfeller. Utslipp av karbondioksid per energienhet er estimert å bli redusert med rundt 90% hvis fossilt brensel blir byttet ut med biogass. Når bensin og diesel blir byttet ut med biogass så reduserer det også annen luftforurensing. For tunge kjøretøy som busser så vil utslipp av partikler bli redusert med mellom 20-25% (Chandrappa og Das 2014, er kilden til tallene).

1.5.2 Energi

Å tilby avløpsrensing er en energi-intensiv aktivitet og representerer en betydelig kostnad i avløpsbehandling og transport. Vann- og avløpssystemer konsumerer mellom 3-4% av den totale elektrisiteten i USA som blir konsumert (Goldstein og Smith 2002). Hvor mange prosent som blir konsumert i andre land varierer fra sted til sted. Men i Amerika er

det gode tall som viser at energi er 30% av totalkostnadene i konvensjonelle avløpsanlegg. Lufting konsumerer mest energi med mellom 50-60% av det totale energibehovet til renseanlegget, mens pumper er nummer to i listen over de mest energisultne prosessene i tilfeller der det eksisterer et aerobisk behandlingsteg som involverer tilførsel av luft. Kostnadene i Norge ser ut til å være betydelig mindre, da det kun er rundt 8% av kostnadene ved solumstrand renseanlegg, men det finnes ingen rapporter som går i dybden på hvordan dette er på landsbasis.

Energi i Norge er stort sett dannet med hjelp av vannkraft, så den store miljøpåvirkningen er det kanskje ikke. Men Norge importerer også en del elektrisitet og om Norge utvikler nyttige vaner og energibesparende teknologier så vil vi over tid spare penger og det vil ha en positiv effekt på land med mer forurensende energikilder som inspireres og tar i bruk teknologi som er arbeidet frem her.

Å ha som mål å ikke bruke noen energi i det hele tatt er den beste måten å få et energieffektivt avløpsrenseanlegg. Hvis avløpsrenseanlegget må være på bratt terreng så kan man unngå unødvendig pumping ved å la vannet strømme med tyngdekraften. Energebrevet ved områder med mye vind slik som på vestlandet kan bli tilfredstilt med vindturbiner. Og hvis landareale ikke er et problem så kan man konstruere naturbaserte rensemetoder for å bruke mindre energi. Det er også mulig å generere energi med biogass og potensielt med det biologiske tørrstoffet som er igjen etter at slammet er brutt ned og biogass produsert. Dette vil føre til at man ikke er avhengig av ekstern energikilde, noe som gir en ekstra trygghet og det kan også danne mer energi enn nødvendig slik at man kan selge energien på strømmettet. Men dette krever at avløpsanleggene er svært sofistikerte og krever personale med kunnskap til å drive og forvalte en slik ordning.

1.5.3 Kjemikalier

Bortsett fra kjemisk felling når man tilfører metallsalter til avløpet for at det skal flokkulere/koagulere slik at man kan fjerne oppløste stoffer. Bruk av for mye kjemikalier til kjemisk felling kan man unngå hvis man doserer riktig og hvis man gjør tilstrekkelig med forarbeid for å fjerne mest mulig med andre metoder. Bortsett fra dette så er det liten annen bruk av kjemikalier i Norge. Det eneste andre man bruker kjemikalier til i et avløpsanlegg er desinfeksjon med klorin og andre kjemikalier, men det er mindre vanlig i Norge enn i andre land. Man kan unngå bruk av desinfeksjonskjemikalier hvis man for eksempel bruker UV, men det krever at man fjerner partikulært innhold i avløpet slik at UV strålene blir effektive.

1.5.4 Modellering for å oppnå bærekraftighet

Modeller beskriver fenomener og prosesser i et matematisk språk. Majoriteten av komplekse systemer der delene påvirker hverandre er alt for kompliserte til å modellere, derfor er det de viktigste delene av systemene som er vurdert som en del av modellene.

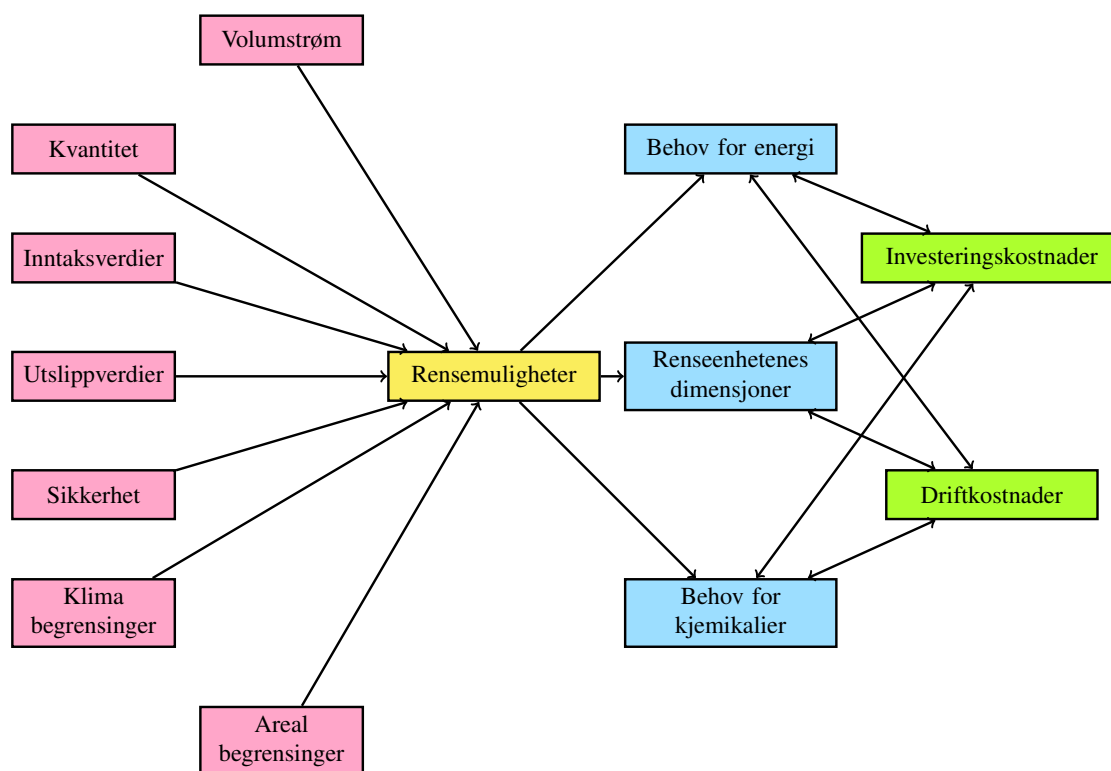
Modeller som beskriver prosesser kalles *mekanistiske modeller* mens modeller basert på eksperimenter kalles *empiriske modeller*. *Deterministiske modeller* ser bort ifra tilfeldige variasjoner mens *stokastiske modeller* er basert på statistikk. På den andre side så har vi

noe som kalles *black-box* modeller som ikke beskriver forandringer i prosessen matematiske.

Å lage en ny modell involverer følgende steg (Morgenroth, Arvin, og Vanrolleghem 2002) i rekkefølge:

1. Spesifisering av problemet.
2. Gjennomgang av tidligere kunnskap i feltet det gjelder.
3. Sette opp en verbal modell.
4. Oversette til en matematisk modell.
5. Implementere i modelleringsverktøy på data og løse formelene.
6. Undersøke hvor mye av usikkerheten i resultatet av modellen kan være forårsaket av de forskjellige parameterene (sensitivity analysis).
7. Design av eksperiment.
8. Estimering av parametere.
9. Validering av modell.
10. Bruke modellen for å løse problemet nevnt i punkt 1.

En voksende befolkning, økende vannmangel, urbanisering og økt bruk av kjemikalier i landbruken er drivkrefter for effektive metoder for avløp og drikkevannsbehandling på globalt basis.



Figur 1.3: Forholdene mellom de forskjellige parameterene i et avløpsrensaneanlegg

Og under design, oppgradering eller drift av et avløpsanlegg så kan de forskjellige prosess alternativene og drift-strategiene bli evaluert av dataprogrammer. Figur 1.3 viser forholdene mellom de forskjellige parameterene i et avløpsrenseanlegg og hvordan de informerer hverandre (Proceedings of Institutions Civil Engineers 1987).

Gode estimeringer og målinger av parametere kan gjøre at modellene man har vil kunne være bedre. Og jo bedre modellene er jo mer effektivt kan man gjøre rensingen av avløpsvannet.

Kapittel 2

Kostnader i avløpanlegg som er relevante for prosesskontroll

Høye kostnader gir ikke nødvendigvis de beste resultatene. Man kan ha et veldig dyrt renseanlegg som ikke renser spesielt godt og som ikke er veldig effektivt. Kostnadene når man for eksempel bygger et renseanlegg er avhengig av kostnadene for personale, råmaterieell og bruk av konstruksjonsmaskiner. Dette varierer en del fra sted til sted da kostnader for råmateriale varierer med transportkostnader og dermed hvor langt det må transporteres. Det er også andre lokale faktorer som avgjør konstruksjonskostnader slik som tomtepris og andre ting, så det er ikke lett å ta hensyn til selve konstruksjonene når man skal se på kostnadene på generell basis. Men det er derimot mulig å si noe om driftkostnadene.

For å kunne ha en god oversikt over hvor eventuelle besparelser ved hjelp av prosesskontroll kan finnes så trenger vi altså en matematisk modell av driftkostnadene generelt k_{drift} i et renseanlegg som vi senere skal forsøke å minimere ved å gå gjennom alle rensesteg og se hvor prosesskontroll kan bidra. Jeg har valgt å estimere driftkostnader per dag k_{drift} i et renseanlegg uten å ta hensyn til personalkostnader fordi personalkostnader er i utgangspunktet ikke et teknologisk problem og utenfor det master oppgaven handler om. Det kan likevel være slik at bruken av personale kan bli mindre når man får bedre prosesskontroll, men evt. besparelser ved dette er vanskelig å gjøre. Vi kan begynne med å tenke generelt hvordan driftkostnadene i et renseanlegg ser ut.

En relativt nylig journalartikkel (Zhang, Xie, Yu, og Li 2014) ga denne formelen som en måte å estimere kostnadene for avløpsvannbehandling i et aktivslam anlegg:

$$c = P_{anaerobic} \cdot h_{anaerobic} \cdot e + P_{anoxic} \cdot h_{anoxic} \cdot e + P_{aerobic} \cdot h_{aerobic} \cdot e + P_{refluent} \cdot h_{refluent} \cdot e + \frac{F}{SRT} \quad (2.1)$$

Hvor c er behandlingskostnadene per dag (\$), $P_{anaerobic}$, P_{anoxic} , $P_{aerobic}$ og $P_{refluent}$ er konsumpsjon av elektrisitet (kW) i den anaerobiske-, anoksiske- og aerobiske tanken samt også tilbakeføring av avløpsvann. Mens $h_{anaerobic}$, h_{anoxic} , $h_{aerobic}$ og $h_{refluent}$ er den korresponderende hydrauliske oppholdstiden i timer for hvert av stegene. e som representerer prisen for elektrisitet (\$/kWh), F representerer totalkostnaden for å fjerne all slam i avløpsanlegget mens $\frac{F}{SRT}$ er kostnaden for å fjerne overflødig aktivert slam (\$) per dag.

Som man kan se så er dette en formel som har i tankene en aktiv slam prosess og det er en kostnadsberegning som kun tar med en del av renseanlegget. For å kunne snakke om kostnader mer generelt så må det legges til flere potensielle rensemetoder og renseseg. Det kan for eksempel være bruk av elektrisitet i sandfangeren hvis det er et luftet sandfang, det kan være automatisk rensing av grovfilteret etc. Så vi lager en formel for kostnadene per dag (k):

$$k = \sum_{x=1}^n (p_x \cdot h_x \cdot e) \quad (2.2)$$

Hvor x referer til de forskjellige rensesegene i anlegget hvor n er siste relevante renseseg, men her har vi ikke tatt med kostnadene for slam og vi har heller ikke tatt med andre kostnader slik som kjemikalier. Legger vi til dette så får vi et estimat av totale driftkostnadene per dag (k_{drift}):

$$k_{drift} = \sum_{x=1}^n (p_x \cdot h_x \cdot e) + k_{slam} + k_{kjemi} \cdot m_{kjemi} + k_{des} \cdot m_{des} + k_{sand} + k_{filtermateriale} + k_{sensor+data} + k_e \quad (2.3)$$

Hvor også her x referer til de forskjellige rensesegene i anlegget hvor n er siste relevante renseseg og hvor $p_1, p_2 \dots p_n$ refererer også her til konsumpsjon av elektrisitet (kW) i renseseg x mens $h_1, h_2 \dots h_n$ representerer altså hydraulisk oppholdstid (i timer) i renseseg x . Videre så har vi e representerer også her prisen for elektrisitet (kr/kWh) og k_{slam} representerer netto kostnadene som fjerning av slam har (kr). Fjerning av slam kan være en netto inntektskilde, noe vi skal komme tilbake til i delkapittel 2.6 om Behandling av slam, og om dette er tilfelle så vil k_{slam} ha en negativ verdi eller negative kostnader. k_{slam} ser anderledes ut her i formel nummer 2.3 enn i formel nummer 2.1 fordi vi her ikke kun snakker om slam i sammenheng med aktivslam rensing, men generelt. Kostnadsberegningen av k_{slam} kan derfor ta flere former. Hvis k_{slam} viser seg å faktisk være en netto inntektskilde så vil dette ha konsekvenser for elektrisitetsprisen (e). k_{kjemi} er kostnadene til kjemikalier for koagulering/flokkulering (kr/kg). k_{des} er kostnadene til kjemikalier for desinfeksjon (kr/kg) og m_{des} er mengdene kjemikalier til desinfeksjon (kg). Som et lite addendum vedrørende rensesegene x så inkluderer også dette transport av resirkulert vann tilbake til tidligere renseseg som for eksempel biologisk aktivt vann i aktivslam prosesser som blir *resirkulert* eller vann som blir fjernet fra slam. k_{sand} er kostnadene for å pumpe vekk sanden i sandfang regnet ut som en per-dag kostnad. Og $k_{filtermateriale}$ er kostnadene for filtermateriale som også her som alt annet er regnet ut som en per dag kostnad for utbytting og/eller kostnader for å rense filtermaterialet hvis man ikke tar med rensing av filtermateriale som en energikostnad. $k_{sensor+data}$ er kostnadene til drift av kontrollsystemet inkludert alle sensorene, vi tar dette som en total kostnad og ikke som delkostnader ved hver rensedel siden kontrollsystemer ideelt sett er en holistisk oppgave, sensorene fra det ene renseseg brukes i et annet renseseg osv. Og til slutt har vi k_e som er ymse vedlikeholdskostnader per dag, dette kan regnes ut som et gjennomsnitt og inkluderer utbytting av materiell, tetting av sprekker og andre småting som ikke er nevnt her, man kan også se på dette som avvikkostnader fra den matematiske modellen. Her er ikke transportkostnader ved eventuell videretransport, personalkostnader eller administrative kostnader tatt med. Dette er kun kostnader ved teknologien på anlegget.

Vi kan dermed se at prisen på elektrisitet, konsumpsjon av elektrisitet, hydraulisk oppholdstid, fjerning av slam og kjemikalier ved koagulering/flokkulering og desinfeksjon er hovedparameterne. Vi har dermed et analytisk og systematisk grunnlag for å undersøke kostnadene. Og da kan vi gå gjennom rensetrinn som blir brukt i avløpsanlegg. Det er forsøkt å være så fullstendig som mulig så det er ikke nødvendigvis slik at alle rensetrinn nevnt i dette kapitlet eksisterer i alle anlegg.

Vi kan forenkle dette ytterligere ved å dele driftskostnadene i kostnader for kjemikalier, strøm, vedlikehold og slamkostnader eller:

$$k_{drift} = k_{strom} + k_{kjemikalier} + k_{vedlikehold} + k_{slam} \quad (2.4)$$

Dette kommer vi tilbake til senere.

2.1 Forbehandling

Forbehandling har som hovedhensikt å kun fjerne komponenter og partikler i avløpsvannet som kan føre til driftsproblemer ved senere tidspunkt i renseanlegget. Dette kan være fremmedartikler som folk har skylt ned i do slik som søppel, kondomer, bleier, papir og andre gjenstander. Og det kan også være vanligere ting som toalettpapir, fett, sand og grovere partikler. (Ødegaard 2014)

2.1.1 Rister og siler

Det finnes en rekke typer rister og siler som blir brukt til forskjellige formål. Rister er grovere enn siler, men ved begge tilfeller så fører man avløpsvannet gjennom små åpninger i risten eller silen. Man har gjerne flere slike etter hverandre med mindre og mindre 'lysåpning' (som er definert som maskevidden i en duksil eller spaltebredden i en spaltesil). Partikulært stoff som er større enn lysåpningen blir holdt tilbake.

Driftutgiftene her kan variere en del, fordi det som koster ressurser er å rense ristene og silene fra slam og partikulært innhold. Ofte har man automatiske maskinrensede siler og rister. Det er ingen direkte kjemikalier involvert bortsett fra eventuell spylevann eller luft til å blåse vekk slam, men det brukes elektrisitet til å rense mekanisk og det blir brukt elektrisitet til å fjerne slammet. Så driftskostnadene per dag er slamkostnadene og elektrisitet fra selve rensingen eller:

$$k_{sil/rist} = (p_{sil/rist} \cdot h_x \cdot e) + k_{slam-sil/rist}$$

Hvor $p_{sil/rist}$ er energien (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{slam-sil/rist}$ er slamkostnadene fra rensesteget som her er transport til videre slambehandling.

Prosesskontrollen her kan i noen tilfeller senke kostnadene ved spyling ved å variere maskinrensingen og farten på silene slik at det går tregt når vannet er rimelig klart og så at den går raskere når det er mye som setter seg fast i silene, dette kan gjøres ved å måle

trykkfall Δh i meter på hver side av silene og kalkule fart ut ifra dette. Det er ikke noen vanskelig målte verdier som kan bidra til bedre prosesskontroll ved dette rensesteget.

2.1.2 Sand- og fettfang

Sandfang og fettfang er egentlig to forskjellige ting, men det blir ofte satt sammen i Norge som ett steg gjennom luftede sandfang. Ved bruk av luftede sandfang så brukes elektrisitet til både innblåsing av luft og til mekanisk fettskraping. Her blir også sanden pumpet vekk for transportering og vi får den eneste bruken av k_{sand} , sanden er som regel ren og kan deponeres. Ellers så bruker man også elektrisitet på å spyle sanden slik at det trygt kan deponeres. Det brukes også noe elektrisitet på fettskrapen som skraper fett fra overflaten. Fettet blir transportert videre og regnes som en del av slamkostnadene. Driftkostnadene per dag blir derfor i dette tilfellet:

$$k_{sand-fettfang} = (p_{sandfang} + p_{fettfang}) \cdot h_x \cdot e + k_{slam-sand-fettfang} + k_{sand}$$

Hvor $p_{fettfang}$ og $p_{sandfang}$ er energien (kW) som blir brukt i hvert av stegene. Hvis det er ett steg så gir det mening å ha kun en verdi for dette. h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{slam-sand-fettfang}$ er slamkostnadene fra rensesteget som her er transport til videre slambehandling. Mens k_{sand} er kostnadene for å pumpe vekk sanden.

Prosesskontrollen her kan i noen tilfeller senke kostnadene ved å kun pumpe vekk sand og slam i en fart som er hensiktsmessig. Det er ikke noen vanskelig målte verdier som kan bidra til bedre prosesskontroll ved dette rensesteget.

2.1.3 Utjevningsbasseng

Det kan være store variasjoner og hensiktsmessig å få en uniform strøm gjennom renseanlegget og da kan det være hensiktsmessig med ett utjevningsbasseng nå i starten for å jevne ut toppene og bunnene i volumstrømmen. Det er vanligvis ikke store elektrisitetsbruken, men hvis det skjer ved ett så tidlig steg så kan det være hensiktsmessig å bruke trykkluft i bunnen for å holde suspendert stoff fra å sedimentere og for å forhindre forråtnelse ved anaerobiske tilstander. Som en tommelfingerregel så er luftvolumet nødt til å være mellom 2.5-3.0 m^3/m^3 av gulvareal, eller 1.2-1.5 ganger kapasiteten til bassenget. Det kan også være driftsutgifter til pumping av avløpsvann ut av utjevningsbassenget. Det er ingen slamproduksjon i dette steget til vanlig. Driftkostnadene per dag blir derfor i dette tilfellet:

$$k_{utj.bass} = p_{utj.bass} \cdot h_x \cdot e$$

Hvor $p_{utj.bass}$ er energien (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet.

Man kan ha en prosesskontroll for å holde utjevningsbassenget godt gjennomblandet, men jeg kan ikke se at det er veldig hensiktsmessig. Det er derfor ikke noen vanskelig målte verdier som kan bidra til bedre prosesskontroll ved dette rensesteget.

2.2 Primærrensing

Primærrensing eller mekanisk rensing har tradisjonelt vært kun sedimentering etter forbehandling. Men i senere tid så har dette også inkludert siling med finere og mindre lysåpning. Men dette dekkes av delkapittel 2.1.1 om Rister og siler og det er ikke nødvendig å si noe ytterligere om kostnadene ved dette. Eneste forskjellen når det gjelder kostnadene er at silene er finere. Utrengningen av kostnadene og andre hensyn er likt som i delkapittel 2.1.1 om Rister og siler.

2.2.1 Miksing og flokkulering

Flokkulering er når mindre partikler pakker seg sammen på samme måte som når snøkrystaller pakker seg sammen til en snøball. Dette foregår i en tank med mekaniske paddler som gjør at partiklene får kontakt med hverandre, men som likevel ikke er så voldsom at allerede flokkulerte partikler. Det blir også tilsatt kjemikalier til å hjelpe partiklene sammen. Koagulantkjemikalier er enten metall-salter eller polymer. Eksempler på slike kjemikalier er alum eller jernklorid. Elektrokoagulering og elektroflokkulering involverer koagulering av metallioner fra elektroder og er regnet som mer bærekraftig enn kjemisk koagulering, men kan bruke mer strøm og dermed være dyrere enn kjemikaliekostnadene. På en annen side så produserer man kun 30-50% av slammet som blir generert ved kjemisk koagulering (Chandrappa og Das 2014).

I elektroflokkulering så bruker man elektrisk strøm gjennom aluminium elektroder som genererer hydrogengass fra vannet. Aluminiumet koagulerer forurensingen i avløpet og som senere kan bli fjernet gjennom sedimentering eller filtrering. Hydrogengassen kan også flokkulere partikler og dra det med opp til overflaten, noe vi skal nevne senere. Potensielt kan hydrogengassen som blir generert bli utnyttet til generering av elektrisitet for å få tilbake noe av elektrisiteten som blir brukt. Andre kjemikalier som blir brukt i tillegg til koagulantkjemikalier eller fellingsmidler som det også kalles er hjelpeflokkulanter. Hjelpeflokkulanter gjør at man kan redusere oppholdstiden i rensesteget og gjøre at partiklene flokkulerer lettere, men er samtidig dyrere enn fellingsmidlene. Så kostnadene går i dette steget til å drive padlene eller eventuelt andre miksemetoder, eventuelt elektroflokkulering/elektrokoagulering og pumping til og fra. Det er ingen slamtransport i dette steget, slammet og de flokkulerte/koagulerte stoffene blir fjernet på et senere rensesteg. Det er også en kjemikaliekostnad her. Driftkostnadene per dag blir derfor i dette tilfellet:

$$k_{miks-flokk} = (p_{miks-flokk} \cdot h_x \cdot e) + k_{kjemi-miks-flokk} \cdot m_{kjemi-miks-flokk}$$

Hvor $p_{miks-flokk}$ er energien (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{kjemi-miks-flokk}$ er eventuelle kjemikaliekostnadene ved dette steget. $k_{kjemi-miks-flokk}$ gjelder også kostnadene for eventuelle elektroder ved elektroflokkulering/elektrokoagulering siden det på mange måter fungerer som kjemikalier og brytes ned over tid. $m_{kjemi-miks-flokk}$ er mengden med kjemikalier som blir brukt i kg.

Her er det derimot mulig å gjøre besparelser ved hjelp av prosesskontroll. Prosesskontroll kan gjøre doseringen av flokkulanter bedre. I dette tilfelle kan det være hensiktsmessig å

ha verdier slik som COD, SCOD, TP, OP og/eller TN slik at man kan gjøre bedre dose-
ringsvalg. Det må mer undersøkelser til for å se i hvilken grad disse ekstra parameterene
kan påvirke, men en av hovedgrunnene til rensing er nettopp å fjerne slike verdier så man
kan evt. spare kjemikalier videre i systemet. Det er derfor kostnader fra prosesskontroll
 $p_{k_{flokkuantdosering}}$ som kan forbedres ved hjelp av vanskelig målte kjemikalier.

2.2.2 Sedimentering

Det finnes en rekke utforminger av sedimenteringstanker, innimellom med integrert slam-
lagring. Enten er det kontinuerlig uttak av slam eller så er det kun tidvis, men dette
rensesteget danner en god del slam ved at suspendert stoff samler seg på bunn. Sedi-
menteringstanker kan iblant også ha fellingsmidler slik som metallsalter for å hjelpe med
sedimenteringen. En annen metode er å gjøre volumet i tanken mer effektiv med hjelp av
lameller, som er en serie med plater med en helling. Så siden sedimenteringstanker har
veldig stor variasjon så er det en rekke typer tanker som bruker strøm med ting som f.eks
pumper, bunnskraper, kverner etc. Det er også tilfeller der man har inkludert kjemikalier
til å hjelpe sedimenteringen slik som i forrige steg, men det dekkes dermed av forrige steg
hvis det steget eksisterer. Derfor er det eneste driftkostnadene per dag for sedimentering:

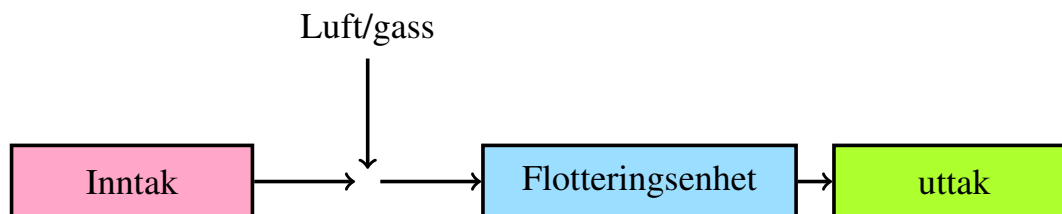
$$k_{sediment} = p_{sediment} \cdot h_x \cdot e + k_{slam-sediment}$$

Hvor $p_{sediment}$ er energien (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i
timer og e er prisen på elektrisitet og $k_{slam-sediment}$ er kostnadene til å transportere slam
videre til prosessering.

Her er det ingen prosesskontroll som gagnar av å kjenne de vanskelig målte parameterne.

2.2.3 Flottering

Flottering er når man bruker veldig små gassbobler, gassboblene knytter seg til partiklene
og beveger dem mot overflaten av væsken. Denne prosessen er brukt mot veldig små
partikler som vanskelig lar seg sedimentere.



Figur 2.1: Et skjematisk diagram av en flotteringsenhet

Det hender også her at man tilsetter kjemikalier som forbedrer flottingen, vanlig også
her er metallsalter, organiske polymer og silica. Flottering foregår ved at man enten sprer
luft inni avløpsvannet (se Figur 2.1), påfører et vakuumbelag på avløpsvannet eller løser opp
luft i avløpsvann som er under trykk før man senker trykket igjen. Som nevnt i delkapittel
2.2.1 om Miksing og flokkulering så kan også elektroflokkulering være en metode ved

at man danner bittesmå bobler av hydrogen i vannet samtidig som metallet i elektrodene også fungerer som koagulantmateriale. Uansett så er det slik at flottering krever energi i form av elektrisitet til å blåse inn luft eller elektroflokkulering pluss at det kan være kostnader til kjemikalier. Daglige driftkostnader blir derfor for dette steget:

$$k_{flott} = (p_{flott} \cdot h_x \cdot e) + k_{kjemi-flott} \cdot m_{kjemi-flott} + k_{slam-flott}$$

Hvor p_{flott} er energien (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{kjemi-flott}$ er eventuelle kjemikaliekostnadene ved dette steget. $k_{kjemi-flott}$ gjelder også kostnadene for eventuelle elektroder ved elektroflokkulering, $m_{kjemi-flott}$ er mengdene med kjemikalier i kg. $k_{slam-flott}$ er kostnadene til å transportere vekk slammet fra denne prosessen. Når det gjelder selve maskineriet som skrapet slammet fra overflaten så er dette dekket av p_{flott} .

Her er det antagelig mulig å gjøre besparelser ved hjelp av prosesskontroll. Prosesskontroll kan gjøre doseringen av hjelpekjemikalier mye mer effektive. I dette tilfelle kan det være hensiktsmessig å ha verdier slik som COD, SCOD, BOD₅, TP, OP og/eller TN slik at man kan gjøre bedre doseringsvalg. Det må også her mer undersøkelser til for å se i hvilken grad disse ekstra parameterene kan påvirke, men en av hovedgrunnene til rensing er nettopp å fjerne slike verdier så man kan evt. spare kjemikalier videre i systemet. Det er derfor kostnader fra prosesskontroll $p_{k_{flotteringskjemikalier}}$ som kan forbedres ved hjelp av vanskelig målte kjemikalier. Når man blåser luft inn i avløpsvannet så kan det påvirke verdier slik som COD og BOD₅, det kan også antageligvis være nyttig for steg videre i systemet. Ved å flottere så forsøker man nettopp å fjerne noen av disse vanskelig målte parameterene, det er derfor svært sannsynlig at gode estimeringer kan bidra til å gjøre prosessen mer effektiv.

2.3 Sekundærrensing

Sekundærrensing følger ofte etter primærrensing og domineres av kjemiske og biologiske prosesser som har som hensikt å fjerne forurensing som er igjen etter primærrensingen. Sekundærrensing kan fjerne opp til 90% av organiske substanser i avløpet (Chandrappa og Das 2014). Sekundærrensingens mål er å fjerne organiske og inorganiske parametere som fremdeles eksisterer i avløpsvannet som renses ved dette punktet.

2.3.1 Biologisk behandling

Målet med biologisk behandling er å fjerne oppløst stoff og stoff som ikke lar seg sedimentere så lett. Biologisk behandling kan bli delt opp i aerobisk og anaerobiske prosesser. Disse prosessene kan ytterligere deles opp i biofilmanlegg og aktivslamanlegg. Biologisk behandling er som regel etterfulgt av en slamseparasjonsreaktor og kostnadene for det er likt som i 2.2.2 Sedimentering bortsett fra i aktivslamanlegg hvor det i tillegg er kostnader for returnering av noe slam, men det skal vi komme tilbake til.

2.3.1.1 Bakteriell vekst

For å ha en effektiv biologisk behandling så må man først og fremst tenke på bakterievekst. Det finnes mange forskjellige bakterier og veksten avhenger av tilgang på *mat* eller næring. Det avhenger også av ting slik som temperatur, pH, type mikroorganismer man har tilgjengelig, tilgjengelig oksygen og om det er giftige substanser til stede. Det kan være bra med nok bakterier som renses vannet, men man kan få problemer med trådformede bakterier hvis man ikke passer på, dette kan føre til at slammet flyter og skumming på overflaten. Noe som kan være problematisk og dette ordnes blant annet med bruk av kjemikalier

For å se til at bakterier vokser så kan det hende man bruker kjemikalier for ting som pH-justering, løse problemer med trådformede bakterier og andre bruksområder. Derfor vil kostnadsberegningene av de forskjellige biologiske anleggene inkludere k_{vekst} som er:

$$k_{vekst} = (p_{vekst} \cdot h_x \cdot e) + k_{kjemi-vekst} \cdot m_{kjemi-vekst}$$

Hvor p_{vekst} er energien (kW) som blir brukt til å øke veksten til bakteriene. For eksempel så kan dette være å varme opp vannet, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{kjemi-vekst}$ er kostnadene for kjemikalierne som blir brukt til å opprettholde en god vekst og blomstring av bakterier mens $m_{kjemi-vekst}$ er mengdene i vekt (kg).

Prosesskontroll med hensyn til bakterievekst og for å undersøke om veksten er sunn og god vil også ha nytte av vanskelig målte parametere. For eksempel hvis BOD forholder seg stabil osv. så tyder det på at noe er galt slik at man kan ta forholdsregler og se avvik litt før man for eksempel ser skum på overflaten. Så her kan det absolutt være til gagn, det kan hindre nedetid og vedlikehold. Samt evt. justere forskjellige deler av systemet for å vedlikeholde det og holde renseanlegget effektivt. Så her er det absolutt kostnader $p k_{bakterievekst}$ som kan effektiviseres og minkes for å få best mulig rensing til lavest mulige kostnader.

2.3.1.2 Biofilmbehandling

Anlegg med bakteriekultur som sitter fast som en film på en eller annen form for medium kalles anlegg med fastsittende bakteriekultur eller biofilmanlegg. Avløpet strømmer forbi mediet og bakteriene tar i bruk næringen som finnes i avløpet. Biofilm kan både ha en anaerobisk og en aerobisk karakter. Innimellom er det større anlegg med begge deler for å ta i bruk egenskaper som finnes hos de forskjellige bakteriene. Da må man passe på at det anaerobiske avløpsvannet ikke har for mye oksygen, mens i de aerobiske prosessene må man passe på at det finnes nok oksygen. En fordel med biofilmanlegg er at bakteriene ikke blir vasket bort ved unormalt store volumstrømmer.

Aerobisk behandling med biofilmanlegg er når anlegget er designet for å driftes med tilgang til oksygen. Biofilmanlegg er som sagt når man har bakterier som vokser som en film på et medium. For at det skal være aerobisk så må det være slik at mediet har tilgang på oksygen.

Risefilteranlegg er et anlegg hvor man har filtermateriale pakket sammen og hvor man sprer avløpet over filtermaterialet for eksempel med en roterende ventil som spruter av-

løpsvannet over filtermaterialet. En elektrisk motor kan i dette tilfellet både bli brukt til å rotere ventilen og til å pumpe opp trykket hvis man ikke har nok. Det kan også bli brukt elektrisitet til å pumpe vann tilbake for å hindre uttørking. Ved kalde temperaturer så er det relativt liten bevegelse i luften så det kan kanskje være hensiktsmessig å pumpe inn ny frisk luft. Det er også problematisk at filteret kan danne for mye biomateriale og dermed tette seg igjen.

Biorotoranlegg er et anlegg som er delvis neddykket i avløpsvannet med et medium som roteres slik at mediet alternerer mellom å ha kontakt med avløpsvannet og å få tilgang til frisk luft. Oksygenet overføres derfor når mediet får kontakt med luft. Oksygen overføres også gjennom den turbulensen som det roterende mediet lager. Kostnadene her er Elektrisitetskostnader i tillegg til vedlikeholdskostnadene.

Dykkede biofiltere er når man har medium slik som små stener, ideelt utformede plastikk-biter eller annet filtermateriale med stor overflate i forhold til volum som biofilmen vokser på mens det konstant er neddykket i avløpsvann. Her får man oksygentilførsel ved at det blir blåst inn luft i vannet slik at mediet får tilgang på oksygen.

Anaerobisk behandling: med biofilmanlegg er når mikrobenes har en anaerobisk natur og vokser når det ikke er tilgang på oksygen.

Anaerobiske filtere kan eksistere på flere måter, som regel som dykkede biofiltere som nevnt ovenfor. Forskjellen her er at det ikke blåses inn noen oksygen, har også som regel lang hydraulisk oppholdstid. Her er kostnadene stort sett kun behandling/utbytting av filtermateriale og elektrisitet til evt. pumper.

Kostnader:

Hvis man har et system som inkluderer filtermateriale så er det også lurt å inkludere $k_{\text{filtermateriale}}$ som er gjennomsnittlige kostnader per dag for filtermateriale. Enten hvis man bytter ut filtermaterialet eller hvis man regner ut energibruken for rensing av filtermaterialet når det blir for tett i filtermassen. De daglige driftskostnadene for biofilmanlegg generelt er dermed

$$k_{\text{biofilm}} = (p_{\text{biofilm}} + p_{\text{vekst}}) \cdot h_x \cdot e + k_{\text{kjemi-vekst}} \cdot m_{\text{kjemi-vekst}} + k_{\text{filtermateriale}}$$

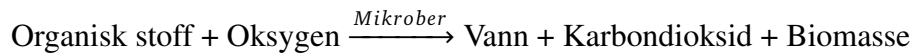
hvor p_{biofilm} er energien (kW) som blir brukt til driften av biofilm prosessen, f.eks. til pumper, motorer og innblåsing av luft. p_{vekst} , $m_{\text{kjemi-vekst}}$ og $k_{\text{kjemi-vekst}}$ kommer fra de hensyn som er tatt i underdelkapittel 2.3.1.1 om Bakteriell vekst. Hvor p_{vekst} er alle direkte eventuelle strømkostnader som KUN har hensikt å bedre veksten. F.eks evt. oppvarming. Slammet fra eventuell rensing hvis det renses på stedet kan fjernes i den påfølgende slamseparasjonsreaktoren som er nevnt første paragraf 2.3.1 kostnadene for slamfjerning i biologiske rensessteg er derfor dekket av delkapittel 2.2.2 om Sedimentering.

Prosesskontroll i biofilmanlegg vil også ha besparende kostnader $p k_{\text{biofilm}}$ av lignende hensyn som i delkapittel 2.3.1.1 om Bakteriell vekst samt også ting slik som rotasjons-hastighet på biofilmen osv. For å holde det mest effektivt. Hensikten med biofilmanlegg er å fjerne ting slik som Tot-N og organisk stoff så det er direkte relevant. Biofilmanlegg forsøker nettopp å fjerne noen av disse vanskelig målte parameterene, det er derfor svært sannsynlig at gode estimeringer kan bidra til å gjøre prosessen mer effektiv.

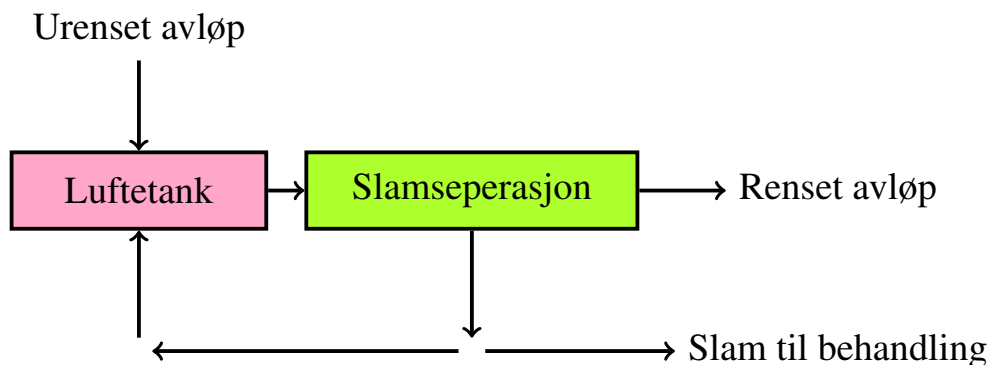
2.3.1.3 Aktivslamanlegg

Anlegg med suspendert bakteriekultur er anlegg hvor bakkteriene ikke er en biofilm som sitter fast i et medium, men hvor bakteriene er suspendert i avløpet. De suspenderte mikrobenes påvirkning av det organiske materialet og bryter det ned til mindre molekyler. Samtidig så blir det organiske materialet konsumert og blir en del av biomassen. Også her har man en påfølgende slamseparasjonsreaktor hvor man i tillegg resirkulerer og fører tilbake noe av slammet.

Aerobisk behandling er hovedprosessen også her er det biokjemisk likt som ved biofilmanlegg med hensyn til at man behøver tilgang til oksygen. Forskjellen her er at man blåser luft inn i tanken. Som regel har man også installert sensorer til å sjekke oksygenivået. Man kan forklare prosessen i denne forenklete formelen:



Aktivslamanlegg er en aerobisk behandlingsmetode hvor organisk materie er degradert av mikrober med tilgang på oksygen og dermed former biomasse som kan fjernes med konvensjonell sedimentering i det påfølgende slamseparasjonsreaktor. Som man kan se av Figur 2.2 så tilbakeføres også noe slam siden slammet inneholder aktive mikrober som kan bli brukt i prosessen og prosessen vedlikeholdes slik. Noe av kostnadene går derfor også til tilbakeføring av slam og beregning av hvor mye som tilbakeføres.



Figur 2.2: Et skjematisk diagram av en aktivslamprosess

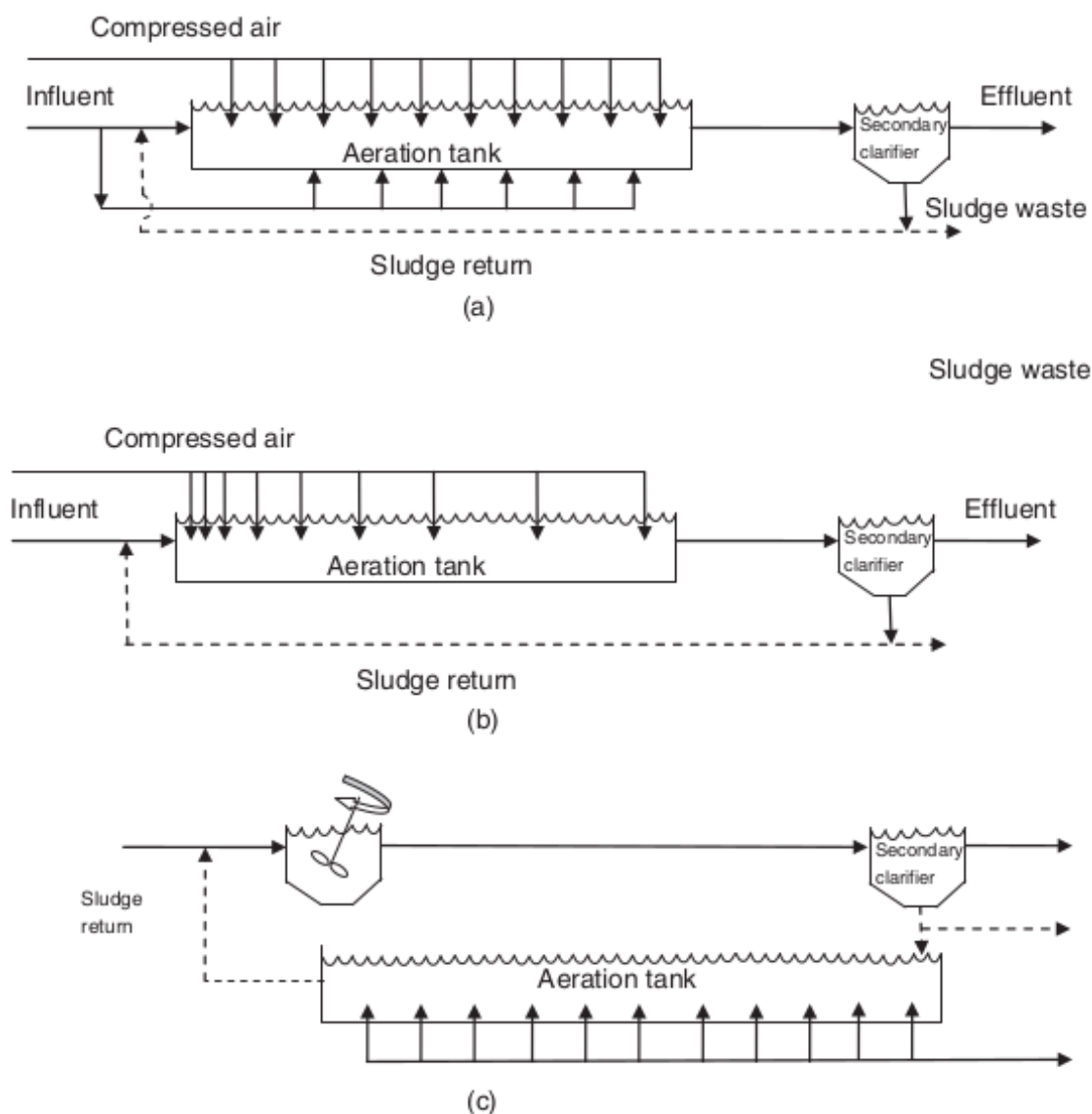
Kostnader:

$$k_{\text{aktivslam}} = (p_{\text{aktivslam}} + p_{\text{vekst}} + p_{\text{tilbakefring}}) \cdot h_x \cdot e + k_{\text{kjemi-vekst}} \cdot m_{\text{kjemi-vekst}}$$

hvor $p_{\text{aktivslam}}$ er energien (kW) som blir brukt til driften av aktivslam prosessen, f.eks. til pumper, motorer og innblåsing av luft. $p_{\text{tilbakefring}}$ er energien som blir brukt til å pumpe tilbake slammet, dette kan være hensiktsmessig å regne for seg selv med hensyn til eventuell fremtidig modellering siden mengden slam som produseres kan variere og det er mulige besparelser ved å se på pumpe-effekten i dette tilfellet spesielt. p_{vekst} , $m_{\text{kjemi-vekst}}$ og $k_{\text{kjemi-vekst}}$ kommer fra de hensyn som er tatt i underdelkapittel 2.3.1.1 om Bakteriell vekst. Hvor p_{vekst} er alle direkte eventuelle strømkostnader som KUN har hensikt å bedre veksten. F.eks evt. oppvarming. Slammet fra eventuell rensing kan også her fjernes i den påfølgende slamseparasjonsreaktoren som er nevnt første paragraf 2.3.1

kostnadene for slamfjerning i biologiske rensessteg er derfor dekket av delkapittel 2.2.2 om Sedimentering.

Optimale driftstilstander for aktivslamanlegg er avhengig av temperatur, forholdet mellom mikroorganismer og 'mat' tilgjengelig, pH verdier av avløpet og om det er noen giftige stoffer i vannet som kan hemme veksten eller ta livet av mikrobene. Aktivslamanlegg kan også ha forskjellig konstruksjon, for eksempel med hensyn til hvordan man lufter (se Figur 2.3 som er hentet fra (Chandrappa og Das 2014)) og dette kan også ha påvirkning på kostnadene.



Figur 2.3: Variasjoner i aktivslamprosesser (a) lufting i steg, (b) gradert lufting, (c) kontaktstabilisering

Prosesskontroll i aktivslamanlegg vil også ha besparende kostnader $pk_{aktivslam}$ av lignende hensyn som i delkapittel 2.3.1.1 om Bakteriell vekst samt også ting slik som eventuell lufting i aktivslamanlegget for å holde systemet effektivt. Mange av de vanskelig målte parameterne er nettopp parametere som dette rensessteget har som hensikt å redusere så det gir absolutt mening å ha estimerte verdier for disse for informere modellene og sjekke effekt av aktivslamprosessen. Aktivslam anlegg forsøker nettopp å fjerne noen av disse

vanskelig målte parameterene, det er derfor svært sannsynlig at gode estimeringer kan bidra til å gjøre prosessen mer effektiv.

2.3.2 Kjemisk behandling

Kjemisk behandling er en metode hvor man bruker en kjemisk reaksjon for å behandle avløpsvannet økonomisk. En kjemisk reaksjon skjer når 2 eller flere kjemisk forskjellige stoffer kombinerer til å bli en kjemisk substans. Avløpsbehandling bruker som regel kjemiske reaksjoner som resulterer i en fysisk forandring slik at forurensingen lettere kan separeres fra vannet eller reaksjoner som fører til en reduksjon i skadelige stoffer. For eksempel stoffer som hindrer bakterievekst.

2.3.2.1 Koagulering / Kjemisk felling

Koagulering er når man klumper partikler sammen i avløpsvannet for å lettere kunne fjerne dem. Kjemisk felling i avløpsvannbehandling er når man tilsetter kjemikalier for å forandre den fysiske tilstanden av oppløst og suspendert stoff slik at det blir lettere å fjerne. I noen tilfeller så blir stoffer fjernet ved at de fanges i flokker. Flokkene blir fjernet i påfølgende steg. Kostnadene beregnes slik:

$$k_{koagulering} = p_{koagulering} \cdot h_x \cdot e + k_{kjemi-koagulering} \cdot m_{kjemi-koagulering}$$

Hvor også her følger man den vanlige formelen. $p_{koagulering}$ mengden strøm (kW) som blir brukt i steget slik som for eksempel pumping av kjemikalier, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{kjemi-koagulering}$ er prisen for kjemikaliene brukt i steget mens $m_{kjemi-koagulering}$ er mengden kjemikalier i kg.

Prosesskontroll ved kjemisk felling er absolutt en av stedene hvor kostnadene $p_{koagulering}$ kan tenkes å senkes ved at doseringen forbedres. De vanskelig målte parameterne kan absolutt gjøre modellering og prosesskontroll mer oversiktlig og gi mer informasjon som kanskje kan effektivisere systemet. Doseringen av kjemikalier forsøker nettopp å fjerne noen av disse vanskelig målte parameterene, det er derfor svært sannsynlig at gode estimeringer kan bidra til å gjøre prosessen mer effektiv.

2.3.2.2 Kjemisk oksidering

Kjemisk oksidering brukes blant annet for å redusere visse spesifikke miljøforurensninger til akseptable nivåer. Det har også en desinfeksjonseffekt, men dette kommer man tilbake til som et eget steg.

$$k_{oksidering} = p_{oksidering} \cdot h_x \cdot e + k_{kjemi-oksidering} \cdot m_{kjemi-oksidering}$$

$p_{oksidering}$ mengden strøm (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. $k_{kjemi-oksidering}$ er prisen for kjemikaliene brukt i steget mens $m_{kjemi-oksidering}$ er mengden kjemikalier i kg. Her kunne man kanskje regnet det

som desinfeksjonskjemikalier og brukt for eksempel $k_{des-oksidering}$ isteden som begrep. Men det er forskjellig hensikt og dermed er det mer ryddig å holde det separert når man for eksempel skal se på hvor man kan finne besparelser. Man må likevel være forsiktig og ikke dobbelt bokføre dette.

Prosesskontroll kan antagelig redusere kostnadene $p_{k_{oksidering}}$ ved at doseringen forbedres. De vanskelig målte parameterne kan absolutt gjøre modellering og prosesskontroll mer oversiktlig og gi mer informasjon som kanskje kan effektivisere systemet. Doseringen av kjemikalier forsøker nettopp å fjerne noen av disse vanskelig målte parameterene, det er derfor svært sannsynlig at gode estimeringer kan bidra til å gjøre prosessen mer effektiv.

2.4 Tertiærrensing

Tertiærrensing er prosessene som følger etter sekundærrensingen. Det er ikke alle avløpsrensaneanlegg som har disse prosessene, men det er svært vanlig i dagens Norge. Det er en ytterligere prosess for redusere suspendert stoff og fjerning av næringsstoffer. Tertiærprosesser for fjerning av næringsstoffer inkluderer nitrifisering/denitrifisering, felling av fosfor, 'Ammonia stripping' (som ikke egner seg her i skandinavia på grunn av lave temperaturer (de León Pérez 2002).), samt også naturbaserte behandlingsmetoder slik som å slippe ut i grunnen eller å la det strømme i en åpen grøft.

2.4.1 Filtrering

Selv om filtrering er en av de vanligste prosessene i drikkevannsrensing så er det kun relativt nylig at det har blitt brukt til avløpsrensing (Chandrappa og Das 2014). Filtrering blir kun brukt til å fjerne suspendert stoff fra utslippet etter kjemiske og biologiske behandlingsprosesser. Filtrering blir også brukt for å fjerne fosfor som har undergått kjemisk felling.

Filtrering kan bli gjort med forskjellige medier. Enten medier som er granulert eller som vi skal komme tilbake til så finnes det også membranformer av filtere.

Kostnadene ved filtrering avhenger av flere forskjellige faktorer. Filterttype, konsentrasjonen av suspendert stoff og hvor godt designet tilbakespylingen blir gjort.

Et typisk forhold mellom suspendert stoff og turbiditet etter en aktivert slam prosess er:

$$\text{Suspendert stoff, SS, mg/L} = (2.3 - 2.4) \cdot (\text{turbiditet, NTU})$$

Andre mekanismer kan også brukes til å forutsi når det er best å tilbakespyle. Man kan også holde rede på trykktapet etter filteret slik at filteret ikke er for tett. En del kostnader kan spares ved at dette er optimalisert. Kostnadene per dag for filtrering kan beregnes med:

$$k_{filtrering} = p_{filtrering} \cdot h_x \cdot e + k_{filtermateriale}$$

$P_{filtrering}$ er mengden strøm (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. Strøm i dette tilfellet blir brukt på ting som tilbakespyling for å rense filtermaterialet og evt. pumper. $k_{filtermateriale}$ er prisen for filtermateriale som blir byttet ut som et gjennomsnitt per dag. Altså prisen for filtermateriale multiplisert med mengden delt på den dimensjonerte levetiden.

Prosesskontroll ved filtrering ligner på den man finner diskutert ved delkapittel 2.1.1 om Rister og siler. Det er derfor ikke sannsynlig at estimering av vanskelig målte parametere vil bidra til å senke kostnadene for drift. Det er derimot andre lettere målte parametere som kan brukes for å effektivisere driften her.

2.4.2 Aktivert karbon og Ionebytte

Aktivt karbon er vanligvis brukt for å fjerne siste rest av organisk og inorganisk forurensing. Selve karbonet kan reaktiveres, til samme tid så må det iblant også byttes ut.

Reaktivering skjer enten med fysiske eller kjemiske metoder. Aktivert karbon står sammen med ionebytte fordi det også ved ionebytte jevnlig må regenerere systemet. Når det gjelder ionebytte så må man regenerere cationer og anioner. Ionebytte skjer som regel i flere steg, men er mye de samme kostnadene per dag slik regnet ut her:

$$k_{aktivertkarbon} = P_{aktivertkarbon} \cdot h_x \cdot e + k_{materiale} + k_{reaktivering}$$

$$k_{ionebytte} = P_{ionebytte} \cdot h_x \cdot e + k_{materiale} + k_{regenerering}$$

Hvor $P_{aktivertkarbon}$ og $P_{ionebytte}$ er mengden strøm (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. Strøm i disse tilfellene er hovedsakelig pumper og sensorer. $k_{materiale}$ er nytt karbonmateriale ved aktivert karbon og nye filtere/moduler og annet ved ionebytte når dette må byttes ut. Dette kan regnes som et gjennomsnitt per dag. En annen ting som også kan regnes som et gjennomsnitt er $k_{reaktivering}$ og $k_{regenerering}$ som er kostnadene for å henholdsvis reaktivere karbonet når det behøves eller å regenerere cationene/anionene når dette behøves.

Prosesskontroll ved filtrering ligner på den man finner diskutert ved delkapittel 2.1.1 om Rister og siler. Det er derfor ikke sannsynlig at estimering av vanskelig målte parametere vil bidra til å senke kostnadene for drift. Det er derimot andre lettere målte parametere som kan brukes for å effektivisere driften her.

2.4.3 Osmose, revers osmose, membranfiltrering, membran bioreaktor, membran destillering og elektrodialyse

Disse metodene er ikke i vanlig bruk på norske renseanlegg, men er likevel verdt å nevne fordi noen av disse metodene brukes på store båter og andre plasser hvor arealkostnadene er store og bør derfor nevnes. RO har høyest kostnader og brukes stort sett kun der man er interessert i å avsalte vannet mens de andre i mer eller mindre grad blir brukt til å fjerne andre forurensinger. Felles for dem alle er at det er store kapitalkostnader og er som regel dyre metoder. Kostnadene her er som regel mye elektrisitetkostnader til for eksempel å

øke trykket for å presse avløpet gjennom membranene og filtrene samt tilbakespyling og vedlikehold. Kostnadene generelt vil derfor være:

$$k_{dyremetoder} = p_{dyremetoder} \cdot h_x \cdot e + k_{materialer}$$

Hvor $p_{dyremetoder}$ er mengden strøm (kW) som blir brukt i steget, h_x er hydraulisk oppholdstid i timer og e er prisen på elektrisitet. Hvor strøm her er for forskjellige ting som nevnt lenger opp. Og $k_{materialer}$ er kostnadene til for eksempel nye membranfilter som må byttes ut med jevne mellomrom osv.

Prosesskontroll ved filtrering ligner på den man finner diskutert ved delkapittel 2.1.1 om Rister og siler. Det er derfor ikke sannsynlig at estimering av vanskelig målte parametere vil bidra til å senke kostnadene for drift. Det er derimot andre lettere målte parametere som kan brukes for å effektivisere driften her.

2.4.4 Lufting

Å overføre lettflyktige stoffer i avløpet til luft er en vanlig prosess som blir brukt. Ved å blåse luft inn i avløpet så kan man fjerne stoffer slik som benzen, toluen, etylbenzen, xylen og ammoniakk. Noen av kjemikaliene som fjernes kan være giftige så det kan være at luften senere vil føres gjennom utstyr for å hindre luftforurensing slik som karbon adsorpsjon for eksempel. Kostnadene per dag vil derfor være:

$$k_{lufting} = p_{lufting} \cdot h_x \cdot e + k_{luftrensing}$$

Hvor som vanlig det er strømkostnader som hovedsakelig går til å pumpe luft inn i systemer. Og $k_{luftrensingen}$ er kostnadene til luftrensingen.

Prosesskontroll kan kan i stor grad gjøre lufting mer effektiv, men selv om dette steget ofte påvirker vanskelig målte parametere så er det kun mettingen av luft og oksygen som er viktig. De relevante sensorene her er derfor oksygensensorer slik at det har nok luft overalt så per idag så brukes ikke andre parametere. Potensielt så kan parametere slik som COD og BOD₅ i forveien informere om hvor mye luft som trengs, hvis dette er tilfellet og man kan gjøre arbeid for å finne ut mer om hvordan dette gjøres så vil det være en besparelse $p_{k_{lufting}}$ å finne.

2.4.5 Desinfeksjon

Desinfeksjon er selektiv destruksjon av patogene mikroorganismer. Det er ikke alle mikroorganismer som blir destruert slik som under sterilisering. Det er ikke veldig vanlig med desinfeksjon av avløpsvann i Norge, men det lønner seg hvis man slipper ut det rensede avløpsvannet i sensitive vannområder. Desinfeksjon skjer enten gjennom kjemiske, fysiske eller mekaniske metoder samt også med stråling. Vi skal nevne her hva det innebærer.

2.4.5.1 Kjemiske metoder

Kjemiske midler som har blitt brukt som desinfeksjonsmidler inkluderer:

1. Klorin og klorholdige stoffer
2. Brom
3. Jod
4. Ozon
5. Fenol (også kjent som karbolsyre) og Fenolholdige stoffer
6. Alkohol, metaller og relaterte stoffer
7. Fargestoffer
8. Såper og syntetiske vaskemidler
9. Ammoniakkbaserte giftstoffer
10. Hydrogen peroksid
11. Forskjellige syrer og baser

Nå er det jo slik at ikke alle disse egner seg til å brukes til å desinfisere hverken drikkevann eller avløpsvann. Mange av disse er giftige og skadelig for dyr og mennesker, så det bør man unngå. Det vanligste desinfeksjonsmidlet til avløpsvann er klorin. Ozon er også ganske effektivt og legger ikke igjen et residual som kan skade dyr ved utløpet. Avløpsvannedesinfeksjon har også tidligere blitt desinfisert med jod og brom ved noen tilfeller (Chandrappa og Das 2014).

Kostnadene ved kjemiske metoder er hovedsakelig prisen på desinfeksjonskjemikalierne ($k_{des-kjem}$) og dermed også mengden av dette. Prosesskontroll kan derfor være hensiktsmessig for eksempel så kan man automatisk holde residualmengder av klor. Det er ikke klart om det finnes noen hensiktsmessig anvendelse av de estimerte parameterene, men bedre prosesskontroll tidligere i systemet kan føre til at man bruker mindre desinfeksjonsmidler.

2.4.5.2 Fysiske metoder

Fysiske desinfeksjonsmidler som vanligvis er brukt er varme. Å varme opp vannet til kokepunktet vil ødelegge de fleste sykdomsfremkallende mikroorganismene som ikke er sporedannede. Varme er ikke en billig måte å desinfisere store mengder avløpsvann, det har derimot store kostnader, men slam blir mange steder pasteurisert ved å koke den opp.

Kostnadene ved fysiske metoder er hovedsakelig prisen på elektrisitet for å varme opp vannet $p_{des-oppvarming} \cdot h_x \cdot e$ og/eller kostnadene for brensel for å varme opp vannet ($k_{des-oppvarming}$).

Prosesskontroll ved oppvarming vil kun være relatert til temperatur og trykk.

2.4.5.3 Mekaniske metoder

Mekaniske metoder for å fjerne mikroorganismer er gjennom å bruke membranfilter slik som nevnt i 2.4.3 om Osmose, revers osmose, membranfiltrering, membran bioreaktor, membran destillering og elektrodialyse. Hvor også kostnadene er det samme. Kostnadene er elektrisiteten $p_{dyremetoder} \cdot h_x \cdot e$ og kostnadene for materialet ($k_{materialer}$) slik som membraner osv.

Prosesskontroll ved filtrering ligner på den man finner diskutert ved delkapittel 2.1.1 om Rister og siler. Det er derfor ikke sannsynlig at estimering av vanskelig målte parametere vil bidra til å senke kostnadene for drift. Det er derimot andre lettere målte parametere som kan brukes for å effektivisere driften her.

2.4.5.4 Stråling

Det finnes forskjellige typer stråling som blir brukt til desinfeksjon. Alt fra Gamma stråling, UV-lys, elektromagnetisk stråling, annen partikkel stråling og akustisk stråling. Det vanligste her er UV-stråling som kan bli gjort med en UV lampe som er drevet med tilgjengelig energitilførsel eller man kan bruke sollys. Det er to måter å bruke sollys, enten direkte UV stråler som finnes i sollys eller ved å bruke solcellepaneler. Ingen av disse egner seg i Norge da vi har lite sollys og nesten ingen sollys om vinteren. Det kan i beste fall kun brukes noen tider om sommeren. Det kan være en måte å optimalisere det hele på, kostnadene da er evt. ganske lave bortsett fra å vedlikeholde et klart og gjennomsiktig vindusglass som lyset kan skinne gjennom, men det kommer inn under vedlikeholdsbudsjettet. Vil også ha en varmeeffekt som både kan ta livet av, men også bidra til at mikroorganismer gror, så det bør man være forsiktig med, spesielt i Norge.

Avløpsvannet må også være svært klart for å ha nytte av UV eller solstråler slik at patogene mikroorganismer ikke bare gjemmer seg i skyggen av partikler. Kostnadene ved bruk av stråling er elektrisiteten $p_{des-stråling} \cdot h_x \cdot e$ som blir brukt for å drive UV lampene eller andre strålingsmekanismer.

Prosesskontroll her har mest med å vurdere når UV-kammerene bør vaskes for å holde strålingen effektivt, det har ingenting med de målte parameterene å gjøre.

2.4.6 Fjerning av spesifikke stoffer

Fjerning av spesifikke stoffer krever spesielle hensyn. Hvis en industri eller aktivitet bruker radioaktivt materiale for eksempel, så er det viktig å forvente at slikt materiale KAN finnes i avløpsvannet og ta hensyn til slikt i forkant. Industrier bør vite hva avløpsvannet skal inneholde i forveien og spesielle ting bør fjernes av industriene. Så evt. kostnader for spesifikke stoffer ($k_{spesifikk}$) behandles fra tilfelle til tilfelle.

Prosesskontroll her er forskjellig fra prosess til prosess, det kan tenkes at det eksisterer prosesser som har nytte av de estimerte parametere så da vil det være en kostnadsbesparende $p k_{spesifikk}$ å finne.

2.5 Nye/voksende teknologier

De fleste av behandlingsmetodene har utviklet seg sammen med nye funn innen vitenskapen. Fluidmekanikk og kunnskap om nedbryting av organisk materiale har ført til oppfinnelser slik som septiktanken og Imhoff tanken. De avanserte behandlingmetodene vi har nevnt har brukt kunnskap fra fluid mekanikk, elektrofysikk, elektronikk, mekanisk ingeniørvitenskap, kjemi og andre felt fra vitenskapen og ingeniørfaget.

Oppfinnelsen av datamaskiner har ført til at man kan modellere, simulere og operere et avløpsanlegg. Over årene så er det mange som har forsøkt å bringe kunnskap fra flere felt for å kutte konstruksjons- og driftskostnader, redusere behovet for visse steg, redusere energi- og kjemikaliebehøver, senke arealbehovet og øke sikkerheten. Vi kommer kun til å diskutere noen få utvalgte teknologier, da det blir for vanskelig å gå gjennom alt som potensielt kan være i bruk i fremtiden.

2.5.1 Nanoteknologi

Nanoteknologi kan anvendes til både å fjerne forurensinger og kan brukes i sensorer for å oppdage visse forurensinger. Metoder slik som fotokatalyse, nanofiltrering, adsorpsjon og elektrokjemisk oksidering bruker TiO_2 , ZnO , nanotråd membraner, polymer membraner, keramiske membraner, karbon nanorør og magnetiske nanopartikler har blitt brukt for å minske problemene relatert til vannkvalitet (Savage og Diallo 2005) (Mueller og Nowack 2008).

Kostnadene ved disse metodene er som regel alltid en eller annen form for materiale ($k_{nanomateriale}$), samt pumper for å øke trykket der rensmekanismen er en form for filtrering der driftskostnadene vil være elektrisitet ($p_{nano} \cdot h_x \cdot e$).

Prosesskontroll vil her være som de andre filterprosessene så det er derfor ikke noen kostnadsbesparelse ved å kjenne de estimerte parameterene.

2.5.2 Fotokatalyse

Fotokatalyse er en aksellerering av en fotoreaksjon når det er en katalysator til stede. Fotokatalysens generelle effekt inkluderer sterilisering, antibakteriell effekt, hindring av begroing og fjerning av giftige substanser.

Kostnadene her er for materiale (utbytte av katalysator) ($k_{fotokatalyse}$) samt også strømforbruk hvis man bruker en kunstig lyskilde ($p_{fotokatalyse} \cdot h_x \cdot e$).

Det er ikke kjent at det vil være kostnadsbesparelse ved å kjenne de estimerte parameterene.

2.5.3 Forbrenning

Forbrenning er ikke en vanlig metode som er i bruk i Norge, men kan være i bruk der man har avløp med så høye COD-verdier at det ikke kan bli behandlet med konvensjo-

nelle biologiske prosesser til en akseptabel standard. Dette er isåfall spesielle tilfeller og kostnadene der er akkurat det samme som ved delkapittel 2.4.5.2 om Fysiske metoder på side 35.

Her er det kun temperatur slik som ved oppvarming nevnt tidligere. Det vil derfor ikke være kostnadsbesparelse ved å kjenne de estimerte parameterene.

2.6 Behandling av slam

Behandling av slam er en av de viktigste delene av avløpsrensing. Når man har rensset avløp så har man et residual av organiske og inorganiske stoffer som kalles slam. Slammet genereres i en tyktflytende eller halvfast form og inneholder mellom 0.25 til 12% fast stoff i vekt avhengig av behandlingsprosessen og avløpsvannskvaliteten.

Slam behandles med en rekke prosesser slik som fortykking, tørking, stabilisering, kompostering, avvanning og forbrenning. Avhengig av renseanleggets størrelse så inneholder det en eller flere av disse før det enten blir ferdigbehandlet på stedet eller transporteres videre.

Slam kan også være en inntektskilde da den inneholder mye brukbar energi og man kan produsere biogass, gjødselsprodukter, jordforbedringsmidler og elektrisitet av slammet. Ved å danne elektrisitet så kan man optimalisere systemet til å bli en netto inntektskilde.

Vi går ikke veldig nøye inn på kostnadene for danning av elektrisitet, men hvis det dannes elektrisitet så vil prisen på elektrisiteten være kostnadene for å danne elektrisiteten.

Elektrisiteten dannes ved at man gjør slam om til biogass eller ved å forbrenne slammet i seg selv. Biogass dannes som regel gjennom anaerob foråtnelse hvor det dannes blant annet metan. Men flere teknologier slik som termal hydrolyse og metoder som involverer destruksjon av celler slik som pulserende elektriske felt, ozon behandling og mekanisk desintegrering blir også brukt. Vi går ikke veldig detaljert inn på metoder for å tilbakeføre noe av energien som blir brukt, men der dette gjøres så vil det være kostnader og det vil også senke kostnadene på andre deler av anlegget i praksis.

Når det kommer til selve slambehandlingen så er det ingen hensikt å vite de estimerte parameterene, slambehandlingen handler stort sett om å fjerne innholdet av vann. Så ingen av stegene her har noen nytte av å kjenne de estimerte parameterne.

2.6.1 Fortykking

Fortykking er en prosess hvor man øker innholdet av fast stoff i slammet ved å fjerne andelen væske i slammet. En økning av fast stoff fra 3% til 6% kan redusere slamvolumet med 50% og dermed gjøre andre steg billigere og mer effektivt. For eksempel hvis den transporteres videre etter dette steget så sparer man på transportutgifter, men det lønner seg selvfølgelig å senke volumet ytterligere. Fortykningsmetoder som er i bruk inkluderer fortykning gjennom tyngdekraften enten med belter eller ved flotering og man kan også fortykke slammet med sentrifugering.

Tabell 2.1: Typer slamtørking

nr.	Type slam tørking	Beskrivelse
1	Sandtørkings bedd	Sandtørking foregår ved at man legger et lag sand over et bedd med grus som har dreneringskummer under. Slammet får tørke gjennom evaporasjon og drenering hvorpå det tørkede slammet så blir fjernet manuelt.
2	Asfalterte bedd	Det finnes to måter å tørke med asfalterte bedd: (1) Ved hjelp av drenering og (2) overflatetørking. Drenering involverer at man har porøs asfaltering slik at man får drenert bort væsken, men beholder det faste stoffet. Overflatetørking anvender seg av en ugjennomtrengelig overflate og er avhengig av at væsken flyter til overflaten slik at man kan få økt evaporasjon.
3	Gitter tørking	Gittertørking foregår ved at man lar slammet gå over et enten flatt eller roterende gitter laget av stål eller hard plast. Og dermed lar væsken renne gjennom åpningene i gitteret.
4	Vakumassisterte tørkebedd	I dette systemet så er tørkingen aksellerert av at et vakum blir påført fra undersiden av noen filterplater som slammet blir lagt oppå.
5	Tørkelaguner	Tørkelaguner er grunne jordbasseng hvor slammet blir plassert og tørkes. Væsken flyter til overflaten og tørker lettere.
6	Luft tørking	Slammet tørkes raskt med varmluft.
7	Sprøyte tørking	Slam i væskeform blir sprøytet inn i et tørkekammer
8	Tørketrommel	Involverer fysisk kontakt mellom slammet og varme i et roterende kammer.
9	Oppvarming og raking	Varm luft og forbrenningsprodukter passerer over slammet som kontinuerelig rakes for å eksponere friske overflater.

Kostnadene for disse metodene er hovedsakelig elektrisitetskostnadene ($p_{fortykning} \cdot h_x \cdot e$) tilknyttet maskineriet involvert.

2.6.2 Tørking

Slamtørking varierer mellom enkel tørking med sollys til energi-intensiv tørking. Nøkkelfordelene med å bruke solen er at det er lave driftskostnader, men desverre er det ikke så mye sol i Norge. Det KAN kanskje brukes deler av året for å senke driftskostnadene i påfølgende steg. Et problem med tørking er at det kan kreve store arealer og føre til vond lukt. Tabell 2.1 på side 39 viser forskjellige typer slamtørkingsmetoder med en kort beskrivelse.

Kostnadene ved tørking er elektrisitetskostnadene ($p_{torking} \cdot h_x \cdot e$), brensel til forbrenning

($k_{\text{torking-brensel}}$) samt kostnader ved utbytting av filtermateriale ($k_{\text{torking-filter}}$).

2.6.3 Utråtning)

Foråtning kan være anaerobisk eller aerobisk. Utråtning involverer en reduksjon av organisk stoff i slammet gjennom biologisk aktivitet. Når utråtningen skjer under anaerobiske forhold så dannes metangass som kan nyttiggjøres.

Kostnadene i disse tilfeller er hovedsakelig elektrisitetskostnader ($p_{\text{utråtning}} \cdot h_x \cdot e$) som hovedsakelig går til pumper og denslags.

2.6.4 Stabilisering

Slam er stabilisert for å fjerne vond lukt, patogene mikroorganismer og redusere/fjerne potensialet for forråtnelse. Med andre ord føre til at man har en stabil og relativt inert masse. Metoder som blir brukt for slamstabilisering inkluderer varmebehandling, stabilisering med kalk, kompostering og anaerobisk og aerobisk utråtning som nevnt tidligere. Ved varmebehandling så øker man også trykket slik at det blir celledestruksjon og at man løser ut løslige organiske stoffer og nitrogen samt vann.

Kostnadene for utråtning er dekket av det foregående delkapittelet, mens de andre kostnadene inkluderer elektrisitetskostnader ($p_{\text{stabilisering}} \cdot h_x \cdot e$) og kostnadene for kalk ($k_{\text{kalk}} \cdot m_{\text{kalk}}$).

2.6.5 Avvanning

En rekke metoder for avvanning blir brukt. Metodene i tabell 2.1 på side 39 beskriver noen av metodene som tidligere nevnt i delkapittel 2.6.2 om Tørking og er likt for avvanning. Men i tillegg har man mekaniske avvanningsmetoder slik som sentrifuger, filter presser, belte filter presser og vakumfilter systemer er også i bruk når mengden slam som blir behandlet er høy og det er nok elektrisitet tilgjengelig.

De kostnadene som ikke dekkes av delkapittel 2.6.2 om Tørking dekkes av elektrisitetskostnadene ($p_{\text{avvanning}} \cdot h_x \cdot e$)

2.7 Sammendrag av daglige driftkostnader

Sammendraget av daglige driftskostnader kan deles inn i Kostnader for strøm, kostnader for vedlikehold, slamkostnader og kostnader for kjemikalier.

Et renseanlegg har også andre kostnader slik som personalkostnader, serviceavtaler med andre, forsikring og denslags, men vi tar kun med driftskostnadene,

2.7.1 strøm

Totalkostnadene for strøm per dag regnes ut med:

$$k_{strom} = p_{sum} \cdot h_x \cdot e \quad (2.5)$$

Hvor p_{sum} har enheten (kW) og er definert som:

$$\begin{aligned} P_{sum} = & P_{sil/rist} + P_{sandfang} + P_{fettfang} + P_{utj.bass} + P_{miks-flokk} + P_{sediment} \\ & + P_{flott} + P_{vekst} + P_{biofilm} + P_{aktivslam} + P_{tilbakefring} + P_{koagulering} \\ & + P_{oksidering} + P_{filtrering} + P_{aktivertkarbon} + P_{ionebytte} + P_{dyremetoder} \\ & + P_{lufting} + P_{des-oppvarming} + P_{des-straaling} + P_{nano} + P_{fotokatalyse} \end{aligned}$$

Hvor h_x er hydraulisk oppholdstid i timer [h] og e er prisen på elektrisitet i [kr/kWh]. Resten av termene er beskrevet tidligere i kapitlet.

2.7.2 Vedlikehold

Totalkostnadene for vedlikehold per dag regnes ut med:

$$\begin{aligned} k_{vedlikehold} = & k_{slam-sil/rist} + k_{slam-sand-/fettfang} + k_{sand} + k_{slam-sediment} \\ & + k_{slam-flott} + k_{filtermateriale} + k_{materialer} + k_{reaktivering} + k_{regenerering} \\ & + k_{luftrensing} + k_{des-oppvarming} + k_{spesifikk} + k_{nanomateriale} + k_{fotokatalyse} \end{aligned} \quad (2.6)$$

Termene er beskrevet tidligere i kapitlet.

2.7.3 Kjemikalier

Totalkostnadene for kjemikalier per dag regnes ut med:

$$\begin{aligned} k_{kjemikalier} = & k_{kjemi-miks-flokk} \cdot m_{kjemi-miks-flokk} + k_{kjemi-flott} \cdot m_{kjemi-flott} \\ & + k_{kjemi-vekst} \cdot m_{kjemi-vekst} + k_{kjemi-koagulering} \cdot m_{kjemi-koagulering} \\ & + k_{kjemi-oksidering} \cdot m_{kjemi-oksidering} + k_{des-kjem} \cdot m_{des-kjem} \end{aligned} \quad (2.7)$$

Termene er beskrevet tidligere i kapitlet.

2.7.4 Slamkostnader

Driftskostnadene for slam har egne strøm-, vedlikehold- og kjemikaliekostnader.

Totalkostnadene for strøm per dag regnes ut med:

$$k_{slam-strom} = (p_{fortykning} + p_{torking} + p_{utrning} + p_{stabilisering} + p_{avvanning}) \cdot h_x \cdot e \quad (2.8)$$

Totalkostnadene for vedlikehold per dag regnes ut med:

$$k_{slam-vedlikehold} = k_{torking-brensel} + k_{torking-filter} \quad (2.9)$$

Totalkostnadene for kjemikalier per dag regnes ut med:

$$k_{slam-kjemikalier} = k_{kalk} \cdot m_{kalk} \quad (2.10)$$

Hvor slamkostnadene kan forenkles som:

$$k_{slam} = k_{slam-strom} + k_{slam-vedlikehold} + k_{slam-kjemikalier} \quad (2.11)$$

Hvor totalkostnadene regnes ut med formel 2.4 på side 22.

2.7.5 Prosesskontroll

Besparelser i som kommer fra å kjenne de vanskelig målte parametere i prosesskontroll er det som tidligere har blitt nevnt som $pk_{flotteringskjemikalier}$, $pk_{bakterievekst}$, $pk_{biofilm}$, $pk_{aktivslam}$, $pk_{koagulering}$, $pk_{oksidering}$, $pk_{lufting}$, $pk_{spesifikk}$ og $pk_{flokkuantdosering}$.

Besparelsene er her å finne i tilsetting av kjemikalier eller gass slik at det direkte påvirker en eller flere av de parametere som vi har som hensikt å estimere

2.8 Konsumpsjon av elektrisitet

Krav til elektrisitet og andre typer energi (slik som varme) er langt større i verdens kaldere regioner enn i varme regioner. Noe som påvirker utgiftene når man konstruerer. Et eksempel på dette er Bekkelaget Renseanlegg i Oslo (se Figur 2.4) som er konstruert inni fjell. Hensikten med å bygge et renseanlegg i fjell er tofoldig. Det sparer landareale og det hindrer frost om vinteren.

Som vi kan se av Formel 2.3 på side 21 så har elektrisitet en påvirkning på driftkostnadene. Energibruk i drift også er større i kaldere klima enn i varme klima, på grunn av ting som å hindre frost. Man har også langt større hydraulisk oppholdstid ved biologiske rensessteg på grunn av at bakterier er mindre aktive i kalde temperaturer enn i varme temperaturer.

Arealet som er nødvendig for avløpsbehandling er i tillegg omvendt proporsjonal i forhold til energitilførselen når det gjelder biologisk nedbrytbart avløpsvann (Se Figur 2.5). Så siden tomteareal kan være dyrt slik tilfellet er på Bekkelaget Renseanlegg så kan det være billigst å bruke elektrisitet for å fremskynde prosessen.

Å unngå pumping og tilførsel av luft kan redusere energibehovet til avløpsrenseanlegget. Energi til avløp er også viktig med hensyn til materialkostnader, vannmangel, mer energi



Figur 2.4: Bilde fra Bekkelaget Renseanlegg som tar avløp fra Oslo øst og sør

og klimaforandringer (Daw, Hallett, DeWolfe, og Venner 2012). Revidering av energibruken ved avløpsanlegg er en måte å spare penger, energi og vann.

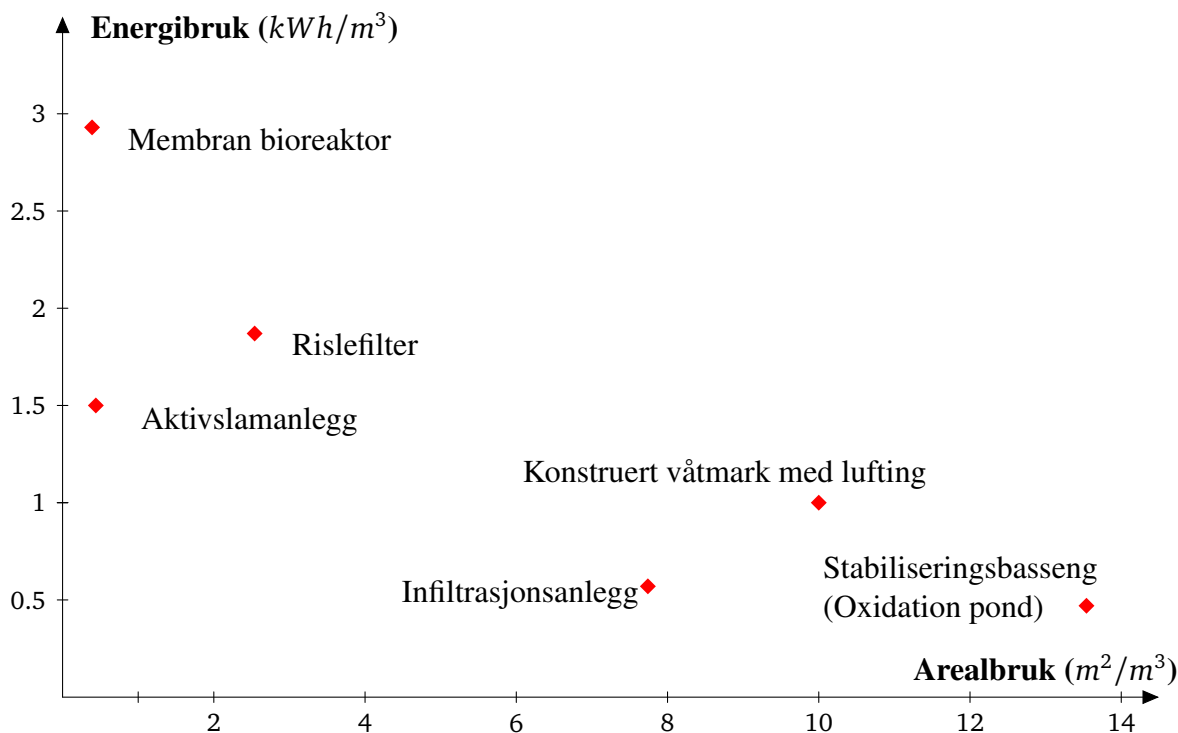
Hovedpliktene til de som driver og forvalter avløpsrenseanlegg inkluderer å følge opp myndighetskrav, ta vare på vedlikeholde og se til at utstyr repareres og blir byttet ut ved et rimelig tidspunkt samt optimalisere driften og vedlikeholdet for å senke kostnadene og se til at utstyret varer lengst mulig. Et sammendrag av strategier for å gjøre avløpsrenseanlegg mer energieffektivt er listet opp i Tabell 2.3 på side 46.

2.8.1 Pumper

Noen årsaker til dårlig effektivitet på pumper i eksisterende avløpsanlegg inkluderer: Forandringer i avløpssystemet, forandringer i driftspraksis og tidsplaner, anbudsdokumentene ikke insisterer på effektive pumper, man har prioritert investeringskostnader når man har vurdert tilbud istedenfor å se på driftskostnader og inadekvat forvaltning og overvåking av slike ting.

En typisk klassifisering av pumper er å dele de opp i Strømningspumper og forregningspumper. Hvis det er pumper før de første rensesegene, for eksempel hvis det er pumper i avløpsnett så må det være pumper som kan takle toalettpapir, søppel, avføring og andre objekter og faste stoffer man finner i avløp. Derfor må man ha pumper med for eksempel spesiellagde impeller (løpehjul) som enten kutter opp eller på annen måte forhindrer fortetning (Chandrappa og Das 2014). Det skjer hele tiden nye oppfinnelser og nye typer pumper kommer på markedet hele tiden.

Det finnes to grunner til at man har pumper i et renseanlegg: Å bevege avløpsvann fra



Kilde: (Chandrappa og Das 2014)

Figur 2.5: Sammenligning av energi og arealbruk for forskjellige behandlingsprosesser på plasser hvor vilkårene er oppfylt for å drive prosessene.

et punkt til et annet punkt og å sirkulere avløpet rundt i systemet av forskjellige grunner som for eksempel når man fjerner vann fra slam og transporterer det tilbake for å renses. Energitalp i pumpesystemer skjer hovedsakelig på grunn av friksjonstap i inntaket, ledd, ventiler, bend, sammentrekninger og utvidelser i røropplegget i tillegg til friksjonstap ved uttaket. Dessuten så kan pumpen og motoren være mindre effektiv slik at energitalp forekommer i betydelig grad.

Strømningspumper slik som sentrifugalpumper er vanligvis brukt i industrien siden de gir god virkning til lave investeringskostnader og lave vedlikeholds krav samt at de har lang levetid. Sentrifugalpumper er delt opp i radiell, aksiell og *mixed flow* pumper. Alle sentrifugalpumper inneholder en eller flere impeller (løpehjul), og i radielle pumper så slynges væsken *radielt* mot kanten på grunn av sentrifugalkreftene som impellene danner. Denne aksellerasjonen blir så til høyere trykk ved at den kinetiske energien omformes. Hvis impelleren ser ut som en propell så beveger væsken seg aksielt gjennom pumpen istedenfor. Da kalles pumpen en aksiell pumpe eller propellpumper. Hvis det er en mellomting mellom aksiell og radiell så kalles det *mixed flow* pumper. Når man bestemmer seg for å bruke radiell, aksiell eller *mixed flow* pumper så må man tenke på at pumpene har egner seg for forskjellige volumstrømmer (m^3/s) og hvor mye man ønsker å øke trykket (mVs). Detaljene kan man se i Tabell 2.2 som er basert på informasjon fra (Chandrappa og Das 2014).

For å øke energieffektiviteten så er det visse punkt som man må ta hensyn til når man tenker på å optimalisere renseanlegget, man må ha en holistisk tilnærming fordi steder i

Tabell 2.2: Sentrifugalpumper og deres optimale driftstilstander

Pumpe typer	Volumstrøm (m^3/s)	Trykkforandring (mVs)
Radiell	0.1-200	3-1000
Mixed flow	3-500	2-20
Aksiell	10-1000	1-5

systemet som krever pumping er påvirket av andre deler som kanskje også har pumper. Vi ønsker å redusere pumpekrav, redusere behovet for pumper, redusere eventuelle lekkasjer, velge effektive pumpekomponenter. Når det gjelder kontroll og driftstrategi av pumpene så burde man vurdere turtallregulerte pumper og installere sensorer for å måle trykk og volumstrøm slik at man kan drifte systemet og møte kravene uten unødvendig pumping slik at vi får bedre energiutnyttelse.

Hvis renseanlegget eller rensetrinnet der pumpen er får veldig variabel volumstrøm så bør systemet designes med pumper som har forskjellig kapasitet slik at man utnytter energien bedre under drift. Her bør man gjøre kalkuleringer fra anlegg til anlegg om de ekstra investeringene gir økonomisk mening, men det bør bli vurdert. Hvis man også tar hensyn til røropplegget i anlegget så kan man også unngå unødvendige ventiler, bend og skjøter.

Man kan gjøre en god del med røropplegget for å øke effektiviteten, om det lønner seg å oppgradere rørsystemet må man vurdere med hensyn til anleggets resterende levetid. Er det mer penger å spare enn det vi bruker? Rørsystemet må være konstruert slik at vi maksimerer diameteren på røret, optimaliserer planløsningen for å minimere trykktap og minimere trykktap i ventiler og skjøter.

Det også visse ting som må vurderes når man velger pumpetype. Både motoren og pumpen må være effektiv og man bør prøve å få pumpen til å operere nær sin beste driftspunkt (eng. Best Efficiency Point). Man bør unngå å installere for stor Pumpe, se til at man har riktig impeller-størrelse, se til at man har riktig pumpetype for forholdene og passe på at det er turtallregulert.

En Pumpe er ansett å være *for stor* når det ikke driftes ved 20% av sitt beste driftspunkt, for å fikse dette problemet uten å kjøpe ny Pumpe så kan man vurdere å trimme impelleren eller bytte den ut. Med uttrykket *trimme impelleren* så betyr det å redusere diameteren av impelleren ved å kutte deler av løpehjulet. Dette er noe man kan gjøre hvis man allerede har installert en Pumpe som er altfor stor eller hvis impeller-størrelsen som man behøver for å ha optimale driftstilstander ikke er tilgjengelig hos produsenten.

2.8.2 Prisen på elektrisitet

Hvis avløpsanlegget danner egen elektrisitet slik som er nevnt i delkapittel 2.6 om Behandling av slam så vil man ha en helt annen kostnadsmodell enn det som er nevnt i formel 2.3. Årsaken til dette er at man ikke vil ha en normal innkjøpspris på elektrisiteten lenger, bortsett fra kanskje eventuelt i perioder der det ikke dannes nok elektrisitet. Antar vi at vi alltid kan danne elektrisitet så vil prisen på elektrisitet kun være prisen det koster å danne elektrisiteten, men dette er nevnt tidligere.

Tabell 2.3: Strategier for mer effektiv energibruk ved avløprensplanlegg

ref.nr.	Parameter	Strategi
1	Energi til generell drift	Fokusering på de enhetene/delene som konsumerer mest energi.
2	Driftskontroll	Forandre driften for å møte sesong forandringer og daglige forandringer.
3	Kvalitet kontra energi	Balansere renses avløpskvalitet og energibehov.
4	Reparasjon og utskifting	Vurdere utstyrets levetid og energiforbruk og bytte ut alle defekte ventiler , rør, inventar og annet utstyr.
5	Biologisk tørrstoff	Vurdere energieffektiv deponering.
6	Infiltrasjon/tilsig	Se til at infiltrasjon og inntaket fungerer skikkelig slik at det reduserer belastningen på rensplanlegget.
7	Lekkasjer og bruddskader	Se til at lekkasjer og brudd blir tatt hånd om slik at man kan redusere energibruken til pumpene.
8	Onsite fornybar energi	Vurdere muligheter for å generere energi på stedet.
9	Konservering/utdanning	Utdanne felleskapet til å konsumere mindre vann og lage hus/bygninger som holder tilbake vann.
10	Svingninger i volumstrømmen	Skaffe utjevningsbasseng, installere turtallsregulerte motorer på pumpene.
11	Opprettholde oppløst oksygen	Installere sensorer og kontrollsystemer som overvåker oppløst oksygen der det er behov og holder det på et foretrukket nivå. Unødvendig mye oppløst oksygen har ingen hensikt fordi det bedrer ikke effektiviteten og sløser med energi.
12	Kontrollsystemer	Ha gode rutiner og undersøkelser, ha god oversikt over hva elektrisitetbruken er for de forskjellige enhetene på rensplanlegget, unngå for stort eller for lite inventar og utstyr.
13	Bruk av kjemikalier	Bruke optimal dose av kjemikalier, dette er en del av Regnbyge 3M prosjektet. For store doser fører ikke til bedret effektivitet. Effektiviteten av noen steg slik som flokkulering vil faktisk bli dårligere hvis man bruker mer kjemikalier enn optimalt.

Kapittel 3

Teori

Vi skal svare på problemstillingen vår:

1. Kan man bruke genetiske algoritmer til å forbedre estimering av vanskelig målte avløpsvannsparementere?
2. Hvordan kan man bruke genetiske algoritmer til å forbedre estimering av vanskelig målte avløpsvannsparementere?
3. Hva skal man fokusere på for å utnytte forbedret estimering av avløpsparementere for å senke driftskostnader?

De første to spørsmål besvares ved å først danne estimeringsmodeller av avløpsvannsparementere ved hjelp av konvensjonelle statistiske metoder. I dette tilfellet bruker vi helt vanlig multippel lineær regresjon. Så danner man modeller gjennom genetiske algoritmer ved hjelp av verktøyet Eureka som blir presentert i Kapittel 4. Så analyserer man modellene systematisk og bygger nye modeller basert på elementer funnet gjennom genetiske algoritmer for å se om dette er en god måte å finne 'formen' på lineære regresjonsmodeller og for å undersøke om disse overgår de modellene som er dannet gjennom genetiske algoritmer. Så finner vi ut om noen av de modellene dannet gjennom genetiske algoritmer er bedre enn de konvensjonelle modellene på alle måter.

Om dette ikke er tilfelle så er det likevel vitenskapelig intrassant å undersøke.

Siste spørsmål besvares ved å først se på hvordan budsjettet er satt sammen med hensyn til strøm, kjemikalier, vedlikehold og slamkostnader. Så analyserer vi formell 2.4 på side 22 som jeg gjentar her.

$$k_{drift} = k_{strom} + k_{kjemikalier} + k_{vedlikehold} + k_{slam}$$

Man kan se på hvordan renseanlegg vi har med å gjøre i sammenheng med hvordan budsjettet er satt sammen. Vi skal også gå gjennom et eksempel på hvordan en besparende optimalisering kan gjøres. Som eksempel så ser vi på hvordan besparelser blir gjort på et prosjekt som allerede er igang. Og jeg vil bruke formelen nevnt i forrige paragraf for å systematisk komme frem til hvordan dette er en hensiktsmessig besparelse.

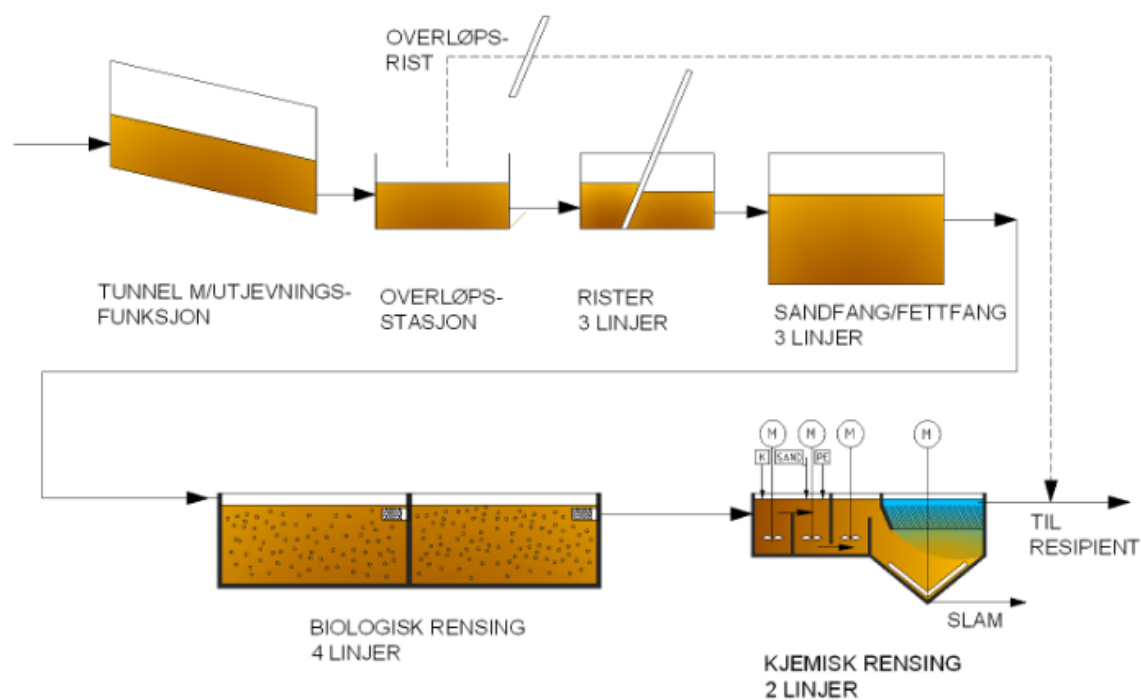
Det finnes mange typer renseanlegg i Norge, men i sammenheng med denne oppgaven så er det mere hensiktsmessig å se på en case. Det vi skal se på er Solumstrand Renseanlegg

i Drammen. Det første vi skal se på er de dimensjonerende parameterene for Solumstrand rensanlegg. Dette er listet opp i Tabell 3.1.

Tabell 3.1: Dimensjonerende parametere for Solumstrand rensanlegg

Parameter	Enhet		Merknad
Person ekvivalent	PE	130000	45 000 PE er fra innbyggere og 85 000 PE er fra industri (bryggeri og matvare industri).
Q_{dim}	m^3/h	2000	Gjennomsnitt over 24 timer
$Q_{maksdim}$	m^3/h	4000	maksimal strømningshastighet per time
Organisk belastning	kg BOD_5/d	7755	Industri inkludert
Organisk belastning	kg COD/d	20350	Industri inkludert
Temperatur	$^{\circ}C$	6	

Og for å se hvor mye av formelen vi trenger å se på så bør vi se på hva Solumstrand inneholder, noe vi kan se av Figur 3.1 på side 48 hvor alle delene er nevnt. Fra flyt diagrammet så ser vi at vi har rister, sandfang/fettfang, biologisk rensetrinn og kjemisk rensetrinn. Figur 3.1 er tatt fra (Lerbakk 2009).



Figur 3.1: Flytdiagram av Solumstrand rensanlegg

Med dette så har vi nok informasjon for å kunne ta i bruk formell 2.4 på side 22 slik som nevnt tidligere for å undersøke hva som er hensiktsmessig å se på når man skal gjøre besparelser. Ifølge Drammen kommune så er budsjettet fordelt slik som på følgende tabell 3.2.

Siden vi ikke ser på hverken personalkostnader eller kostnader for serviceavtaler så fokuserer vi på resten og ser at den største utgiftposten er kjemikalier. Slamkostnader kommer like etter mens vedlikehold er på en sterk tredje plass. Siden det ikke er klart hva slamkost-

Tabell 3.2: Fordeling av budsjett ved Solumstrand renseanlegg

Parameter	%
Personal	19,1
Kjemikalier	19,5
Strøm	8,25
Vedlikehold	17,1
Serviceavt. og mer	5,0
Slamkostnader	19,0

nadene eller vedlikeholdskostnadene innebærer i dette tilfellet da Drammen kommune ikke gir tilgang til et detaljert budsjett så ser vi kun på Kjemikalier.

Kjemikaliekostnadene på Solumstrand kan regnes ut med

$$k_{\text{kjemikalierSolumstrand}} = k_{\text{kjemi-koagulering}} \cdot m_{\text{kjemi-koagulering}}$$

Så vi ser at 19,5% av kostnadene er bestemt av veldig få parametere. Vi behøver enten å senke prisen på kjemikaliene $k_{\text{kjemi-koagulering}}$ eller senke mengden kjemikalier $m_{\text{kjemi-koagulering}}$. Å senke prisen på kjemikaliene er ikke et ingeniørproblem, bortsett fra hvis vi skal bytte type kjemikalier, men det er ikke nødvendig og ville bare økt investeringskostnadene, fordi vi vet at kjemikaliene som brukes idag er gode nok til å rense avløpsvannet tilstrekkelig.

Solumstrand renseanlegg har en rekke rensekrav som må opprettholdes, disse kravene er listet opp i Tabell 3.3.

Tabell 3.3: Rensekrav for Solumstrand renseanlegg, 2011

Parameter	Enhet	Renset utslipp	Prøve metode
Reduksjon av BOD_5	%	70	Gjennomsnittlig over 24 timer
Maks konsentrasjon av BOD_5	mg/L	25	Gjennomsnitt over 24 timer
Reduksjon av COD	%	75	Gjennomsnitt over 24 timer
Maks konsentrasjon av COD	mg/L	125	Gjennomsnitt over 24 timer
Reduksjon av Tot-P	%	90	Gjennomsnitt over ett år for 24 timers prøver

Med dette som utgangspunkt så vet man hvor godt den kjemiske rensingen skal fungere. For eksempel hvis man vet hva Tot-P er når den kommer inn så har man et bilde på hva Tot-P skal være når den kommer ut, eller på matematisk form:

$$\Delta \text{TotP} = \text{TotP}_{\text{inn}} - \text{TotP}_{\text{ut}} = \text{TotP}_{\text{inn}} - 0.90 \cdot \text{TotP}_{\text{inn}} = 0.10 \cdot \text{TotP}_{\text{inn}}$$

Og vi vet at mengden kjemikalier ($m_{\text{kjemikalier}}$ [kg]) har som hensikt å redusere Tot-P så det er hensiktsmessig å vite hvor mye Tot-P som skal fjernes. Og dermed kan man dosere bedre og mer effektivt. Problemet er at parametere slik som Tot-P, COD, BOD_5 and Tot-N er vanskelig å måle i real-tid så det er vanskelig å ta hensyn til disse verdiene

i kontrollsystemene på renseanlegget selv om dette er parametere som man egentlig skal fjerne.

Volumstrøm, PH, temperatur, konduktivitet, SS, ammoniakk er derimot parametere som enklere kan måles med sensorer og ideen er at disse andre parameterne er korrelert med de vanskelig målte parameterne. Dette kan hjelpe p dosere kjemikalier riktig, men kan også bidra med å gjøre andre prosesser slik som lufting, tilbakepumping av slam i aktivslamanlegg og andre prosesser som koster penger langt billigere, men det har mer hensikt å fokusere på en av metodene for å gi et eksempel. De samme resultatene kan brukes i andre prosesser som nevnt tidligere og slik som nevnes senere i drøftingen ved å gå gjennom hvilke utgifter fra kapittel 2 som kan gagnes av å ha tilgang på de vanskelig målte parameterne.

Vi skal bruke statistiske metoder for å finne hvordan de lettere målte parametrene er korrelert med de vanskelig målte parametrene, men vi skal også ta ibruk genetiske algoritmer for å ideelt sett finne tilnærmede formler som potensielt kan gi bedre tilnærminger enn konvensjonelle statistiske metoder. Dette arbeidet er basert på og er en vidreføring av arbeidet gjort i (Wanga, Ratnaweera, Holm, og Olsbu 2016).

Kapittel 4

Metode

For å kunne gi best mulig modeller til for eksempel automatiske kontrollsystemer på rensesanleggene så er det hensiktsmessig å måle flest mulig relevante parametere. Da ikke alle enkelt kan måles med sensorer så skal vi undersøke i hvilken grad vi kan forutsi parametere basert på andre parametere som lettere er tilgjengelig. Dette skal vi gjøre ved hjelp av statistiske metoder og gjennom symbolsk regresjon med genetiske algoritmer.

4.1 Omfang og utvalg

Hensikten er som sagt å estimere vanskelige måleparametere slik som Tot-P, COD, BOD og tot-N ved hjelp av parametere som er enklere å måle slik som volumstrøm, pH, temperatur, konduktivitet, SS og ammoniakk.

Så vi ønsker å måle flest mulig av disse parametrene slik at man kan gjøre matematiske analyser av datapunktene vi samler. Men vi har ikke målt BOD eller konduktivitet. Temperaturen er også stabil på 14.5 så det er heller ikke tatt med i analysen.

Grunnen til at BOD ikke måles er fordi det behøver 5 dager per prøve og hver gang så kan vi kun måle 6 prøver. Siden vi har 36 prøver hver dag så er ikke dette hensiktsmessig. Verdier for BOD bør derfor gjøres på et annet tidspunkt, dessuten tar det tid fra prøven blir tatt til BOD kan bli målt slik at BOD verdien allerede vil forandre seg da man undersøker, så det ville vært meningsløst.

Konduktivitet skulle i utgangspunktet bli målt, men på grunn av signalproblemer mellom sensor og SCADA systemet på rensanlegget så er disse verdiene ikke dokumentert, men metodene som blir brukt i oppgaven kan bli tatt i bruk om disse parametrene også blir tilgjengelige.

Tot-N er dyrt å analysere så det er tatt veldig få prøver av det. Og er derfor å forvente å ikke gi gode tall, men skal analyseres også.

Analysen skal altså derfor finne estimeringer av de vanskelige parametrene Tot-P, COD og tot-N ved hjelp av parametrene volumstrøm, pH, SS og Ammoniakk.

4.2 Innsamling av data

Innsamling av data skjedde på Solumstrand renseanlegg hvor man tok prøver hver time over ett døgn. Ved innslippet til renseanlegget, etter biologisk behandling og ved utslippet.

Den biologiske behandlingen er 8 Aerobiske KaldnesTM MBBR tanker på fire parallelle linjer, så vannet går gjennom to tanker av dette som biologisk behandling. Funksjonen av dette systemet er hovedsakelig for å fjerne organisk materiale fra avløpsvannet og ikke fjerne ammoniakk på grunn av at den har lav oppholdstid (kun 1.6 timer).

Etter dette så er det behandling ved hjelp av tilsetning av kjemiske fellingsmidler og flokkulering for å fjerne fosfor og separere partikler.

Hvert av stedene hadde en prøvetakingsmaskin som tok prøver hver time over 24 timer. Til sammen ble det gjort prøver i 5 døgn i Juni-Juli 2015.

Det er også gjort prøver i 5 døgn i 2016 på samme måte hvor samme målinger ble gjort. Målingene blir delt opp i tre forskjellige grupper, en til å bygge modellen og en til å validere modellen samt en siste som er kun til å teste modellene. De prøvene som er gjort i 2016 blir brukt til å teste modellene siden resultatene kommer så sent under skrivingen av masteroppgaven.

4.3 Verktøy og analytiske metoder

Fra hvert av prøvene gjorde vi varierte målinger, tabeller over målingene som ble gjort kan man finne i Appendiks A. Kjemisk oksygenforbruk (COD) og filtrert kjemisk oksygenforbruk (SCOD) ble målt med Hach Lange metoder. Ammoniakk, Portofosfater (OP), Total fosfor (TP) og total Nitrogen (TN) ble målt med kolorimetriske metoder. PH ble målt med en elektrode pH-måler og suspendert stoff (SS) ble målt med standard metoder for eksaminering av vann og avløpsvann (APHA 2012).

Først ser vi på den multiple lineære regresjonsmodellen beskrevet i (Wanga, Ratnaweeraa, Holm, og Olsbu 2016) ved bruk av R, så bruker vi de samme dataene ved hjelp av symbolsk regresjon med genetiske algoritmer (Schmidt og Lipson 2009) dette blir gjort med verktøyet Eureka (Schmidt og Lipson 2014).

4.3.1 Multippel lineær regresjon

Multippel lineær regresjon er når man har en regresjon med mer enn en forklaringsvariabel. Her bruker man minste kvadraters metode for å lineært ha en modell som er tilpasset dataene.

Dette ble brukt av (Wanga, Ratnaweeraa, Holm, og Olsbu 2016) og det er også en vanlig regresjonsmetode som er i bruk. Det kan derfor brukes som kontroll iforhold til den symbolske regresjonsmetoden (Eureka) som kommer senere.

4.3.1.1 Metoder for å unngå overtilpassing

I regresjonsanalyse så er overtilpassing et stort problem. En overtilpasset modell kan føre til at verdier slik som p-verdier og R^2 er misledende. Men det er visse metoder for å unngå dette.

En overtilpasset modell er en modell som er alt for komplisert for datasettet som man har tilgjengelig. Når dette skjer så kan modellen være tilpasset tilfeldige trekk og egenskaper i akkurat de prøvene vi har istedenfor å reflektere modellen som en helhet.

Hvis du dermed tar en annen samling med prøver så vil en overtilpasset modell ikke være bra nok tilpasset de nye data vi har tilgjengelig. Istedenfor så ønsker vi å approksimere den ekte modellen for fremtidige verdier. Vår modell bør derfor ikke bare passe vår nåværende prøve, men også nye prøver.

For å unngå overtilpassing i regresjonsmodellen så tar man ibruk p-verdien til hjelp for å undersøke om hver av parameterne involvert bidrar signifikant til løsningen. Hvis p-verdien er over den valgte grensen (altså mer enn 5%) så blir parameteren fjernet fra modellen. En liten p-verdi (≥ 0.05) indikerer sterke bevis mot null-hypotesen slik at den er forkastet.

4.3.2 Eureka

Eureka er et verktøy som lages av firmaet Nutonian (Schmidt og Lipson 2014) som fortjener litt entusiasme. Man kan legge til informasjon fra helt vanlige regneark og etter at dette er lagt til så kan applikasjonen selv forme hypoteser om data som er lagt til og begynne å bygge og kjøre modeller til å teste dem. Dette kan den iterativt gjøre milliarder av ganger om igjen og om igjen til den finner den beste matematiske formelen som forklarer datapunktene vi har lagt til.

Dette gjøres gjennom en prosess som kalles "symbolsk regresjon". Symbolsk regresjon virker gjennom å søke gjennom å søke gjennom matematiske modeller som best passer parameterne og verdiene den har fått både med hensyn til modellens nøyaktighet når den forutsier verdier samt også modellens kompleksitet. I motsetning til tradisjonelle lineære og ikke-lineære regresjonsmetoder som tilpasser parameterne til en formel som har en spesifikk form så vil symbolsk regresjon søke gjennom både parameterne og formen som modellen kan ha samtidig. De første modellene er formet gjennom å tilfeldig kombinere matematiske byggeblokker slik som aritmetiske operasjoner (+, -, /, ·), analytiske funksjoner (slik som for eksempel cosinus og sinus), konstanter og tilstandsvariabler. Nye formler og modeller er formet ved å kombinere tidligere formler mens man varierer delene i formlene. Algoritmen tar vare på formler som beskriver den matede data bedre enn andre formler mens den kaster bort formler som ikke gir gode resultater. Etter at formelen har oppnådd en viss grad av nøyaktighet så terminerer algoritmen og presenterer en modell som best beskriver det underliggende forholdet som er observert i systemet. Dette blir gjort flere ganger med små forandringer slik at man iterativt beveger seg mot det som ideelt sett er en enkel modell, men samtidig nøyaktig. (Schmidt og Lipson 2009)

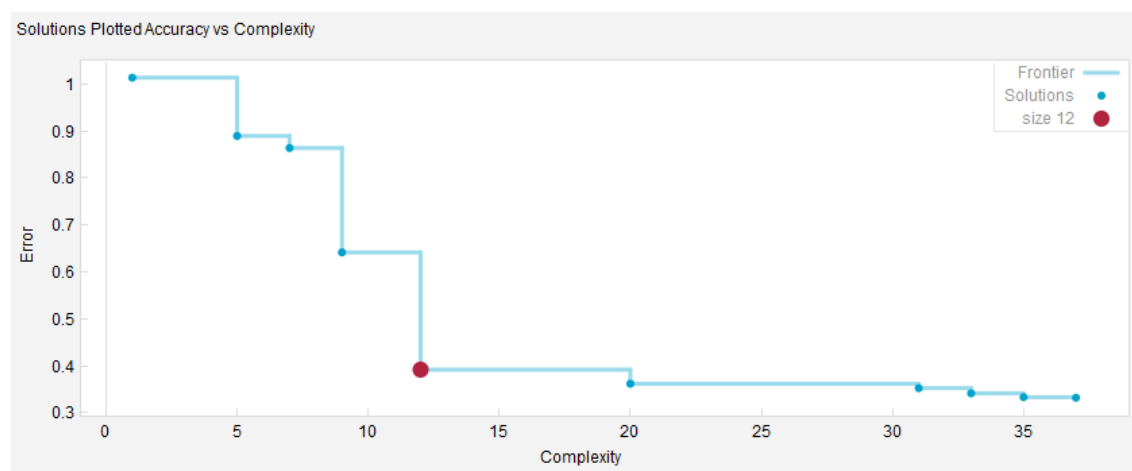
Fordelen med dette er at det ikke blir gjort antagelser i begynnelsen og man kan finne relasjoner som man ellers ikke ville funnet med vanlige metoder. Eureka er relativt nytt

og har blitt brukt til forskning i en rekke helt forskjellige fagfelt fra Astronomi, kjemi, biologi til fagfelt som medisin, psykologi og datavitenskap.

4.3.2.1 Metoder for å unngå overtilpassing

Erfaring med verktøyet viser at Nutonian ser potensialet for 'overtilpassing' og tok steg for å adressere det. Først bør det nevnes at overtilpassing er vanlig i stort sett alle modelleringsverktøy og statistiske metoder. Man kan ha små målefeil, merkelige målinger, samt man kan inkludere parametere som man antar korrelerer, men som ikke faktisk har en statistisk signifikant korellasjon.

Men Eureka har innebygget god oversikt over når overtilpassing kan være et problem og bruker driftsprinsipper som minsker problemet med overtilpassing. Eureka rapporterer ikke kun EN modell, bortsett fra hvis relasjonen er triviell og løsningen er eksakt. Eureka tilbyr et diagram av pareto fronten av løsningene som er lokalt dominante når det gjelder både minimum feil samt minst kompleks slik som for eksempel Figur 4.1 hvor et slikt punkt er fremhevet. En typisk kjøring av Eureka vil gi et dusin mulige modeller for å beskrive datane. Den minste av disse er som regel enklest mulig, en simpel konstant som relaterer til gjennomsnittet av modellens variable verdier. Så kanskje en modell med en konstant og et enkelt variabel, kanskje multiplisert med en faktor. Størrelsen og kompleksiteten av modellene vokser langs Pareto fronten mens feil raten minker. Dette er som forventet, å legge til termer på modellen øker tilpassingen, men kan også føre til overtilpassing.



Figur 4.1: Paretofront for kjøringen av $SCOD_{inn}$

Eureka viser Pareto fronten grafisk og gjør det dermed visuelt mulig å plukke ut hvor det er store reduksjoner i feil med små forandringer i modellens kompleksitet. Det er ved disse punktene i Pareto fronten hvor det er sannsynlig å finne løsningen som maksimalt informerer når det gjelder hva dataverdiene har å si. Det overordnede målet med Eureka er å finne nøyaktig de modellene som både er simple og nøyaktige. Eureka kan også uttrykke feilene som Akaike informasjonskriterium, som kombinerer god modelltilpassing med modell-enkelhet for å unngå overtilpassing. Eureka følger også modellens egenskap til å forutsi verdier ved å la en del av dataen være reservert for validering. Så selv om modellen følger treningsdata veldig godt så vil en reduksjon i ytelse hos valideringsdata

gå imot modellen slik at den ikke blir spart. Ved fullstendig automatikk så vil Eureqa sette til side tilfeldige data for validering hvis man ikke spesifiserer valideringsdata selv.

Selvfølgelig så kan overtilpassing likevel forekomme når man bruker Eureqa, hvis man alltid velger den mest komplekse formelen som Eureqa gir så vil man få en overtilpasset verdi. Men det er gjort enkelt å unngå overtilpassing.

I tillegg så har det blitt gjort 2 kjøring av Eureqa for hver parameter. Den første kjøringen så har vi brukt KUN de parametrene som er funnet å være statistisk signifikante i den multiple regresjonsmodellen så vi tar i bruk teknikken mot overtilpassing fra den lineære regresjonsmodellen. Men det kan også være slik at det kan finnes et annet forhold i data som ikke ble funnet med lineær regresjon så det blir også gjort en kjøring hvor alle relevante parameterene er inkludert (for eksempel alle 'enkelt målte' parameterene ved innløpet for å beskrive de 'vanskelig målte' variablene).

Hver kjøring vil ha en rekke modeller som kan være relevante, det blir derfor listet opp flere modeller som kan være gode. Dette blir så sammenlignet med den multiple regresjonsmodellen på data som er tatt flere måneder etterpå også ser vi om de er like.

Når modellene er kjørt så velges 4 modeller for hver parameter, modellene er de som virker å være best med hensyn til både minst feil og minst kompleksitet, bortsett fra den siste i hver gruppe som er den mest komplekse modellen som Eureqa lager. Dette er modellen med mest fare for overtilpassing, men ved å undersøke denne også så ser vi hvor nøyaktig denne modellen er til tross for at den er den mest komplekse, dette for å undersøke hvor godt den mest komplekse modellen er når den blir utsatt for nye data, kanskje den egentlig bare viser ukjente komplekse relasjoner vi ikke forstår?

For å unngå overtilpassing så er det her brukt KUN de variablene som ble ansett for å være signifikante ved multippel lineær regresjon.

Kapittel 5

Resultater

Alle formler og statistiske verdier her er regnet ut basert på det datautvalget som modellene er bygget på. De data og verdier i neste kapittel er derfor anderledes fordi de er bygget på helt andre data-verdier, men dette kommer vi tilbake til. Utregningen foregår på samme måte.

$$MS_{error} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2$$

Hvor \hat{Y}_i er en vektor med n estimerte verdier og Y_i er en vektor med n observerte verdier.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum(Y_i - \bar{Y})^2}$$

Hvor \hat{Y}_i og Y_i betyr det samme som i forrige formel og \bar{Y} er det aritmetiske gjennomsnittet av de observerte tallene.

$$\alpha = 0,05$$

5.1 Multipel lineær regresjon

5.1.1 COD og SCOD

COD og SCOD ved innslippet til renseanlegget

$$COD_{inn} = 3094,28 - 0,9284Ammoniakk_{inn}^2 + 66,05Ammoniakk_{inn} - 552,75pH_{inn} + 1,125SS_{inn} \quad (5.1)$$

$$R^2: 0,791$$

$$p\text{-verdi: } < 2.2 \times 10^{-16}$$

$$SCOD_{inn} = 3032,43 - 0,6295Ammoniakk_{inn}^2 + 45,29Ammoniakk_{inn} - 503,64pH_{inn} \quad (5.2)$$

R^2 : 0,716

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

COD og SCOD ved utslippet til renseanlegget

$$COD_{ut} = 330.619 - 40,92pH_{ut} + 0,5213SS_{ut} \quad (5.3)$$

R^2 : 0,245

p – verdi: 8.645×10^{-6}

$$SCOD_{ut} = 393,05 - 51,79pH_{ut} \quad (5.4)$$

R^2 : 0,0833

p – verdi: 0,004347

5.1.2 Tot-P og Ortho-P

Tot-P og Orto-P ved inslippet til renseanlegget

$$TotP_{inn} = 7,5828 - 0,004597Ammoniakk_{inn}^2 + 0,3104Ammoniakk_{inn} - 1,4646pH_{inn} + 0,0116SS_{inn} \quad (5.5)$$

R^2 : 0.790

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

$$OrtoP_{inn} = 7,6363 - 0,002547Ammoniakk_{inn}^2 + 0,1734Ammoniakk_{inn} - 1,3148pH_{inn} + 0,0006187Volumstrom \quad (5.6)$$

R^2 : 0.4028

p – verdi: 1.262×10^{-9}

Tot-P og Orto-P ved utslippet til renseanlegget

$$TotP_{ut} = N/A \quad (5.7)$$

R^2 : N/A

p -verdi: N/A N/A

Ingen gode korellasjoner for $TotP_{ut}$ etter å ha gjort analyser av parameterene for å unngå overfitting.

$$OrtoP_{ut} = 0,1082 + 1.162 \times 10^{-5} Ammoniakk_{inn}^2 - 1.721 \times 10^{-2} pH_{ut} \quad (5.8)$$

R^2 : 0.541

p -verdi: 0.0002811

5.1.3 Tot-N

Tot-N ved inslippet til renseanlegget

$$TotN_{inn} = 20,251 - 0,732 Ammoniakk_{inn} \quad (5.9)$$

R^2 : 0,5937

p -verdi: 3881×10^{-8}

5.2 Genetisk programmeringsbasert symbolsk regresjon [Eureqa]

Her velges 4 modeller for hver parameter, modellene er de som virker å være best med hensyn til både minst feil og minst kompleksitet, bortsett fra den siste i hver gruppe som er den mest nøyaktige modellen som Eureqa lager.

De 3 modellene som velges ut (bortsett fra den som velges ut fordi den er den mest komplekse og 'nøyaktige' iforhold til data den er basert på) er valgt ut på grunnlag av Akaike Informasjonskriterium (AIC) som er definert som:

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

Hvor k er antallet estimerte parametere i modellen og L er maksimum verdien fra likelihood-metoden. AIC er et mål av kvaliteten til modellen i forhold til andre modeller. Utvalgene er basert på AIC, men om modellene er for like hverandre så tar man noen som er lenger nede på listen.

Den eneste modellen som ikke velges ut på grunnlag av best AIC verdier er den modellen som velges nettopp fordi den er mest kompleks og nøyaktig dette er modellen med mest fare for overtilpassing, men ved å undersøke denne også så ser vi hvor nøyaktig denne modellen er til tross for at den er den mest komplekse, dette for å undersøke hvor godt den mest komplekse modellen er når den blir utsatt for nye data, kanskje den egentlig bare viser ukjente komplekse relasjoner vi ikke forstår? For å unngå overtilpassing så er det her brukt KUN de variablene som ble ansett for å være signifikante ved multipl linear regresjon.

5.2.1 COD

COD og SCOD ved inslippet til rensanlegget

Algoritmen som skulle finne $COD_{inn} = f(SS_{inn}, Ammoniakk_{inn}, Ph_{inn})$ ble kjørt i 91 timer, 13 minutter og 4 sekunder. Med 6.8×10^{11} iterasjoner.

$$COD_{inn} = 4760.25142487812 + SS_{inn} - \frac{9114.79354426909}{Ammoniakk_{inn}} - 584.000615850129 * pH_{inn} \quad (5.10)$$

$$R^2: 0.77264249$$

$$MS_{error}: 11050.45$$

$$COD_{inn} = 4797.69538934623 + SS_{inn} - \frac{130331}{Ammoniakk_{inn}^2} - 611.686274048998 * pH_{inn} \quad (5.11)$$

$$R^2: 0.78847253$$

$$MS_{error}: 10281.049$$

$$COD_{inn} = 106.285447761957 + SS_{inn} + 153.362762059663 * Ammoniakk_{inn} + \frac{233.472985821647}{(152.80084744285 - SS_{inn})} - 20.6749965641763 * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} \quad (5.12)$$

$$R^2: 0.84279583$$

$$MS_{error}: 7640.7277$$

$$COD_{inn} = 112.624628956876 + \frac{462535935.601004}{SS_{inn}^3} - \frac{8739275.2779147}{SS_{inn}^2} + \frac{825.1413302445 * Ammoniakk_{inn}}{pH_{inn}} + \frac{11291.5072828323}{(6792.9888252972 - 44.4461274192412 * SS_{inn})} - 80.7211552503364 * Ammoniakk_{inn} - 0.464438530886113 * Ammoniakk_{inn}^2 \quad (5.13)$$

R^2 : 0.89309245

MS_{error} : 5196.1186

Algoritmen som skulle finne $SCOD_{inn} = f(Ammoniakk_{inn}, Ph_{inn})$ ble kjørt i 91 timer, 13 minutter og 3 sekunder. Med 6.8×10^{11} iterasjoner.

$$SCOD_{inn} = 4006.62030821282 + -5849.99946312418/Ammoniakk_{inn} - 504.241024862365 * pH_{inn} \quad (5.14)$$

R^2 : 0.69467469

MS_{error} : 6775.3878

$$SCOD_{inn} = 4069.13261501013 + \frac{2281.42885380936}{(9.8827456074238 - Ammoniakk_{inn})} - 524.292766182616 * pH_{inn} \quad (5.15)$$

R^2 : 0.70610352

MS_{error} : 6521.7738

$$SCOD_{inn} = 3755.07825936953 - \frac{5538}{Ammoniakk_{inn}} + \frac{165547.409404925}{(756677 - 110321.223913737 * pH_{inn})} + \frac{98368.5540899319}{(756707 - 115503.522594216 * pH_{inn})} - 469.306509031914 * pH_{inn} \quad (5.16)$$

R^2 : 0.84178721

MS_{error} : 3510.8553

$$SCOD_{inn} = 1324.42326471467 + 36.4913429808961 * Ammoniakk_{inn} + \frac{169041.638033424}{(756686 - 110320.556046998 * pH_{inn})} + \frac{103631.136134017}{(756710 - 115500.442952257 * pH_{inn})} - 0.496239460003607 * Ammoniakk_{inn}^2 - 34.1118170767909 * pH_{inn}^2 \quad (5.17)$$

R^2 : 0.85336615

MS_{error} : 3253.9105

COD og SCOD ved utslippet til rensanlegget

Algoritmen som skulle finne $COD_{ut} = f(pH_{ut}, SS_{ut})$ ble kjørt i 91 timer, 13 minutter og 5 sekunder. Med 6.7×10^{11} iterasjoner.

$$COD_{ut} = 80.3146739515729 * pH_{ut} + \frac{1.29010968487022 * SS_{ut}}{(2.93276846279147 * pH_{ut} - 17.8739406949215)} - 471.427493531949 - 0.00946531795751288 * SS_{ut}^2 \quad (5.18)$$

$$R^2: 0.57851926$$

$$MS_{error}: 679.37061$$

$$COD_{ut} = 6.21133928639761 * pH_{ut}^2 + \frac{1.2999611930618 * SS_{ut}}{(2.93041234308846 * pH_{ut} - 17.8560596553408)} - 211.964465773374 - 0.00950304692151022 * SS_{ut}^2 \quad (5.19)$$

$$R^2: 0.58074025$$

$$MS_{error}: 675.79068$$

$$COD_{ut} = 41.7637135466941 + 1.55498058326656e - 22 * 2822^{pH_{ut}} + \frac{1.14198279752657 * SS_{ut}}{(2.9306813012351 * pH_{ut} - 17.8532601117561)} - 0.00792482078890287 * SS_{ut}^2 \quad (5.20)$$

$$R^2: 0.64047256$$

$$MS_{error}: 579.51018$$

$$COD_{ut} = pH_{ut}^2 + 1.18190728197302e - 23 * SS_{ut} * 2822^{pH_{ut}} + \frac{1.27646608537866e22 * SS_{ut}}{2822^{pH_{ut}}} + (pH_{ut} * SS_{ut}^2 + \frac{(1.82345976844011e - 22 * 2822^{pH_{ut}})^{(-16)}}{(pH_{ut} * SS_{ut}^2 + (1.82345976844011e - 22 * 2822^{pH_{ut}})^{(-16)}) - 28637.903442017} - 28637.903442017 - \frac{(pH_{ut} * SS_{ut}^2)}{(pH_{ut} * SS_{ut}^2 + (1.82345976844011e - 22 * 2822^{pH_{ut}})^{(-16)}) - 28637.903442017})) - 6.69830225656406e - 5 * SS_{ut}^3 \quad (5.21)$$

$$R^2: 0.81386745$$

$$MS_{error}: 300.02078$$

Algoritmen som skulle finne $SCOD_{ut} = f(pH_{ut})$ ble kjørt i 91 timer, 12 minutter og 5 sekunder. Med 6.9×10^{11} iterasjoner.

$$SCOD_{ut} = 50.8204608441241 + \frac{0.381897320078621}{(pH_{ut} - 6.11963873833367)} + 6.40463264929993e - 14 * (0.415072767486819 * pH_{ut} - 2.61491454756055)^{(-6)} \quad (5.22)$$

R^2 : 0.42642734

MS_{error} : 681.43835

$$SCOD_{ut} = 56.0528339945219 - \frac{12.4269835779485}{(20.4737115772907 * pH_{ut} - 125.539650067513)} + 6.44166936127677e-14 * (0.414992747353337 * pH_{ut} - 2.61441591346642)^{(-6)} \quad (5.23)$$

R^2 : 0.42465188

MS_{error} : 683.54771

$$SCOD_{ut} = 352.32286060684 + \frac{0.9897866890762}{(6.13924113891115 - pH_{ut})} + 6.00693270989973e-14 * (0.415073109394442 * pH_{ut} - 2.61491881842337)^{(-6)} - 45.4226004009238 * pH_{ut} \quad (5.24)$$

R^2 : 0.47365325

MS_{error} : 625.33118

$$SCOD_{ut} = 7844.15724863162 + 181.10544250419 * pH_{ut}^2 - \frac{4.03495272546525}{(20.4722273936678 * pH_{ut} - 128.352435298142)} - \frac{22.4306119533855}{(20.4800823724092 * pH_{ut} - 125.826540197405)} + 6.78395498393944e-14 * (0.415072767486819 * pH_{ut} - 2.61491502650393)^{(-6)} - 2376.4620372447 * pH_{ut} \quad (5.25)$$

R^2 : 0.65229633

MS_{error} : 413.09259

5.2.2 Tot-P og Orto-P

Tot-P og Orto-P ved innslipet til renseanlegget

Algoritmen som skulle finne $TotP_{inn} = f(Ammoniakk_{inn}, pH_{inn}, SS_{inn})$ ble kjørt i 91 timer, 11 minutter og 28 sekunder. Med 6.8×10^{11} iterasjoner.

$$TPi = 1.88886904784039 + 0.108632932843615 * SS_{inn} + \frac{0.000229380855930779 * SS_{inn}^2}{(13.6105625439829 - Ammoniakk_{inn})} - 0.0130885705613222 * SS_{inn} * pH_{inn} \quad (5.26)$$

R^2 : 0.88062663

MS_{error} : 0.24984271

$$TPi = 2.66241940063005 + 0.101194424075592 * SS_{inn} + \frac{4.25007589183825}{(14.651205124699 - Ammoniakk_{inn})} - 0.0128332595234092 * SS_{inn} * pH_{inn} \quad (5.27)$$

R^2 : 0.85395831

MS_{error} : 0.30565821

$$TPi = 2.46007945040409 + 0.113376984311174 * SS_{inn} + \frac{0.0439311008655354 * SS_{inn}}{(13.7969026464344 - Ammoniakk_{inn})} - 0.0142757494882158 * SS_{inn} * pH_{inn} \quad (5.28)$$

R^2 : 0.86592085

MS_{error} : 0.28062119

$$TPi = 3.00307551172001 + 0.103356069890615 * SS_{inn} - \frac{39.6110879291224}{SS_{inn}} - \frac{0.0262551194527526}{(0.0298979816212844 * SS_{inn} - 3.24405750348463)} + \frac{0.000393430965900601 * SS_{inn}^2}{(12.6226254443396 - Ammoniakk_{inn})} - 0.0350702792229906 * Ammoniakk_{inn} - 0.011871012286333 * SS_{inn} * pH_{inn} \quad (5.29)$$

R^2 : 0.91856586

MS_{error} : 0.17043773

Algoritmen som ble brukt til å finne $OrtoP_{inn} = f(Ammoniakk_{inn}, pH_{inn}, Volumstrm)$ ble kjørt i 91 timer, 11 minutter og 28 sekunder. Med 6.8×10^{11} iterasjoner.

$$OrtoP_{inn} = 149.740505402278 - \frac{467.456197369478}{pH_{inn}} - 11.592886777094 * pH_{inn} \quad (5.30)$$

R^2 : 0.45983736

MS_{error} : 0.21740383

$$OrtoP_{inn} = 14.5349385546188 - 1.82150119208654 * pH_{inn} - 1016.69416689819 * 0.676661987806793^{Ammoniakk_{inn}} \quad (5.31)$$

$$R^2: 0.49716424$$

$$MS_{error}: 0.20238057$$

$$OrtoP_{inn} = 180.967672061616 - \frac{567.742773259118}{pH_{inn}} + 6.4376779921666e - 20 * pH_{inn}^{(1.14746302956231e-5 * Volumstrm * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn}^2)} - 14.0152423877337 * pH_{inn} \quad (5.32)$$

$$R^2: 0.61285527$$

$$MS_{error}: 0.15581742$$

Den siste modellen er så kompleks at den ikke vises skikkelig med vanlig latex, så tallene er her mye forkortet. utregningene derimot skjer med alle desimaltallene. 'volumstrøm' er også forkortet til VLS

$$OrtoP_{inn} = 2.134 + 1.5188 * (2.1^{Ammoniakk_{inn}})^{(-75472/2.1^{Ammoniakk_{inn}})} + \frac{0.02}{(5.3 \times 10^{-21} * pH_{inn}^{(7.8 \times 10^{-5} * VLS * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn})} + 4.6 \times 10^{-13} (1.6 \times 10^{-19} * pH_{inn}^{(7.8 \times 10^{-5} * VLS * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn})})} - 0.000635629604543082 * 3.14459394845386^{pH_{inn}} \quad (5.33)$$

$$R^2: 0.6927312$$

$$MS_{error}: 0.12366908$$

Orto-P ved utslippet til rensenanlegget

Algoritmen som ble brukt til å finne $OrtoP_{ut} = f(Ammoniakk_{ut}, pH_{ut})$ ble kjørt i 91 timer, 11 minutter og 1 sekunder. Med 6.3×10^{11} iterasjoner.

$$OrtoP_{ut} = \frac{0.00465756364515385}{(5.91619754597986 - pH_{ut})} \quad (5.34)$$

$$R^2: 0.34929111$$

$$MS_{error}: 2.7799661 \times 10^{-5}$$

$$OrtoP_{ut} = \frac{0.000150875089527358 * Ammoniakk_{ut}}{(5.89546259564758 - pH_{ut})} \quad (5.35)$$

R^2 : 0.49175903

MS_{error} : 2.171313×10^{-5}

$$OrtoP_{ut} = 0.0872322570876571 + 0.000797510018953816 * Ammoniakk_{ut} - 0.0160811305400604 * pH_{ut} \quad (5.36)$$

R^2 : 0.54569172

MS_{error} : 1.9409012×10^{-5}

$$OrtoP_{ut} = \frac{108.53088741041}{Ammoniakk_{ut}} + (0.0232530682345784 * Ammoniakk_{ut})^{108.53088741041} + (1.11648950295695e16 * (0.0112644925579129 * Ammoniakk_{ut})^{Ammoniakk_{ut}} + 3.17219823738981e23 * 0.000238675738748879^{(0.0232530682345784 + pH_{ut} + 426863547.515584 * (0.0232530682345784 * Ammoniakk_{ut})^{108.53088741041})} - \frac{1862.58948324285}{Ammoniakk_{ut}^2} - 1.63666901897246 \quad (5.37)$$

R^2 : 0.80710959

MS_{error} : 8.2406868×10^{-6}

5.2.3 Tot-N

Tot-N ved innslippet til renseanlegget

Algoritmen som ble brukt til å finne $TotN_{inn} = f(Ammoniakk_{inn})$ ble kjørt i 91 timer, 11 minutter og 9 sekunder. Med 6.3×10^{11} iterasjoner.

$$TotN_{inn} = 20.1460509977837 + 0.728926762371824 * Ammoniakk_{inn} \quad (5.38)$$

R^2 : 0.58129152

MS_{error} : 35.469184

$$TotN_{inn} = 93.6332960288937 + \frac{3249.34443007392}{(-34.3766582836615 - Ammoniakk_{inn})} \quad (5.39)$$

R^2 : 0.62379845

MS_{error} : 31.868383

$$\begin{aligned}
TotN_{inn} = & 66.2171877798237 - \frac{629.276603053819}{Ammoniakk_{inn}} \\
& + \frac{29.9302366713814}{(1751.72303871958 - 65.515081142463 * Ammoniakk_{inn})} \quad (5.40)
\end{aligned}$$

R^2 : 0.79372609

MS_{error} : 17.473655

$$\begin{aligned}
TotN_{inn} = & 132.75859948792 - \frac{3019.96320770237}{Ammoniakk_{inn}} \\
& + 1.03228128821839e - 26 * 2.66721332468523^{Ammoniakk_{inn}} + \frac{22416.5695776796}{Ammoniakk_{inn}^2} \\
& + \frac{9.8399563971851}{(1043.3025736954 + Ammoniakk_{inn}^2)} - 65.7684084964335 * Ammoniakk_{inn} \\
& - 1.04295128808509e - 18 * 2.66721332468523^{Ammoniakk_{inn}} \\
& - 0.0128711241472588 * Ammoniakk_{inn}^2 \quad (5.41)
\end{aligned}$$

R^2 : 0.93826447

MS_{error} : 5.2296742

Kapittel 6

Drøfting

6.1 Analyse av statistiske modeller

Så vi skal undersøke om de modellene vi har fra Eureka er bedre enn den multiple regresjonen. Det er ingen konvensjonelle statistiske metoder å sammenligne modeller som kommer fra multippel regresjon med modeller som kommer fra genetisk algoritmebasert symbolsk regresjon. Så vi kommer til å se på hvordan tilnærmingsfeil modellene har. Vi kommer til å bruke en rekke diagrammer og feilverdier for å numerisk analysere modellene. La oss først få listet opp feilverdiene og diagrammene. Så diskuterer vi dem.

6.1.1 Feilverdier ved validering av modellene

De statistiske feilverdiene vil i denne oppgaven der det påvirker forkortelsen ha engelske uttrykk. Feilverdiene vi skal se på er:

- Mean squared error (MSE) og roten av denne (RMSE) som er justert for antall frihetsgrader.
- Mean absolute error (MAE)
- Mean absolute percentage error (MAPE)
- Mean signed error (ME)
- Mean percentage error (MPE)
- Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient (COR)

Definisjonen av disse er:

$$MSE = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2$$

$$RMSE = \sqrt{MSE} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2}$$

$$ME = \sum_{i=1}^n \frac{\hat{Y}_i - Y_i}{n}$$

$$MPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{Y_i - \hat{Y}_i}{Y_i}$$

$$COR = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{\hat{Y}})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{\hat{Y}})^2 \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}}$$

Hvor \hat{Y}_i er en vektor med n estimerte verdier og Y_i er en vektor med n observerte verdier og \bar{Y} er det aritmetiske gjennomsnittet av de observerte tallene.

De data som vi tester modellene med er data som er tatt på vårparten av 2016 (Se Tillegg B). Noe som vil si at det har en annen karakter enn de data modellene er bygget på som er data som er tatt sommeren 2015. Denne data som vi tester modellene med har noe smeltevann, og siden det har en annen karakter så er det også data som gjør at vi kan se om modellene holder mål. Om de er gode nok til å si noe som helst om avløpsparameterene generelt.

Vi kommer til å se på en rekke feilverdier for å sammenligne hvor gode modellene er i forhold til hverandre basert på både absolutt or relativt grunnlag.

Multipel regresjon = MLR

Symbolisk regresjon modell 1 = SR1

Symbolisk regresjon modell 2 = SR2

Symbolisk regresjon modell 3 = SR3

Symbolisk regresjon modell 4 = SR4

6.1.2 Diagrammer

6.1.3 Diskusjon av modellene

6.1.3.1 MSE og RMSE

Hvis det er en statistikk som vanligvis blir regnet som viktigst så er det roten av MSE eller RMSE. Dette er en verdi som viser bredden av konfidensintervallet for de estimerte verdiene. En tommelfinger-regel er at en 95% konfidensintervall er omtrentlig lik pluss/minus 2 standard feil (RMSE).

6.1.3.2 ME og MPE

ME og MPE er begge verdier som hovedsakelig måler bias i modellen. Hvis modellen systematisk estimerer lavere eller høyere enn verdiene. Men selv om verdiene er rundt 0

så kan det likevel være slik at modellen ikke er veldig nøyaktig, den bare er like unøyaktig både over og under de virkelige verdiene. Det er likevel hensiktsmessig å se om det er noen systematisk bias i modellen.

6.1.3.3 COR

COR er enkelt og greit et mål på hvor godt modellen samsvarer med de observerte empiriske data.

6.1.3.4 COD_{inn}

Tabell 6.1: Verdier for COD_{inn} modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,5630	0,5520	0,2101	0,6044	0,0174
MSE	64231,66543	65496,61	368416,6	47319,68	2,02E+09
RMSE	253,4396682	255,923	606,9733	217,5309	44905,5
ME	-94,8911	-27,5956	-151,747	40,56503	5424,792
MPE	0,067014	0,111159	0,379765	0,110096	0,544116
COR	0,750303	0,742976	0,458335	0,777449	-0,13184

Vi ser her fra Tabell 6.1 at modell nummer 3 har litt høyere korrelasjonskoeffisient (COR) enn den multiple regresjonen gav, la oss undersøke om de er veldig forskjellige eller om det dreier seg om helt forskjellige tilnærminger, for enkelhetens skyld så forkorter vi formell 5.12 til

$$COD_{inn} = 106.3 + SS_{inn} + 153.4 \cdot Ammoniakk_{inn} + \frac{233.5}{(152.8 - SS_{inn})} - 20.7 \cdot Ammoniakk_{inn} \cdot pH_{inn}$$

Så ser vi på partiellderivasjonene av denne:

$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial SS_{inn}} = 1 + \frac{5825}{(764 - 5 \cdot SS_{inn})}$$

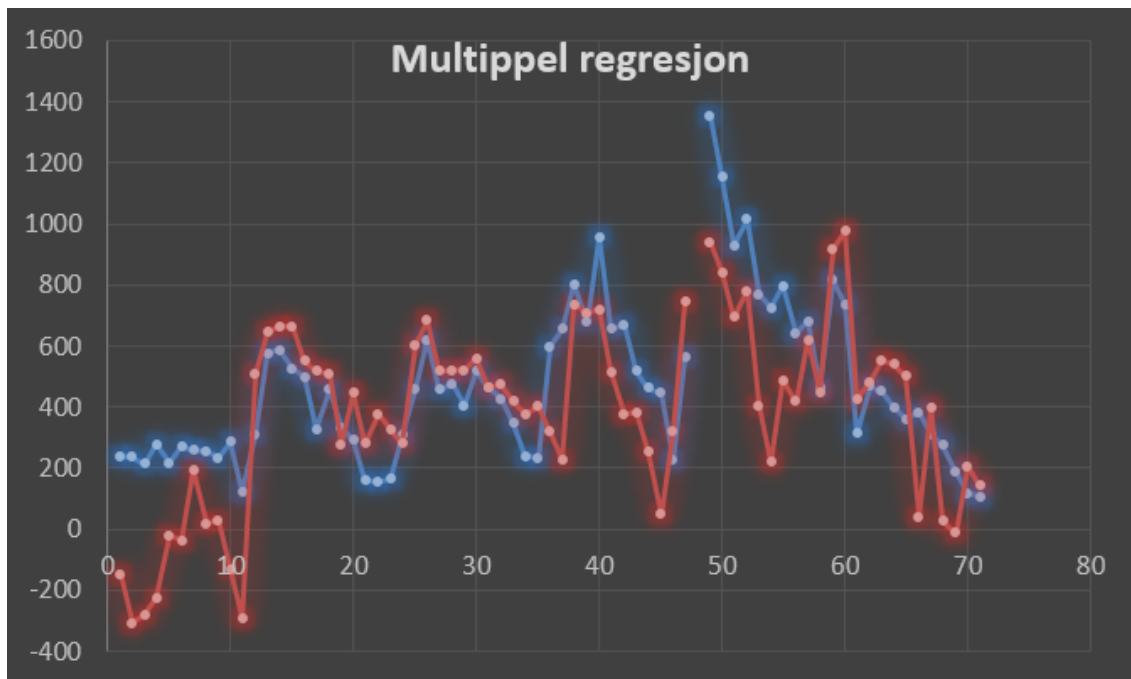
$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial Ammoniakk_{inn}} = 153.4 - 20.7 \cdot Ammoniakk_{inn}$$

$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial pH_{inn}} = -20.7 \cdot pH_{inn}$$

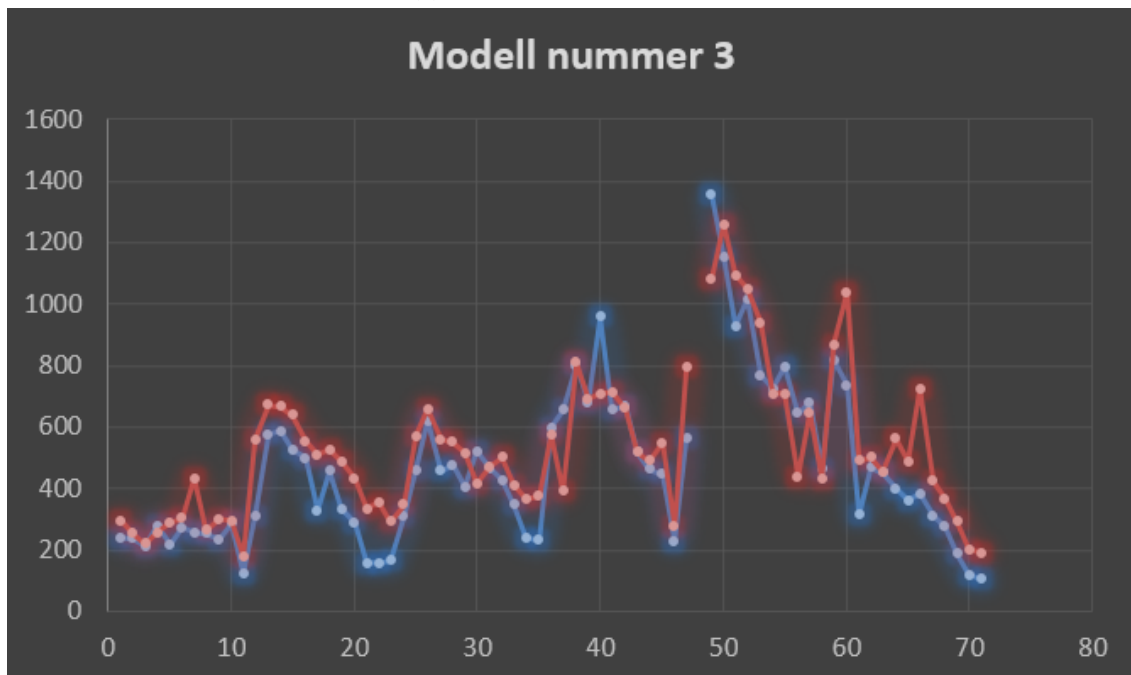
Deretter så ser vi på den formell 6.1.3.4 som vi har fra multippel regresjon.

$$COD_{inn} = 3094,28 - 0,9284 Ammoniakk_{inn}^2 + 66,05 Ammoniakk_{inn} - 552,75 pH_{inn} + 1,125 SS_{inn}$$

Og ser på partiellderivasjonen av denne også:



(a) MLR modellen for COD



(b) SR3 modellen for COD

Figur 6.1: Grafer av hvordan de MLR og SR3 virker i forhold til virkelige verdier hvor blå er virkelige verdier og rød er modellen.

$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial SS_{inn}} = 1.125$$

$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial Ammoniakk_{inn}} = 66.05 - 0.9284 \cdot Ammoniakk_{inn}$$

$$\frac{\partial COD_{inn}}{\partial pH_{inn}} = -552,75$$

Vi ser her at det er små forskjeller mellom vår suksessfulle modell og den vi har fra multippel regresjon. Men SR3 følger de målte verdiene langt mer konsistent, det er langt mindre absolutte feil (Og mindre RMSE) og den går aldri i minus iløpet av perioden. Så hva hvis vi går tilbake til sen originaldata vi bygget modellene fra (som er listet i Tilleg A) og bygger en ny modell med konvensjonell regresjon, bare med elementene fra SR3 slik som $Ammoniakk_{inn} * pH_{inn}$ og $\frac{1}{SS_{inn}}$ eller $\frac{1}{152.80084744285 - SS_{inn}}$ (nøyaktigheten her er for å unngå feil hvor man deler på null) representert som nye variabler. Vil dette gi en bedre modell enn originalmodellen?

Hvis vi prøver en modell med $Ammoniakk_{inn} * pH_{inn}$ og $\frac{1}{SS_{inn}}$ så viser det seg at alt er signifikant når vi har $\alpha = 0,05$. Vi får følgende modell:

$$COD_{inn} = 462,4 - 17,72Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} + 12,98Ammoniakk_{inn} - \frac{24310}{SS_{inn}} + 0,4894SS_{inn} \quad (6.1)$$

R^2 0,8072

p - verdi $< 2.2 \times 10^{-16}$

Hvis vi prøver en modell med $Ammoniakk_{inn} * pH_{inn}$ og $\frac{1}{152.80084744285 - SS_{inn}}$ så får vi en enda mer nøyaktig modell hvor alt er signifikant når vi har $\alpha = 0,05$. Vi får følgende modell:

$$COD_{inn} = 91,8845 - 20,8816 * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} + 12,98 * Ammoniakk_{inn} - \frac{232,3003}{152,80084744285 - SS_{inn}} + 1,0714 * SS_{inn} \quad (6.2)$$

R^2 0,8367

p - verdi $< 2.2 \times 10^{-16}$

Ved hjelp av SR3 så har vi forbedret R^2 fra 0,7912 til 0,8367 basert på den opprinnelige data. Og siden $\frac{1}{SS_{inn}}$ og $\frac{1}{152.80084744285 - SS_{inn}}$ gir vanskeligheter og gir kompleksitet som virker unødvendig så forsøkte vi å danne en modell kun med den eksta $Ammoniakk_{inn} * pH_{inn}$. Ved alle disse tilfeller så faller $Ammoniakk_{inn}^2$ som var i den originale modellen bort. Den siste nye modellen vi får er

$$COD_{inn} = 134,2932 + 151,2241 * Ammoniakk_{inn} - 20,5351 * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} + 1,0604 * SS_{inn} \quad (6.3)$$

R^2 0,7848

p – verdi $< 2.2 \times 10^{-16}$

Men på en annen side så er de ikke spesielt gode når vi forsøker oss på de dataene vi bruker for å teste. Bortsett fra den siste, som på en annen side hadde lavere R-verdi enn original-formelen

Tabell 6.2: De nye COD_{inn} formelene

	Formell 6.1.3.4	Formell 6.1	Formell 6.2	Formell 6.3
R²	0,5630	0,001	0,008	0,6157
MSE	64231,67	19032890	27322701	45968,53
RMSE	253,4397	4362,67	5227,112	214,4027
ME	-94,8911	-4064,07	-4912,94	38,84794
MPE	0,067014	1,28201	1,196991	0,10917
COR	0,750303	-0,03709	-0,08937	0,78469

Så hvis man ser i tabell 6.2 så ser man at begge de som inneholdt $\frac{1}{SS_{inn}}$ eller $\frac{1}{152.80084744285-SS_{inn}}$ virker helt forferdelig på test data. Det var nok for mange kompliserende variabler. Den siste modellen hadde lavere R-verdi med de opprinnelige data enn MLR. Så la oss undersøke hvorfor den likevel gjorde det litt bedre ved å se på andre verdier når man ser på data modellen er bygget på (se Tillegg A).

Tabell 6.3: Test av MLR og den beste justerte modellen (Formell 6.3)

	MLR	Formell 6.3
R²	0,7912	0,7849
MSE	10424,31019	10745,0322
RMSE	102,0995112	103,6582471
ME	13,33678652	-0,011315788
MPE	-0,011233434	0,001683988
COR	0,889500989	0,885882227

Her i tabell 6.4 ser det ut som at det er den originale MLR som er best. Forskjellene er små, men det er ingen grunn til å tro at formell 6.3 skulle være konsistent bedre enn MLR. Med større datagrunnlag så kanskje man ville funnet bedre modeller, men her har jeg ikke nok data til å si om jeg har funnet noen forbedret modell eller ikke siden de er så nærme hverandre.

Men hvis vi ser på selve modellene som Eureka har laget så er SR3 bedre enn MLR på både testdata (se Tillegg B) og den data som modellene er bygget på. Vi kan gå gjennom disse en gang til. Først lister vi opp selve modellen sammen med visse parametere den har ifølge dataene som modellen er bygget på (se Tillegg A). Vi starter med MLR:

$$COD_{inn} = 3094,28 - 0,9284Ammoniakk_{inn}^2 + 66,05Ammoniakk_{inn} - 552,75pH_{inn} + 1,125SS_{inn}$$

R² 0,7912

p – verdi < 2.2 × 10⁻¹⁶

MSE 10424,31019

RMSE 102,0995112

ME 13,33678652

MPE -0,011233434

COR 0,889500989

Og så ser vi på SR3 som er den beste modellen som jeg har valgt av de Eureka dannet.

$$\begin{aligned} COD_{inn} = & 106.285447761957 + SS_{inn} \\ & + 153.362762059663 * Ammoniakk_{inn} \\ & + \frac{233.472985821647}{(152.80084744285 - SS_{inn})} \\ & - 20.6749965641763 * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} \end{aligned}$$

R² 0.8363

MS_{error} 7640.7277

MSE 8209,131205

RMSE 90,604256

ME 9,156487822

MPE 0,004252211

COR 0,914510256

Her ser vi at SR3 har høyere *R²* verdi, cirka 10% lavere RMSE, noe som er viktig samt også mindre bias (ME/MPE) samtidig som at det er bedre korrelert med de data modellen er bygget på (se Tillegg A). Men la oss også se på hvordan begge klarer testdata (se Tillegg B).

Tabell 6.4: Sammenligning av MLR og SR3 på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR3
R²	0,5630	0,6044
MSE	64231,67	47319,68
RMSE	253,4397	217,5309
ME	-94,8911	40,56503
MPE	0,067014	0,110096
COR	0,750303	0,777449

Vi ser også her at SR3 også her fungerer bedre. Vi har tidligere forsøkt å danne modeller basert på elementene av SR3, men SR3 fungerer i praksis bedre enn de modellene man kan lage ,men det er ikke kjent hvorfor modellen fungerer bedre.

6.1.3.5 SCOD_{inn}

Tabell 6.5: Verdier for SCOD_{inn}-modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,5776	0,5666	0,2176	0,5556	0,5290
MSE	37381,47	37067,71	1283913	37494,49	40320,5
RMSE	193,3429	192,5298	1133,099	193,6349	200,7996
ME	-41,7966	-0,31819	-22,8787	-2,17121	-29,587
MPE	0,243639	0,60079	0,314854	-1,91879	0,591466
COR	0,759974	0,752751	0,466514	0,745384	0,727335

Her ser vi at MLR gir en høyere COR enn de andre, SR1 og SR3 er nærme, men har likevel lavere COR verdi. SR1 har derimot en bedre (lavere) RMSE verdi, ikke veldig mye og antagelig ikke signifikant, men la oss se på MSE, RMSE, ME, MPE og COR for de data som modellen er bygget på (se Tillegg A).

Tabell 6.6: Sammenligning av MLR, SR1 og SR3 basert på originaldata

	MLR	SR1	SR3
R²	0,7159	0,6977	0,8289
MSE	6417,079163	6831,58111	3865,058207
RMSE	80,10667365	82,6533793	62,1695923
ME	-0,68747716	-3,296405871	-6,382684961
MPE	-0,057257879	-0,016352869	-0,003483784
COR	0,846082146	0,835262738	0,910423157

Hvis man ser på sammenligningen i tabell 6.6 så ser man at SR3 har bedre RMSE og COR. Den har også mindre bias, og det kan hende er termer i SR3 som kan være verdt å bygge videre på. Så da undersøker vi det. Først har man MLR som har følgende form:

$$SCOD_{inn} = 3032,43 - 0,6295Ammoniakk_{inn}^2 + 45,29Ammoniakk_{inn} - 503,64pH_{inn} \quad (6.4)$$

R²: 0,716

p-verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Og ser på partiellderivasjonen av denne:

$$\frac{\partial SCOD_{inn}}{\partial Ammoniakk_{inn}} = -1,259 \cdot Ammoniakk_{inn} + 45,29$$

$$\frac{\partial SCOD_{inn}}{\partial pH_{inn}} = -503,64$$

Og en forenklet versjon av SR3 som ser slik ut. (For å se en mer detaljert versjon av denne formelen så se 5.16 på side 60.

$$SCOD_{inn} = 3755.1 - \frac{5538}{Ammoniakk_{inn}} + \frac{165547.4}{(756677 - 110321.21 * pH_{inn})} + \frac{98368.6}{(756707 - 115503.5 * pH_{inn})} - 469.3 * pH_{inn}$$

R^2 : 0.84178721

MS_{error} : 3510.8553

Og ser på partiellderivasjonen av denne også:

$$\frac{\partial SCOD_{inn}}{\partial Ammoniakk_{inn}} = \frac{5538}{x^2}$$

$$\frac{\partial SCOD_{inn}}{\partial pH_{inn}} = \frac{18263389480,354}{(756677 - 110321.21 * pH_{inn})^2} - 469,3$$

Vi ser her at modellene er helt forskjellige. SR3 har en $\frac{1}{Ammoniakk_{inn}}$ term, en $\frac{1}{756677-110321.21*pH_{inn}}$ term og en $\frac{1}{(756707-115503.5*pH_{inn})}$ term. Vi forsøker å danne noen modeller med hver av disse termene.

Hvis vi forsøker å danne en modell med $\frac{1}{Ammoniakk_{inn}}$ og pH_{inn} så er alle termene signifikante, men vi får et langt dårligere resultat enn MLR (formell 5.2 på side 57), men vi får bedre resultat om vi også tar med $Ammoniakk_{inn}$. Og vi får da:

$$SCOD_{inn} = 4861,372 - 11,953Ammoniakk_{inn} - 525,363pH_{inn} - \frac{15817,902}{Ammoniakk_{inn}} \quad (6.5)$$

R^2 : 0,7214

p -verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Så prøver vi med $Ammoniakk_{inn}$, pH_{inn} og $\frac{1}{756677-110321.21*pH_{inn}}$ termen og får

$$SCOD_{inn} = 3335,099 + 5,29Ammoniakk_{inn} - 459,235pH_{inn} - \frac{167184,496}{756677 - 110321.21 * pH_{inn}} \quad (6.6)$$

R^2 : 0,7319

p -verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Hvis vi så legger til $\frac{1}{Ammoniakk_{inn}}$ her også så får vi.

$$SCOD_{inn} = 4665,759 - 11,11Ammoniakk_{inn} - 504,896pH_{inn} + \frac{159499,12}{756677 - 110321.21 * pH_{inn}} - \frac{14948,632}{Ammoniakk_{inn}} \quad (6.7)$$

R^2 : 0,7824

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Så prøver vi med $Ammoniakk_{inn}$, pH_{inn} og $\frac{1}{(756707-115503.5*pH_{inn})}$ termen og får

$$SCOD_{inn} = 3342,766 + 5,252Ammoniakk_{inn} - 460,548pH_{inn} + \frac{101695,263}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}} \quad (6.8)$$

R^2 : 0,7373

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Hvis vi også her legger til $\frac{1}{Ammoniakk_{inn}}$ så får vi.

$$SCOD_{inn} = 4568,768 - 9,767Ammoniakk_{inn} - 503,36pH_{inn} + \frac{91445,465}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}} - \frac{13699,69}{Ammoniakk_{inn}} \quad (6.9)$$

R^2 : 0,7791

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

For enkelhetens skyld så gir vi disse forkortelsene:

MLR Formell 5.2

EXT1 Formell 6.5

EXT2 Formell 6.6

EXT3 Formell 6.7

EXT4 Formell 6.8

EXT5 Formell 6.9

Først så ser vi i tabell 6.7 hvordan de oppfører seg med hensyn til data som vi bygger modeller av (Se tillegg A).

Tabell 6.7: Sammenligning basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)

	MLR	EXT1	EXT2	EXT3	EXT4	EXT5
R²	0,7159	0,7214	0,4703	0,7824	0,7373	0,7791
MSE	6417,079	6290,719	12228,18	4915,11	5932,749	4989,355
RMSE	80,10667	79,31405	110,5811	70,10785	77,02434	70,63537
ME	-0,68748	-0,00577	4,079814	-0,01441	0,010984	0,016074
MPE	-0,05726	-0,07486	0,006774	-0,03685	0,007919	-0,0297
COR	0,846082	0,849382	0,685769	0,884512	0,858662	0,882652

Så ser vi i tabell 6.8 hvordan hver av disse klarer seg når vi utsetter disse for testdata (se Tillegg B).

Tabell 6.8: Sammenligning basert på testdata (se Tillegg B)

	MLR	EXT1	EXT2	EXT3	EXT4	EXT5
R²	0,5776	0,2122	0,8598	0,2190	0,8629	0,2479
MSE	37381,46	138354,2	21316,18	128153,5	19735,84	109682,6
RMSE	193,3428	371,96	146,00	357,985	140,48	331,184
ME	-41,7966	-97,24	59,677	-91,18074	50,197	-79,239
MPE	0,243639	0,096895	0,2602	0,180797	0,2328	0,23135
COR	0,759974	0,4606	0,92726	0,46799	0,9289	0,4979

Vi ser her at EXT1, EXT3, EXT4 og EXT5 klarer seg bedre enn MLR på de data som modellen er bygget på. Vi ser også her at EXT2 og EXT4 klarer seg bedre (og mye bedre) enn MLR på test data. Det er kun EXT4 som er bedre enn MLR på både originaldata og testdata (se Tillegg B). La oss minne oss selv på hvordan EXT4 og MLR ser ut, først EXT4:

$$SCOD_{inn} = 3342,766 + 5,252Ammoniakk_{inn} - 460,548pH_{inn} + \frac{101695,263}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}}$$

R^2 : 0,7373

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Og så MLR:

$$SCOD_{inn} = 3032,43 - 0,6295Ammoniakk_{inn}^2 + 45,29Ammoniakk_{inn} - 503,64pH_{inn} \quad (6.10)$$

R^2 : 0,716

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Begge har like mange parametere hvis man regner $Ammoniakk_{inn}^2$ og $\frac{1}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}}$ som egne parametere. Litt merkelig at $\frac{1}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}}$ skulle fungere så bra, men så lenge pH-verdien ikke er akkurat 6,551377231 så burde alt gå bra. Så lenge det ikke måles så nøyaktig så bør denne gi et godt svar. EXT4 har ihvertfall vist bedre resultater på alle tester som den har blitt utsatt for.

6.1.3.6 COD_{ut}

Tabell 6.9: Verdier for COD_{ut} -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,0815	0,0376	0,0376	0,0290	0,0238
MSE	1668,385	3128,968	3138,821	2901,243	6220,477
RMSE	40,84587	55,93718	56,02518	53,86319	78,87
ME	3,474074	-4,51756	-4,45791	-5,6971	-16,9246
MPE	0,047578	-0,00504	-0,00496	-0,04381	-0,157
COR	0,285559	-0,19389	-0,1939	-0,17018	-0,15421

Her er det ingen som fungerer veldig godt på testdata (se Tillegg B) i det hele tatt og ingen av de alternative modellene som ser ut til å kunne gi noen forbedring av MLR. Kan tenkes at andre Eureka modeller kunne gjort en bedre jobb, men vi holdt oss til undersøkelse av 4.

6.1.3.7 $SCOD_{ut}$

Tabell 6.10: Verdier for $SCOD_{ut}$ -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,0282	0,0305	0,006	0,0272	0,006
MSE	1549,992	1592,651	1603,497	1554,693	1664,754
RMSE	39,36994	39,90803	40,04369	39,42959	40,80139
ME	-0,03758	-1,71051	0,977199	-1,71459	-5,58108
MPE	-0,00381	-0,03175	0,016265	-0,03158	-0,12599
COR	0,167928	0,174681	-0,1746	0,164937	-0,07716

Her er det ingen som fungerer veldig godt på testdata (se Tillegg B) i det hele tatt og ingen av de alternative modellene som ser ut til å kunne gi noen forbedring av MLR. bortsett fra SR1 som har **litt** høyere COR verdier, men samtidig dårligere RMSE verdier og det er ikke en betydelig forbedring eller gode COR verdier.

6.1.3.8 $TotP_{inn}$

Tabell 6.11: Verdier for $TotP_{inn}$ -modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,2815	0,0881	0,0455	0,0421	0,0408
MSE	2,906332	5,769657	18,23727	6,887276	179,1201
RMSE	1,704797	2,402011	4,270512	2,624362	13,38358
ME	0,965022	1,752368	1,356753	1,850885	-0,40755
MPE	0,147963	0,367915	0,379599	0,409997	0,31648
COR	0,530529	0,296792	0,213308	0,205288	0,201953

Her er det ingen som fungerer veldig godt på testdata (se Tillegg B) i det hele tatt og ingen av de alternative modellene som ser ut til å kunne gi noen forbedring av MLR. MLR er tydelig den beste modellen i dette tilfellet. Kan tenkes at en av de andre modellene som Eureka lagde kunne fungert bedre da det var en rekke modeller tilgjengelig.

6.1.3.9 OrtoP_{inn}

Tabell 6.12: Verdier for OrtoP_{inn}-modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,0837	0,0534	0,0573	0,0520	0,2722
MSE	0,782808	3,376435	246,8031	4,891708	0,577073
RMSE	0,884765	1,837508	15,70997	2,211721	0,759653
ME	-0,13711	0,232661	-4,06374	0,102493	0,157692
MPE	-0,89381	0,277367	0,344545	0,233513	0,05829
COR	0,289307	0,231046	0,239288	0,228132	0,521759

Her er det ingen som fungerer veldig godt på testdata (se Tillegg B) i det hele tatt og ingen av de alternative modellene som ser ut til å kunne gi noen forbedring av MLR.

6.1.3.10 OrtoP_{ut}

Tabell 6.13: Verdier for OrtoP_{ut}-modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,004	0,000	0,058	0,0625	0,021
MSE	0,001147	0,001152	0,001117	0,001091	3,21E+10
RMSE	0,033866	0,033936	0,033424	0,033029	179086,2
ME	-0,00633	-0,0098	-0,01003	-0,01024	47762,72
MPE	-1,3653	-1,35826	-1,0927	-0,90739	4,524368
COR	0,064133	-0,00674	0,240833	0,250093	-0,14417

Her er det ingen som fungerer veldig godt på testdata (se Tillegg B) i det hele tatt og ingen av de alternative modellene som ser ut til å kunne gi noen forbedring av MLR. Grunnen til dette er fordi det er så lite OrtoP ved utslippet at verdiene er så lave. For å kunne lage gode modeller så trenger man mer data og mer nøyaktig data. De data vi samlet hadde Orto-P på nedre målbare grense.

6.1.3.11 TotN_{inn}

Tabell 6.14: Verdier for TotN_{inn}-modellene testet ut på testdata (se Tillegg B).

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,3955	0,3955	0,4277	0,3675	0,0400
MSE	3121,739	288,5961	337,9043	758,8407	2084,516
RMSE	55,87253	16,98812	18,38217	27,54706	45,6565
ME	-52,4544	-13,0603	-14,7686	-20,133	4,32911
MPE	20,80771	-0,33875	-0,49296	0,233976	-0,12218
COR	-0,6289	0,628896	0,65401	0,606206	-0,19997

Her derimot så har vi veldig lite data siden vi har lite data så er det ingen som er veldig gode, men samtidig ser vi at stort sett alle modellene bortsett fra SR4 fungerer bedre enn MLR, bortsett fra SR1 som er noenlunde lik. SR1 er den med minst RMSE med SR2 som har noenlunde lik RMSE samt høyere COR verdier. SR1 har ingen elementer som ikke finnes i MLR, SR2 har $\frac{1}{(-34.3766582836615 - Ammoniakk_{inn})}$ og SR3 har $\frac{1}{(Ammoniakk_{inn})}$ og $\frac{1}{(1751.72303871958 - 65.515081142463 * Ammoniakk_{inn})}$

Vi prøver først å lage en modell med en ekstra $\frac{1}{(Ammoniakk_{inn})}$ term samt $Ammoniakk_{inn}$ og pH_{inn} og får en modell som i utgangspunktet ser langt bedre ut enn MLR hvor alt er signifikant med verdiene:

$$TotN_{inn} = 4861,372 - 11,953 * Ammoniakk_{inn} - \frac{15817,902}{(Ammoniakk_{inn})} - 525,363 * pH_{inn} \quad (6.11)$$

R²: 0,7214

p-verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Så lager vi en modell med kun pH_{inn} og $\frac{1}{(Ammoniakk_{inn})}$ siden det kan være bedre med mindre deler for å unngå overtilpassing. Og da får vi denne modellen som likevel er signifikant bedre enn MLR:

$$TotN_{inn} = 4095,82 - \frac{6260,43}{(Ammoniakk_{inn})} - 515,16 * pH_{inn} \quad (6.12)$$

R²: 0,6979

p-verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Så lager vi en modell med $\frac{1}{(-34.3766582836615 - Ammoniakk_{inn})}$ samt $Ammoniakk_{inn}$ og pH_{inn} og får.

$$TotN_{inn} = 7792,889 - 36,743 * Ammoniakk_{inn} + \frac{180029,692}{(-34.3766582836615 - Ammoniakk_{inn})} - 513,361 * pH_{inn} \quad (6.13)$$

R^2 : 0,7207

p – verdi: $< 2.2 \times 10^{-16}$

Jeg forsøkte med å legge til og trekke fra elementer, men ingen ga noen særlig gode resultater. Jeg forsøkte også å lage modeller som inkluderte $\frac{1}{(1751,72303871958-65.515081142463*Ammoniakk_{inn})}$ som element, men det var ikke statistisk signifikant. Vi vil nå se på andre verdier fra de data som modellen er bygget på (Se Tillegg A) og fra testdata (se Tillegg B).

MLR er formell 5.9 fra side 58

EXT1 er formell 6.11 fra side 80

EXT2 er formell 6.12 fra side 80

EXT3 er formell 6.13 fra side 80

SR1 er formell 5.38 fra side 65

SR2 er formell 5.39 fra side 65

SR3 er formell 5.40 fra side 66

SR4 er formell 5.41 fra side 66

Først tar vi noen sammenligninger for disse nye lineære modellene

Tabell 6.15: Sammenligning av nye lineære modeller basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)

	MLR	EXT1	EXT2	EXT3
R²	0,5937	0,7214	0,6979	0,7207
MSE	2654,777	125879,5	130147,5	128010,4
RMSE	51,52453	354,795	360,7597	357,7854
ME	-20,6292	228,7113	227,2883	229,8747
MPE	54,33809	0,88183	0,878212	0,882188
COR	-0,77051	-0,14566	-0,23133	-0,15638

Tabell 6.16: Sammenligning av nye lineære modeller basert på testdata (se Tillegg B)

	MLR	EXT1	EXT2	EXT3
R²	0,3955	0,2610	0,1859	0,2363
MSE	3121,739	233748	110198,4	108045,7
RMSE	55,87253	483,475	331,9615	328,703
ME	-52,4544	-16,012	120,4169	97,5183
MPE	20,80771	0,726318	0,946473	0,827779
COR	-0,6289	0,539459	0,431126	0,486087

Vi ser her at ingen av modellene som er bygget fra konvensjonell lineær multippel regresjon er særlig gode. Årsaken kan være at vi har lite data å gå på siden total Nitrogen er en veldig dyr parameter å måle. Og da er det jo desto viktigere å finne modeller som kan gi en god estimering. La oss gå tilbake til de modellene vi har fra Symbolsk regresjon og

se på hvordan de i utgangspunktet ser ut med hensyn til de data modellene er bygget på (Tillegg A).

Tabell 6.17: Sammenligning av modellene bygget på symbolsk regresjon basert på data modellene er bygget fra (Se tillegg A)

	MLR	SR1	SR2	SR3	SR4
R²	0,5937	0,5813	0,6238	0,7937	0,9383
MSE	2654,777	37,59415	35,09216	23,43075	10,08048
RMSE	51,52453	6,131407	5,923863	4,840532	3,174977
ME	-20,6292	0,577766	0,423348	0,378403	0,047179
MPE	54,33809	-0,00326	0,00214	-0,00024	0,001485
COR	-0,77051	0,770511	0,789896	0,864465	0,94396

Her ser vi at SR2, SR3 og SR4 har større R²-verdier. SR1 har så vidt under MLR med hensyn til R²-verdier, men de er alle bedre korrelert enn MLR og alle har langt mindre feilverdier. Hvis man ser på tabell 6.14 på side 80 så ser man også at SR1, SR2 og SR3 gir GANSKE gode verdier på testdata (se Tillegg B). Både SR2 og SR3 har både bedre R²-verdier enn MLR samt gir gode resultater når den blir utsatt for ukjente testdata (se Tillegg B). SR2 har lavere RMSE på testdata (se Tillegg B), men har høyere RMSE på data som modellen bygges på. SR2 har høyere COR på testdata (se Tillegg B) mens SR3 har høyere COR på data modellen er bygget på. Så det er ikke en klar vinner mellom SR2 eller SR3, vi må undersøke dem nærmere. La oss først se på SR2:

$$TotN_{inn} = 93.6332960288937 + \frac{3249.34443007392}{(-34.3766582836615 - Ammoniakk_{inn})}$$

Og så ser vi på SR3:

$$TotN_{inn} = 66.2171877798237 - \frac{629.276603053819}{Ammoniakk_{inn}} + \frac{29.9302366713814}{(1751.72303871958 - 65.515081142463 * Ammoniakk_{inn})}$$

Vi ser her at SR2 har langt enklere termer dessuten har SR3 en potensiell mulighet til å ha nulldelingsfeil. Siden SR2 er enklere så er det mindre sjanse for overtilpassing. Ingen av modellene for Tot-N er veldig gode på grunn av lite datagrunnlag. Men siden SR-modellene var så signifikant bedre enn de lineære modellene så tyder det på at man vil finne bedre modeller gjennom symbolsk regresjon enn gjennom lineær regresjon. Så lenge man har gode data til å teste med og bruker skjønn.

6.2 Økonomisk effekt

Den økonomiske effekten av å kjenne disse parametere er å finne i tilsetning av kjemikalier eller gass slik at det direkte påvirker en eller flere av de parametere som vi har som hensikt å estimere. Slik som nevnt i kapittel 2 så gjelder dette $pK_{flotteringskjemikalier}$, $pK_{bakterievekst}$, $pK_{biofilm}$, $pK_{aktivslam}$, $pK_{koagulering}$, $pK_{oksidering}$, $pK_{lufting}$, $pK_{spesifikk}$ og $pK_{flokkuantdosering}$.

Vi er nødt til å gjøre noen antagelser når det gjelder den økonomiske effekten. Siden den økonomiske effekten stort sett handler om mengde og dosering av kjemikalier eller gass så kan vi kalle dette M og har enheten [kg]. Det er en rekke parametere det er snakk om: COD_{inn} , $SCOD_{inn}$, COD_{ut} , $SCOD_{ut}$, TP_{inn} , etc. eller forkortet så kaller vi det P for parameter. Vi kan gå ut ifra at forandringen av disse er proporsjonal med mengden kjemikalier eller gass. Eller matematisk:

$$\Delta P \propto M$$

Slik at det finnes en k slik at:

$$\Delta P = k * M$$

Så det er hensiktsmessig å vite hvor mye man har og dermed hvor mye man skal fjerne. Ved Solumstrand så skal ha 70% reduksjon av BOD_5 (eller maks 25 [mg/L]), 75% reduksjon av COD (eller maks 125 [mg/L]) og 90% reduksjon i Tot-P.

Vi har ikke forsøkt å gjøre målinger av BOD og vi har ikke hatt noen gode modeller for Tot-P som har fungert på testdata (se Tillegg B). Man er kanskje nødt til å ha mer data for å danne gode modeller for Tot-P. Potensielt andre parametere slik som konduktivitet, slik jeg har forklart tidligere hvorfor vi ikke har hatt. Men som et eksempel kan man bruke de data vi har fra COD. Vi fant ut at SR3 (den tredje modellen basert på symbolsk regresjon) var den modellen som fungerte best med de data vi hadde. Hvor mye forbedring ble det? Vel, vi kan ta R^2 som en beskrivende parameter for å gi en prosentvis effekt. MLR hadde en R^2 -verdi på 0,7912 på modellen den var bygget på og en R^2 -verdi på 0,5630 når det gjalt testdata (se Tillegg B). SR3 hadde en R^2 -verdi på 0,8363 på modellen den var bygget på og en R^2 -verdi på 0,6044 når det gjalt testdata (se Tillegg B).

Vi kan gjøre et gjennomsnitt mellom disse to R^2 -verdiene. MLR vil da få en gjennomsnittlig R^2 -verdi på 0,6771 mens SR3 vil få en gjennomsnittlig R^2 -verdi på 0,72035. SR3 har derfor gjennomsnittlig en 4,325% større R-verdi.

Derfor kan man implisere at en 4,325% vil føre til en tilsvarende besparelse hvis det var slik at man hadde brukt MLR som grunnlag for dosering. Men man bruker pH-verdien etter dosering som en metode å fjerne doseringen. Men alle prosesser som tar i bruk vanskelig målte parametere vil være cirka 4% bedre når det gjelder COD. Vanskelig å si noe mer om det økonomiske da budsjettet ved Solumstrand renseanlegg er hemmelig.

Man kan potensielt bruke Eureka til å finne modeller for ΔP ved å måle flere parametere ved inngang av rensesteget, ha tilsetning av kjemi dose og gjøre målinger av resultatet etter sedimentering. På den måten kan man finne den ideelle dosen til enhver tid. Og det vil også gjøre det mulig for anlegg som ikke har automatisk prosesskontroll til å gjøre doseringsbesparelser ved hjelp av verdier fra sensorer. Med mer data så kan man potensielt

Kapittel 7

Konklusjon

Vi ser fra drøftingen at vi har fått 3 bedre modeller, to av dem gjennom genetiske algoritmer direkte og en av dem indirekte ved at man fant en formsom modellen kunne ha som egnet seg bedre enn det man først skulle anta. Vi fant 3 bedre modeller for COD_{inn} , $SCOD_{inn}$ og $Tot-N_{inn}$. $Tot-N_{inn}$ har noen forbehold, som vi kommer tilbake om litt, men først lister vi dem

7.1 COD_{inn}

Modellen for COD_{inn} som viste seg å fungere best var denne modellen:

$$\begin{aligned} COD_{inn} = & 106.285447761957 + SS_{inn} \\ & + 153.362762059663 * Ammoniakk_{inn} \\ & + \frac{233.472985821647}{(152.80084744285 - SS_{inn})} \\ & - 20.6749965641763 * Ammoniakk_{inn} * pH_{inn} \end{aligned}$$

R² 0.8363

MSE 8209,131205

RMSE 90,604256

ME 9,156487822

MPE 0,004252211

COR 0,914510256

Std. avvik 198,2424619

Som man kan se så har den veldig mange desimaltegn, dette er fordi den er generert fra genetiske algoritmer, denne modellen fungerte bedre på både de data modellen er bygget på (Se Tillegg A) som listen av verdier ovenfor viser. Og den fungerte også bedre på testdata (Se Tillegg B) enn de modellene som var bygget med konvensjonell lineær

regresjon. Dette var også tilfellet selv når vi forsøkte å bygge konvensjonelle regresjonsmodeller med lignende elementer.

Det er ingen standard metoder å sammenligne modeller fra symbolsk regresjon med modeller fra lineær regresjon. Men ved å teste dette ut med en rekke statistiske mål så fungerte denne modellen på alle måter bedre enn de som er dannet med konvensjonell lineær regresjon. RMSE er mindre en halvparten av standard standardavviket. Den hadde nesten ingen bias, bedre korrelert og mindre RMSE på både testdata (Tillegg B) og modelldata (Tillegg A).

7.2 SCOD_{inn}

Modellen for SCOD_{inn} som viste seg å fungere best var denne modellen:

$$SCOD_{inn} = 3342,766 + 5,252Ammoniakk_{inn} - 460,548pH_{inn} + \frac{101695,263}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}}$$

R²: 0,7373

MSE 5932,749307

RMSE 77,0243423

ME 0,01098429

MPE 0,007918997

COR 0,858662133

Std. avvik 129,0383426

Her er det faktisk en modell som er dannet gjennom lineær regresjon. Forskjellen fra den originale multiple regresjonsmodellen er at denne ikke har en $Ammoniakk_{inn}^2$ parameter, men har den merkelige $\frac{1}{756707 - 115503.5 * pH_{inn}}$ parameteren istedenfor. Dette er ikke en parameter man kan regne seg frem til med konvensjonelle metoder, men også her viste denne seg å fungere bedre enn alternativene. Den fungerte bedre enn den originale multiple regresjonsmodellen og den fungerte også bedre enn de modellene som ble dannet gjennom symbolsk regresjon som vi så på. Det hadde vært intressant å se på om dette stemmer for alle modellene dannet gjennom symbolsk regresjon, men på grunn av tidsbudsjettet så undersøkte vi kun 3 av de som virket mest lovende samt den mest komplekse.

Så på grunnlag av det vi har undersøkt så er den beste vi hittil har funnet denne modellen som er en modell dannet gjennom konvensjonelle regresjonsmetoder. Med mer data og ved å undersøke de andre modellene som Symbolsk regresjon danner så kan man kanskje finne en ideell modell, men denne oppgaven handler om å sjekke i hvilken grad det er mulig å danne en bedre modell gjennom symbolsk regresjon. Og vi har funnet at det går an å finne slike modeller både direkte og i dette tilfelle indirekte.

7.3 Tot-N_{inn}

Modellen for Tot-N_{inn} som viste seg å fungere best var denne modellen:

$$\text{TotN}_{inn} = 93.6332960288937 + \frac{3249.34443007392}{(-34.3766582836615 - \text{Ammoniakk}_{inn})}$$

R²: 0,6239

MSE 35,09215738

RMSE 5,923863383

ME 0,423347557

MPE 0,002139753

COR 0,789895718

Std. avvik 7,012224717

Denne modellen er den beste Tot-N modellen, den fungerer best med testdata (Tillegg B) og med data modellen er bygget på (Tillegg A). Det er likevel slik at Tot-N er spesielt dyrt å måle, så det ble gjort veldig få målinger av Tot-N i forhold til andre, men vi fikk likevel flere modeller som fungerte bedre enn den originale multiple regresjonsmodellen. Det er derfor viktig å påpeke at med flere datapunkt og mer data tilgjengelig så kan man danne bedre modeller. Jo mer datapunkt jo bedre modeller kan dannes.

7.4 Til slutt

Vi skulle svare på problemstillingen vår:

1. Kan man bruke genetiske algoritmer til å forbedre estimering av vanskelig målte avløpsvannsparetere?
2. Hvordan kan man bruke genetiske algoritmer til å forbedre estimering av vanskelig målte avløpsvannsparetere?
3. Hva skal man fokusere på for å utnytte forbedret estimering av avløpsparetere for å senke driftskostnader?

På spørsmål 1 så vil svaret være et klart og tydelig ja, ved flere tilfeller har man både direkte og indirekte funnet modeller som overgår konvensjonell lineær regresjon uten bidrag fra symbolsk regresjon. Det er derfor helt sikkert at slike finnes.

På alle andre parametre slik som COD_{ut}, SCOD_{ut}, Tot-P_{inn}, Tot-P_{ut}, Orto-P_{inn} og Orto-P_{ut} så var den konvensjonelle modellen den beste. Jeg mistenker at grunnen er at jeg var for konservativ og at kanskje noen av de alternative modellene som ble dannet gjennom symbolsk regresjon kunne være gode alternativ. Men vi behøver uansett mer data i disse

tilfellene for å kunne få gode nok modeller. Det bør være mer fokus på verdier ved utslippet, mer nøyaktige målinger og større mengder. Men svaret på nummer 1 er ja og intill videre så er disse modellene de beste når det gjelder solumstrand renseanlegg.

På spørsmål nummer 2 så ga ikke resultatet av oppgaven en metode som var bedre egnet enn andre. Den beste metoden som ser ut til å fungere er å danne modeller gjennom konvensjonelle metoder med en mengde data samt at man også danner en rekke modeller gjennom symbolsk regresjon. Så finner man de modellene som har minst feil og som er enklest mulig og tester alle modellene på en annen mengde data. Og gjennom iterasjoner velger ut de som er best egnet ved å se på forskjellige statistiske verdier og velge kun de modellene som overgår de konvensjonelle på alle felt. Og finne de beste modellene. Det er nok antagelig mer strømlinjeformede arbeidsmetoder for å finne de beste modellene, men jeg har ihvertfall funnet en metode som gir en ganske analytisk tilnærming, men det er ikke veldig mye mer jobb å sjekke alle symbolske regresjonsmodellene på en gang. Det er antagelig en bedre måte å finne en ideell modell.

På spørsmål nummer 3 så må man se på økonomien. Og økonomisk sett så vil bedre estimering av parametere slik som Tot-N og COD kunne gi besparelser i rensesteg som direkte forsøker å redusere en av disse parametere. Mer undersøkelser trengs for å lage enda mer nøyaktig modeller ved hjelp av flere datapunkter i tillegg til andre parametere slik som i tillegg til at vi potensielt kan bruke samme metode for å forbedre BOD₅

p_k _{flotteringskemikalier}, p_k _{bakterievekst}, p_k _{biofilm}, p_k _{aktivslam}, p_k _{koagulering}, p_k _{oksidering}, p_k _{lufting}, p_k _{spesifikk} og p_k _{lokkulantdosering}.

Så når man har mulighet til å estimere disse parametere så kan man også potensielt ta i bruk dette i prosesskontroll. Samt det kan også bli brukt til modeller slik som i (Wanga, Ratnaweeraa, Holm, og Olsbu 2016).

Tillegg A

Tabeller som modellene er bygget på

Tabell A.1: Dag 1

Time	Flow	SSi	TPi	OPI	TNi	Ammonia.in	CODi	SCODi	Phi	SS_mbbf	OP_mbbf	PHm	SSo	TPo	OPo	Ammonia.out	CODO	SCODO	PHo
15.06.2015 09:00	894	88	2,432625	0,247776	28,6	27,693416	432	252	N/A	526	0,070592	N/A	8	N/A	0,01	37,54518	52,6	32,3	N/A
15.06.2015 10:00	939	124	3,27131	0,19448	N/A	26,624312	326	140,6	N/A	328	0,09724	N/A		N/A	0,00	31,932384	37,6	22,8	N/A
15.06.2015 11:00	955	168	6,82692	0,282368	39	25,808288	385,6	142	N/A	1160	0,09724	N/A	4	N/A	0,01	28,992348	49	33,1	N/A
15.06.2015 12:00	1118	246	5,29077	1,251048	N/A	36,46188	570	438	N/A	242	0,043944	N/A	20	N/A	0,00	31,576016	149	88,3	N/A
15.06.2015 13:00	1113	276	7,16715	2,450208	51,3	42,876504	975	513	N/A	502	0,017296	N/A	170	N/A	0,00	35,228788	178	178	N/A
15.06.2015 14:00	1043	282	7,16715	0,69144	N/A	33,78912	756	233,7	N/A	440	0,043944	N/A	40	N/A	0,01	38,168824	178	179	N/A
15.06.2015 15:00	972	376	5,588355	2,219728	66,2	64,39932	1052	360	N/A	426	0,150536	N/A	2	N/A	0,01	40,307032	179	179	N/A
15.06.2015 16:00	893	280	5,588355	1,740064	N/A	65,824792	774	352	N/A	352	0,203832	N/A	12	N/A	0,00	49,839876	179	179	N/A
15.06.2015 17:00	887	276	6,74	1,650768	47,4	54,102096	840	432	N/A	432	0,23048	N/A	N/A	N/A	0,00	41,732504	179	179	N/A
15.06.2015 18:00	883	232	7,891185	2,36232	N/A	46,569294	748	449	N/A	1080	0,417016	N/A	N/A	N/A	0,02	42,8907	179	179	N/A
15.06.2015 19:00	883	284	5,730505	3,215056	59	39,308296	839	465	N/A	950	0,390368	N/A	N/A	0,24	0,02	43,068884	180	177	N/A
15.06.2015 20:00	879	272	8,61615	5,133712	N/A	35,343702	856	440	N/A	912	0,390368	N/A	134	0,88	0,02	40,574308	180	178	N/A
15.06.2015 21:00	899	244	6,100095	2,6288	48,4	40,689222	779	432	N/A	954	0,417016	N/A	34	0,26	0,02	40,396124	179	156	N/A
15.06.2015 22:00	917	292	6,896135	1,722768	N/A	38,551014	838	450	N/A	828	0,443664	N/A	18	0,26	0,02	38,525192	179	177	N/A
15.06.2015 23:00	896	292	6,583405	2,415616	50	43,228344	854	449	N/A	380	0,6572	N/A	62	0,31	0,09	39,059744	178	178	N/A
16.06.2015 00:00	886	280	6,668695	2,442264	N/A	45,455644	875	447	N/A	388	1,030272	N/A	80	N/A	0,02	39,861572	178	178	N/A
16.06.2015 01:00	869	240	5,389345	2,042544	55,1	39,174658	648	285	N/A	374	0,55727	N/A	6	0,24	0,03	39,77248	179	115	N/A
16.06.2015 02:00	852	218	5,68786	1,9626	N/A	37,348272	718	260	N/A	638	0,450678	N/A	16	0,31	0,02	40,396124	143	93,6	N/A
16.06.2015 03:00	744	214	4,991325	1,882656	60,2	47,460214	554	258	N/A	1090	0,344086	N/A	66	0,18	0,03	39,594296	93,2	94,2	N/A
16.06.2015 04:00	573	172	2,944365	1,642824	N/A	47,861128	470	242	N/A	2076	0,304114	N/A	44	0,36	0,14	37,54518	123	58,2	N/A
16.06.2015 05:00	513	124	2,134	1,509584	49,4	45,188368	407	231	N/A	3508	0,150888	N/A	28	N/A	0,04	44,22708	67,4	57,1	N/A
16.06.2015 06:00	533	110	1,323855	1,376344	N/A	55,74577	387	233	N/A	573,3	0,377396	N/A	24	N/A	0,18	45,56346	59,1	78	N/A
16.06.2015 07:00	572	92	1,323855	1,16316	37,9	38,996474	304	158	N/A	210	0,184198	N/A	28	N/A	0,10	44,405264	84,2	44,7	N/A
16.06.2015 08:00	832	90,00	1,88	0,71	N/A	33,34	368,00	205,00	N/A	263,3	0,210846	N/A	4	N/A	0,04	31,576016	65	53,8	N/A

Tabell A.2: Dag 2

Time	Flow	SSI	TPi	OPi	Ammonia	CODi	SCODi	pHi	SS_mbr	OP_mbr	pHm	Sso	TPo	OPo	Ammonia	CODo	SCODo	pHo
23.06.2015 09:00	799	122	4,024705	1,394344	21,87435	483	321	6,631	276,6666667	0,137564	7,732	30	0,16	0,02	40,695035	57,3	40,2	6,364
23.06.2015 10:00	799	122	4,024705	1,394344	21,87435	483	321	6,631	276,6666667	0,137564	7,732	30	0,16	0,02	40,695035	57,3	40,2	6,364
23.06.2015 11:00	942	170	5,730505	2,6468	26,32895	583	343	6,801	530	0,177536	7,715	4	0,11	0,02	33,790405	43,2	24,2	6,167
23.06.2015 12:00	942	170	5,730505	2,6468	26,32895	583	343	6,801	530	0,177536	7,715	4	0,11	0,02	33,790405	43,2	24,2	6,167
23.06.2015 13:00	1095	336	7,96226	3,233056	37,576815	951	480	6,846	1223,333333	0,15755	7,714	15	0,16	0,01	25,88349	72,6	53,4	6,535
23.06.2015 14:00	1095	336	7,96226	3,233056	37,576815	951	480	6,846	1223,333333	0,15755	7,714	15	0,16	0,01	25,88349	72,6	53,4	6,535
23.06.2015 15:00	1027,5	456	8,78673	2,473588	40,026845	910	356	6,913	510	0,22417	7,782	N/A	0,32	0,01	32,231295	116	70,2	6,605
23.06.2015 16:00	1027,5	456	8,78673	2,473588	40,026845	910	356	6,913	510	0,22417	7,782	N/A	0,32	0,01	32,231295	116	70,2	6,605
23.06.2015 17:00	965,5	318	7,464735	2,11384	37,24272	736	393	6,755	1006,666667	0,12424	7,785	42	0,40	0,01	39,69275	96,8	60,2	6,612
23.06.2015 18:00	965,5	318	7,464735	2,11384	37,24272	736	393	6,755	1006,666667	0,12424	7,785	42	0,40	0,01	39,69275	96,8	60,2	6,612
23.06.2015 19:00	1172	372	6,299105	1,6475	32,56539	710	270	6,907	1286,666667	0,117578	7,788	8	0,19	0,01	35,126785	69,5	52,8	6,265
23.06.2015 20:00	1172	372	6,299105	1,6475	32,56539	710	270	6,907	1286,666667	0,117578	7,788	8	0,19	0,01	35,126785	69,5	52,8	6,265
23.06.2015 21:00	886	396	6,59762	1,367696	36,685895	839	323	7,003	1320	0,09093	7,712	N/A	0,16	0,01	31,563105	62,4	46	6,32
23.06.2015 22:00	886	396	6,59762	1,367696	36,685895	839	323	7,003	1320	0,09093	7,712	N/A	0,16	0,01	31,563105	62,4	46	6,32
23.06.2015 23:00	842,5	294	6,498115	1,527584	40,472305	807	344	6,996	1306,666667	0,09093	7,71	N/A	0,16	0,01	32,56539	60,5	51	6,643
24.06.2015 00:00	842,5	294	6,498115	1,527584	40,472305	807	344	6,996	1306,666667	0,09093	7,71	N/A	0,16	0,01	32,56539	60,5	51	6,643
24.06.2015 01:00	793	264	5,758935	1,767416	30,449455	720	348	6,878	783,3333333	0,110916	7,713	14	0,16	0,01	34,904055	92,8	46,6	6,771
24.06.2015 02:00	793	264	5,758935	1,767416	30,449455	720	348	6,878	783,3333333	0,110916	7,713	14	0,16	0,01	34,904055	92,8	46,6	6,771
24.06.2015 03:00	556,5	162	4,337435	1,540908	25,66076	521	272	6,902	2136,666667	0,110916	7,722	1	0,14	0,00	33,45631	55,6	44,4	6,712
24.06.2015 04:00	556,5	162	4,337435	1,540908	25,66076	521	272	6,902	2136,666667	0,110916	7,722	1	0,14	0,00	33,45631	55,6	44,4	6,712
24.06.2015 05:00	507	118	3,78305	0,9813	28,444885	413	223	7,12	1426,666667	0,084268	7,621	9	0,17	0,00	29,22444	49,6	40,6	6,582
24.06.2015 06:00	507	118	3,78305	0,9813	28,444885	413	223	7,12	1426,666667	0,084268	7,621	9	0,17	0,00	29,22444	49,6	40,6	6,582
24.06.2015 07:00	581	98	3,740405	1,674148	25,326665	330	176	7,011	1313,3333333	0,104254	7,712	21	0,14	0,00	26,663045	46,1	27,4	6,462
24.06.2015 08:00	581	98	3,740405	1,674148	25,326665	330	176	7,011	1313,3333333	0,104254	7,712	21	0,14	0,00	26,663045	46,1	27,4	6,462

Tabell A.3: Dag 3

Time	Flow	SSI	TPI	OPI	Ammonia.in	CODi	SCODi	Phi	SS_mabbr	OP_mabbr	PHm	SSo	TPo	OPo	CODo	SCODo	PHo
24.06.2015 09:00	916	100	3,797265	1,727444	20,974068	282	213	7,025	2580	0,22417	6,619	25	0,04	0,06	60,9	39,6	6,342
24.06.2015 10:00	916	100	3,797265	1,727444	20,974068	282	213	7,025	2580	0,22417	6,619	25	0,04	0,06	60,9	39,6	6,342
24.06.2015 11:00	432,5	164	4,820745	2,766716	27,121416	490	395	6,79	1990	0,264142	7,069	21	0,04	0,05	107	38,9	6,282
24.06.2015 12:00	432,5	164	4,820745	2,766716	27,121416	490	395	6,79	1990	0,264142	7,069	21	0,04	0,05	107	38,9	6,282
24.06.2015 13:00	716,5	240	6,640265	3,24638	23,112276	892	543	6,249	1066,666667	0,237494	7,129	67	0,04	0,06	112	86	6,254
24.06.2015 14:00	716,5	240	6,640265	3,24638	23,112276	892	543	6,249	1066,666667	0,237494	7,129	67	0,04	0,06	112	86	6,254
24.06.2015 15:00	921	126	5,9153	2,553532	28,19052	870	575	6,36	466,666667	0,244156	7,042	189	0,03	0,04	178	166	6,265
24.06.2015 16:00	921	126	5,9153	2,553532	28,19052	870	575	6,36	466,666667	0,244156	7,042	189	0,03	0,04	178	166	6,265
24.06.2015 17:00	961,5	186	5,51728	2,460264	34,516052	755	494	6,817	526,666667	0,230832	7,185	74	0,04	0,05	179	169	6,293
24.06.2015 18:00	961,5	186	5,51728	2,460264	34,516052	755	494	6,817	526,666667	0,230832	7,185	74	0,04	0,05	179	169	6,293
24.06.2015 19:00	937	262,00	5,474635	2,327024	34,87242	834	445	6,953	513,3333333	0,404044	7,227	60	0,31	0,04	168	151	6,307
24.06.2015 20:00	937	262,00	5,474635	2,327024	34,87242	834	445	6,953	513,3333333	0,404044	7,227	60	0,31	0,04	168	151	6,307
24.06.2015 21:00	1121,5	310,00	5,03397	1,740768	22,845	646	244	6,936	553,3333333	0,337424	7,17	24	0,24	0,04	111	91,2	6,221
24.06.2015 22:00	1121,5	310,00	5,03397	1,740768	22,845	646	244	6,936	553,3333333	0,337424	7,17	24	0,24	0,04	111	91,2	6,221
24.06.2015 23:00	1262	394,00	6,014805	1,620852	29,259624	727	238	7,08	640	0,184198	7,187	15	0,18	0,05	52	55,3	6,506
25.06.2015 00:00	1262	394,00	6,014805	1,620852	29,259624	727	238	7,08	640	0,184198	7,187	15	0,18	0,05	52	55,3	6,506
25.06.2015 01:00	734,5	162,00	3,882555	1,540908	30,150544	499	270	7,042	1103,3333333	0,150888	7,154	65	0,18	0,05	50,2	48,2	6,481
25.06.2015 02:00	734,5	162,00	3,882555	1,540908	30,150544	499	270	7,042	1103,3333333	0,150888	7,154	65	0,18	0,05	50,2	48,2	6,481
25.06.2015 03:00	548,5	136,00	3,541395	1,301076	35,674248	419	258	7,204	536,6666667	0,210846	7,221	113	0,16	0,05	49,8	45,6	6,572
25.06.2015 04:00	548,5	136,00	3,541395	1,301076	35,674248	419	258	7,204	536,6666667	0,210846	7,221	113	0,16	0,05	49,8	45,6	6,572
25.06.2015 05:00	557	78,00	3,24288	1,087892	37,010628	408	250	7,195	916,6666667	0,350748	7,233	69	0,24	0,04	57	46,6	6,547
25.06.2015 06:00	557	78,00	3,24288	1,087892	37,010628	408	250	7,195	916,6666667	0,350748	7,233	69	0,24	0,04	57	46,6	6,547
25.06.2015 07:00	578,5	122,00	3,49875	1,940628	32,19966	459	288	7,136	3170	0,25748	7,005	16	0,17	0,04	49,5	49,9	6,463
25.06.2015 08:00	578,5	122,00	3,49875	1,940628	32,19966	459	288	7,136	3170	0,25748	7,005	16	0,17	0,04	49,5	49,9	6,463

Tabell A.4: Dag 4

Time	Flow	SSI	TPI	OPI	TNI	Ammunition	CODI	SCODI	Phi	SS_mbr	OP_mbr	PHm	Sso	TPo	OPo	CODO	SCODO	PHo
26.06.2015 09:00	866	206	3,768835	1,660824	28,3	15,628548	821	635	5,81	343,3333333	0,150888	7,31	9	0,00	0,10	55,2	36,8	6,6
26.06.2015 10:00	866	206	3,768835	1,660824	28,3	15,628548	821	635	5,81	343,3333333	0,150888	7,31	9	0,00	0,10	55,2	36,8	6,6
26.06.2015 11:00	932	138	4,337435	2,260404	34,6	20,974068	546	316	6,56	176,6666667	0,197522	7,36	7	0,03	0,11	49,2	35,8	6,26
26.06.2015 12:00	932	138	4,337435	2,260404	34,6	20,974068	546	316	6,56	176,6666667	0,197522	7,36	7	0,03	0,11	49,2	35,8	6,26
26.06.2015 13:00	904	208	5,787365	2,993224	43,1	27,923244	690	384	6,77	310	0,297452	7,3	4	0,00	0,10	46,6	31,6	6,35
26.06.2015 14:00	904	208	5,787365	2,993224	43,1	27,923244	690	384	6,77	310	0,297452	7,3	4	0,00	0,10	46,6	31,6	6,35
26.06.2015 15:00	829,5	186	5,105045	2,566856	40,8	24,983208	764	406	6,79	423,3333333	0,217508	7,24	10	0,02	0,08	74,6	56,3	6,37
26.06.2015 16:00	829,5	186	5,105045	2,566856	40,8	24,983208	764	406	6,79	423,3333333	0,217508	7,24	10	0,02	0,08	74,6	56,3	6,37
26.06.2015 17:00	785	206	5,54571	2,873308	41,2	25,161392	858	335	6,79	260	0,197522	7,21	19	0,19	0,09	74,8	49,8	6,35
26.06.2015 18:00	785	206	5,54571	2,873308	41,2	25,161392	858	335	6,79	260	0,197522	7,21	19	0,19	0,09	74,8	49,8	6,35
26.06.2015 19:00	815,5	188	5,247195	1,860684	46,6	28,63598	902	574	6,83	440	0,230832	7,23	8	0,11	0,10	65,9	45,7	6,4
26.06.2015 20:00	815,5	188	5,247195	1,860684	46,6	28,63598	902	574	6,83	440	0,230832	7,23	8	0,11	0,10	65,9	45,7	6,4
26.06.2015 21:00	847,5	154	4,081565	1,754092	50,3	36,2088	567	352	6,72	390	0,25748	7,29	25	0,26	0,11	132	88	6,34
26.06.2015 22:00	847,5	154	4,081565	1,754092	50,3	36,2088	567	352	6,72	390	0,25748	7,29	25	0,26	0,11	132	88	6,34
26.06.2015 23:00	850,5	140	3,98206	1,78074	45,8	32,19966	635	396	6,96	370	0,337424	7,25	12	0,11	0,08	69,9	51,3	6,61
27.06.2015 00:00	850,5	140	3,98206	1,78074	45,8	32,19966	635	396	6,96	370	0,337424	7,25	12	0,11	0,08	69,9	51,3	6,61
27.06.2015 01:00	762	132	3,72619	1,740768	47,8	34,516052	616	425	6,84	346,6666667	0,237494	7,3	36	0,34	0,08	93,6	50,6	6,67
27.06.2015 02:00	762	132	3,72619	1,740768	47,8	34,516052	616	425	6,84	346,6666667	0,237494	7,3	36	0,34	0,08	93,6	50,6	6,67
27.06.2015 03:00	601,5	112	3,3566	1,540908	54,1	33,803316	387	212	7,03	416,6666667	0,144226	7,21	7	0,66	0,10	65,7	52,1	6,68
27.06.2015 04:00	601,5	112	3,3566	1,540908	54,1	33,803316	387	212	7,03	416,6666667	0,144226	7,21	7	0,66	0,10	65,7	52,1	6,68
27.06.2015 05:00	588	94	2,93015	1,540908	44,2	32,377844	319	192	7,06	466,6666667	0,137564	7,15	11	0,16	0,08	66,1	46,4	6,66
27.06.2015 06:00	588	94	2,93015	1,540908	44,2	32,377844	319	192	7,06	466,6666667	0,137564	7,15	11	0,16	0,08	66,1	46,4	6,66
27.06.2015 07:00	545	72	2,432625	1,261104	26	26,765048	202	106	7,11	516,6666667	0,117578	7,14	5	0,06	0,08	54,9	35	6,67
27.06.2015 08:00	545	72	2,432625	1,261104	26	26,765048	202	106	7,11	516,6666667	0,117578	7,14	5	0,06	0,08	54,9	35	6,67

Tabell A.5: Dag 5

Time	Flow	SSI	TPI	OFI	Ammonia.in	CODi	SCODi	Phi	SS_mbr	OP_mbr	PHm	SSo	TPo	OPo	CODo	SCODo	PHo
27.06.2015 09:00	552,5	64	2,176755	0,888032	21,95408	218	82,2	7,35	103,33333333	0,177536	7,626	4	0	0,084268	33,7	26,2	6,164
27.06.2015 10:00	552,5	64	2,176755	0,888032	21,95408	218	82,2	7,35	103,33333333	0,177536	7,626	4	0	0,084268	33,7	26,2	6,164
27.06.2015 11:00	810	108	4,63595	0,141888	35,852432	297	119	7,367	83,33333333	0,170874	7,757	7	0,14308	0,084268	30,2	24	6,209
27.06.2015 12:00	810	108	4,63595	0,141888	35,852432	297	119	7,367	83,33333333	0,170874	7,757	7	0,14308	0,084268	30,2	24	6,209
27.06.2015 13:00	901,5	174	4,394295	2,260404	40,039756	427	158	7,354	63,33333333	0,204184	7,909	N/A	0,0222525	0,077606	36,5	30,9	6,22
27.06.2015 14:00	901,5	174	4,394295	2,260404	40,039756	427	158	7,354	63,33333333	0,204184	7,909	N/A	0,0222525	0,077606	36,5	30,9	6,22
27.06.2015 15:00	880	216	5,00554	2,366996	33,53604	890	538	6,749	96,66666667	0,204184	7,8	N/A	0	0,070944	52,4	40,1	6,34
27.06.2015 16:00	880	216	5,00554	2,366996	33,53604	890	538	6,749	96,66666667	0,204184	7,8	N/A	0	0,070944	52,4	40,1	6,34
27.06.2015 17:00	758	152	4,820745	2,300376	25,250484	1013	720	6,548	110	0,197522	7,785	12	0,0506825	0,070944	122	102	6,203
27.06.2015 18:00	758	152	4,820745	2,300376	25,250484	1013	720	6,548	110	0,197522	7,785	12	0,0506825	0,070944	122	102	6,203
27.06.2015 19:00	746	130,00	3,541395	1,807388	31,041464	800	576	6,718	210	0,130902	7,633	10	0,356305	0,077606	170	140	6,124
27.06.2015 20:00	746	130,00	3,541395	1,807388	31,041464	800	576	6,718	210	0,130902	7,633	10	0,356305	0,077606	170	140	6,124
27.06.2015 21:00	748,5	198,00	3,9252	1,727444	36,386984	735	180	6,867	330	0,15755	7,698	40	0,2212625	0,070944	151	103	6,266
27.06.2015 22:00	748,5	198,00	3,9252	1,727444	36,386984	735	180	6,867	330	0,15755	7,698	40	0,2212625	0,070944	151	103	6,266
27.06.2015 23:00	732	138,00	3,15759	1,58088	34,694236	389	186	7,14	366,66666667	0,15755	7,635	14	0,0222525	0,070944	156	82,9	6,906
28.06.2015 00:00	732	138,00	3,15759	1,58088	34,694236	389	186	7,14	366,66666667	0,15755	7,635	14	0,0222525	0,070944	156	82,9	6,906
28.06.2015 01:00	716,5	430,00	6,68291	1,58088	38,525192	788	199	7,083	413,33333333	0,144226	7,64	12	0,072005	0,070944	53,9	39,2	6,737
28.06.2015 02:00	716,5	430,00	6,68291	1,58088	38,525192	788	199	7,083	413,33333333	0,144226	7,64	12	0,072005	0,070944	53,9	39,2	6,737
28.06.2015 03:00	589	94,00	2,887505	1,51426	38,703376	308	138	7,197	306,66666667	0,137564	7,72	9	0	0,064282	41,3	37	6,71
28.06.2015 04:00	589	94,00	2,887505	1,51426	38,703376	308	138	7,197	306,66666667	0,137564	7,72	9	0	0,064282	41,3	37	6,71
28.06.2015 05:00	551,5	138,00	3,01544	1,141188	47,523484	333	146	7,284	326,66666667	0,150888	7,738	20	0,3207675	0,064282	56,9	39,4	6,665
28.06.2015 06:00	551,5	138,00	3,01544	1,141188	47,523484	333	146	7,284	326,66666667	0,150888	7,738	20	0,3207675	0,064282	56,9	39,4	6,665
28.06.2015 07:00	548,5	136,00	2,972795	1,234456	42,44524	342	167	7,301	100	0,19086	7,868	5	0,17151	0,077606	46,9	39,9	6,623
28.06.2015 08:00	548,5	136,00	2,972795	1,234456	42,44524	342	167	7,301	100	0,19086	7,868	5	0,17151	0,077606	46,9	39,9	6,623

Tillegg B

Tabeller som blir brukt til å teste modellene i drøftingen

Tabell B.1: Dag 1

Time	Flow	SSin	TPin	OPin	Ammonia.in	CODin	SCODin	PHin	SSm	OPm	PHm	SSo	TPo	OPo	Ammonia.out	CODO	SCODO	PHo
30.01.2016 10:00	776,9323333	110	1,1020756	0,33627	9,03938	2337	2335	4	108	0	7,05	18	0,234	0	10,445972	68,5	46,5	6,43
30.01.2016 12:00	824,60125	102	1,131934	0,3594648	8,043044	241	101	6,92	58	0	7,09	14	0,051	0	8,89286	29,4	21,2	6,47
30.01.2016 14:00	791,3754917	92	1,1156476	0,2473566	5,933156	238	87,6	6,99	98	0	7,08	6	0,155	0	8,248172	28,1	19,1	6,38
30.01.2016 16:00	783,2447083	48	1,084432	2,39803	7,486268	215	87,8	7	106	0	7,05	2	0,058	0	13,698716	32,4	24,6	6,45
30.01.2016 18:00	1052,045492	82	1,0817176	0,2705514	8,248172	280	84	7,04	94	0	7,03	2	0,175	0	8,101652	41,2	24,6	6,4
30.01.2016 20:00	1058,0955	90	1,1020756	0,432915	12,790292	218	94,8	7,07	106	0	7,03	10	0,165	0	9,420332	32,3	24,4	6,33
30.01.2016 22:00	759,7719583	120	1,0966468	0,5192512	12,673076	275	106	7,15	192	0	7,06	14	0,086	0	12,321428	31,1	10	6,39
31.01.2016 00:00	942,0093833	150	1,118362	0,5669294	18,240836	259	96,1	7,17	138	0	7,09	2	0,121	0	16,101644	35,5	26,2	6,59
31.01.2016 02:00	1250,383	102	1,118362	0,452244	16,101644	255	93,4	7,26	80	0	7,14	12	0,121	0	15,7793	25,9	26,7	6,6
31.01.2016 04:00	1007,48125	120	1,111576	0,2550882	14,782964	235	77,9	7,19	134	0	7,2	2	0,175	0	14,079668	27	20,5	6,61
31.01.2016 06:00	1176,896083	126	1,0532164	0,2873032	10,6511	288	71,8	7,17	116	0	7,16	4	0,234	0	8,511908	27,4	19,2	6,55
31.01.2016 08:00	1307,12175	34	1,1156476	0,1263374	10,152932	124	66,3	7,23	114	0	7,18	10	0,165	0	7,779308	19,8	14,7	6,51

Tabell B.2: Dag 2

Time	Flow	SSin	TPin	OPin	TNin	Ammoniacin	CODin	SCODin	PHin	SSm	OPm	PHm	Sso	TPo	OPo	Ammoniacout	CODO	SCODO	PHo
01.02.2016 08:30	691,814975	110	4,90495	3,589985	45,45804	39,216934	313	158	7	146	0,4213176	7,1	2	0,1221772	0,0817715	34,027354	35,1	38,1	6,52
01.02.2016 10:30	676,8057417	154	4,26028	3,55777	44,44924	43,981912	578	320	6,75	190	0,3723508	7,13	8	0,1262488	0,0431135	39,122578	50,6	44,7	6,54
01.02.2016 12:30	681,5404769	192	4,32814	2,771724	42,6334	35,725762	587	241	6,91	242	0,387814	7,1	14	0,1167484	0,0366705	35,914474	60,7	52,7	6,42
01.02.2016 14:30	670,7085417	188	3,98884	1,953463	35,16828	28,93213	526	254	6,83	232	0,3723508	7,09	8	0,134392	0,0495565	36,7165	39,9	46,9	6,42
01.02.2016 16:30	623,4537667	142	4,56565	2,249841	30,72956	29,498266	500	186	6,95	218	0,2048328	7,06	22	0,1289632	0,0431135	29,922868	45,5	41,8	6,38
01.02.2016 18:30	551,8078846	128	4,12456	2,713737	33,75956	34,027354	330	150	7,04	192	0,1996784	7,1	2	0,1452496	0,0624425	33,88582	38,1	31,2	6,38
01.02.2016 20:30	513,45305	132	4,46386	2,01145	41,01932	37,612882	459	122	7,06	168	0,3001892	7,11	8	0,134392	0,0495565	46,246456	36,7	28,1	6,47
01.02.2016 22:30	506,599025	130	3,98884	2,037222	48,88796	49,029958	335	138	7,18	164	0,2409136	7,16	2	0,1262488	0,0559995	44,123446	35,5	28,7	6,67
02.02.2016 00:30	531,9616083	122	4,0567	1,270505	40,81756	36,95239	292	99,4	7,16	118	0,0708184	7,1	4	0,1289632	0,0431135	41,4343	23,8	18	6,56
02.02.2016 02:30	640,2651583	80	3,7174	1,489567	30,93132	23,223592	160	65,7	7,12	98	0,4496668	7,1	2	0,1398208	0,0431135	30,677716	19,1	8,91	6,59
02.02.2016 04:30	665,87365	70	4,26028	0,568218	30,32604	30,677716	158	53,1	7,14	86	0,3775052	7,13	6	0,1221772	0,0559995	29,262376	25	14,2	6,68
02.02.2016 06:30	643,2355083	66	3,51382	0,903254	31,13308	32,140234	166	83,5	7,24	212	0,2151416	7,13	4	0,134392	0,1977455	37,754416	36,6	22,3	6,66

Tabell B.3: Dag 3

Time	SSin	TPin	OPin	TNin	Ammonia.in	CODin	SCODin	PHin	SSm	OPm	PHm	SSo	TPo	OPo	Ammonia.out	CODO	SCODO	PHo	TNo
04.02.2016 08:30	104	1,654644	0,980031	39,53336	22,292048	309	128	7,13	256	0,158763	7,04	16	0,197871	0,002331	23,141252	26,9	17,8	6,39	36,547312
04.02.2016 10:30	194	1,879515	1,9284	50,912624	31,91636	461	239	7	282	0,334749	7,08	6	0,158763	0	26,915492	48	39,6	6,46	39,694768
04.02.2016 12:30	174	2,603013	1,654644	48,572208	27,859052	622	325	6,74	322	0,383634	7,01	2	0,217425	0,002331	28,14212	69,2	62,3	6,39	40,74392
04.02.2016 14:30	140	1,947954	1,419996	42,519408	22,669472	459	250	6,79	254	0,667167	7,04	8	0,305418	0,021885	25,028372	90,4	57,1	6,4	35,175344
04.02.2016 16:30	144	2,603013	0,892038	42,600112	25,217084	479	253	6,89	312	0,686721	7,08	28	0,608505	0,012108	25,500152	41,5	41	6,42	37,757872
04.02.2016 18:30	132	3,287403	1,175571	53,817968	35,030108	405	195	7,05	312	0,667167	7,08	16	0,197871	0,012108	28,802612	42,7	41,6	6,4	41,228144
04.02.2016 20:30	154	1,850184	1,077801	55,916272	39,93662	520	239	6,99	340	0,520512	7,09	18	0,236979	0,012108	34,369616	46,2	42,8	6,41	45,18264
04.02.2016 22:30	130	1,9284	1,14624	56,804016	38,143856	465	224	7,13	322	0,412965	7,11	26	1,175571	0,002331	34,27526	48,1	45,5	6,6	47,442352
05.02.2016 00:30	128	2,681229	1,116909	56,965424	39,370484	427	199	7,1	438	0,295641	7,08	12	0,647613	0,100101	36,445448	39,5	41,6	6,58	46,3932
05.02.2016 02:30	112	3,042978	1,175571	55,67416	38,143856	348	165	7,18	618	0,100101	7,1	20	1,224456	0,002331	36,63416	36,5	37,6	6,7	51,881072
05.02.2016 04:30	98	1,566651	0,901815	58,983024	38,898704	240	128	7,22	508	0,041439	7,09	50	1,664421	0,002331	37,483364	105	34,4	6,6	50,751216
05.02.2016 06:30	84	1,693752	0,65739	55,593456	31,727648	233	120	7,14	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Tabell B.4: Dag 4

Time	Ssin	TPin	OPin	TNin	Ammonia _{in}	COD _{in}	SCOD _{in}	PH _{in}	S _{in}	OP _{in}	PH _{in}	SS _o	TP _o	OP _o	Ammonia _{out}	COD _o	SCOD _o	PH _o	TN _o
25.02.2016 08:30	70	1.557893647	0.892038	66.0619	48.180754	600	386	7.02	130	0.080547	7.3	10	0.444461	0.109878	39.735892	69.4	40.2	6.41	40.8155
25.02.2016 10:30	94	2.190402045	1.811076	71.81206	48.322288	657	420	7.23	204	0.139209	7.28	20	0.655692	0	45.161362	139	97.8	6.4	46.24542
25.02.2016 12:30	112	2.253852045	1.811076	81.09302	35.53705	802	575	6.62	232	0.227202	7.1	22	0.719884	0	42.896818	143	118	6.33	50.4255
25.02.2016 14:30	194	2.36220885	1.507989	52.14046	31.715632	680	416	6.81	294	0.412965	7.1	10	0.334732	0	38.83951	140	130	6.35	42.3551
25.02.2016 16:30	178	2.323295288	1.53732	63.0355	31.904344	959	618	6.76	368	0.520512	6.94	8	0.27054	0	32.847904	179	179	6.44	42.25422
25.02.2016 18:30	194	2.321407161	1.43955	75.04022	46.529524	657	338	6.98	378	0.530289	7.04	2	0.077964	0	36.150364	179	179	6.39	44.57446
25.02.2016 20:30	164	2.180684284	1.380888	74.03142	50.067874	670	374	7.02	292	0.412965	7.09	2	0.077964	0	37.141102	152	137	6.55	47.19734
25.02.2016 22:30	180	2.213769033	1.34178	77.56222	47.190016	519	272	7.17	314	0.305418	7.17	4	0.142156	0	40.868164	130	109	6.68	51.73694
26.02.2016 00:30	144	1.981950404	1.165794	73.1235	49.784806	464	241	7.21	342	0.178317	7.27	8	0.27054	0	40.396384	90.3	53.9	6.71	50.52638
26.02.2016 02:30	142	1.910783463	1.058247	61.11878	56.578438	447	196	7.18	300	0.100101	7.25	2	0.077964	0	42.094792	52.6	50	6.79	60.21086
26.02.2016 04:30	68	1.422609766	0.676944	52.9475	35.584228	230	120	7.28	222	0.109878	7.33	2	0.090072	0.012108	46.104922	50.9	43.1	6.81	57.08358
26.02.2016 06:30	82	1.541905519	0.794268	51.03078	32.564836	567	442	6.52	144	0.060993	7.3	2	0.080295	0.002331	40.066138	41.1	34.6	6.72	39.63134

Tabell B.5: Dag 5

Time	SSin	TPin	OPin	Ammonia.in	CODin	SCODin	PHin	SSm	OPm	PHm	SSo	TPo	OPo	Ammonia.out	CODO	SCODO	PHo
29.02.2016 08:30	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	176	0,109878	7,19	26	0,0547125	0,002331	48,505435	93,8	67,1	6,57
29.02.2016 10:30	506	4,23438	2,583459	44,731195	1355	443	6,91	272	0,129432	7,27	34	0,22581	0	37,654495	70,3	53,7	6,64
29.02.2016 12:30	342	4,91877	2,632344	48,62338	1155	531	6,61	272	0,667167	7,22	22	0,0547125	0,002331	34,116145	95,5	81,5	6,62
29.02.2016 14:30	256	3,64776	2,241264	48,85927	930	487	6,69	294	0,872484	7,25	0	0,03027	0,012108	31,16752	91,5	84,3	6,59
29.02.2016 16:30	244	2,8656	1,996839	44,84914	1016	582	6,66	324	0,872484	7,16	10	0,03027	0,012108	33,05464	143	132	6,49
29.02.2016 18:30	360	3,4277775	1,644867	56,17186	769	387	7,01	292	0,686721	7,15	14	1,0324125	0,012108	33,29053	165	151	6,48
29.02.2016 20:30	118	2,3034225	1,468881	54,04885	725	382	6,99	268	0,500958	7,22	212	0,079155	0,012108	34,587925	137	125	6,55
29.02.2016 22:30	182	3,1344675	1,517766	47,325985	797	449	6,98	272	0,305418	7,25	18	0,2013675	0,021885	35,059705	118	103	6,8
01.03.2016 00:30	88	3,989955	1,468881	39,305725	645	321	7,12	264	0,256533	7,27	4	0,03027	0,012108	33,880255	107	96,2	6,77
01.03.2016 02:30	364	2,57229	1,283118	44,023525	681	230	7,22	246	0,246756	7,37	12	0,03027	0,012108	34,823815	96,6	57,5	6,81
01.03.2016 04:30	260	2,718945	1,097355	43,19791	466	178	7,34	224	0,158763	7,38	0	0,03027	0,012108	35,531485	56,2	43,2	6,77
01.03.2016 06:30	456	2,8656	1,077801	33,880255	817	238	6,98	250	0,246756	7,39	0	0,03027	0,012108	36,946825	60	45,8	6,84

Tabell B.6: Dag 6

Time	SSin	TPrin	OPin	Ammonia,in	CODin	SCODin	PHin	SSm	OPm	PHm	SSo	TPo	OPo	Ammonia,out	CODO	SCODO	PHo
16.03.2016 09:45	56	1,781745	0,980031	30,217952	738	435	6,02	182	0,07077	7,07	2	0,16854	0,002331	31,91636	41	41	6,63
16.03.2016 11:45	86	2,554128	1,195125	41,163248	315	172	7,07	126	0,324972	7,16	12	0,178317	0,012108	41,918096	69,2	33	6,56
16.03.2016 13:45	110	2,71056	1,107132	37,955144	470	252	7,06	162	0,422742	7,06	2	0,16854	0,012108	33,992192	101	92,7	6,48
16.03.2016 15:45	156	2,378142	1,488435	32,199428	453	176	7,02	198	0,305418	7,14	2	0,139209	0,002331	29,934884	63,7	61,8	6,51
16.03.2016 17:45	146	2,114163	0,598728	35,313176	402	175	7,04	192	0,236979	7,14	2	0,16854	0,002331	33,614768	51,3	52,6	6,57
16.03.2016 19:45	106	1,908846	0,481404	31,350224	362	143	7	164	0,129432	7,11	6	0,100101	0,012108	35,124464	51	39,2	6,54
16.03.2016 21:45	110	1,83063	0,403188	58,33604	384	162	7	146	0,16854	7,1	2	0,139209	0	34,180904	46,9	36,5	6,5
16.03.2016 23:45	78	1,840407	0,55962	39,842264	313	135	7,13	150	0,100101	7,15	2	0,16854	0,002331	40,030976	40,8	30,1	6,81
17.03.2016 01:45	70	2,798553	0,647613	53,901308	276	107	7,25	136	0,090324	7,19	2	0,139209	0	43,71086	37,6	26,7	6,77
17.03.2016 03:45	44	1,53732	0,549843	53,523884	188	95	7,29	92	0,060993	7,21	2	0,178317	0	45,975404	35	23,7	6,77
17.03.2016 05:45	10	0,960477	0,36408	40,785824	119	60	7,32	66	0,051216	7,21	0	0,315195	0,002331	39,93662	26,5	17,9	6,81
17.03.2016 07:45	0	0,901815	0,432519	24,273524	107	62,3	7,25	108	0,119655	7,22	4	0,119655	0	32,199428	25,6	15,6	6,76

Referanser

- APHA (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22 utg.). AWWA.
- Arnesen, V. (1999). Vannekspertenes kritiske rolle. Kloakk og forurensning i Indre Oslofjord 1896-1970. Hovedoppgave, Universitetet i Oslo.
- Berge, G. og M. Chaudhary (2015). Jevn nedgang i antall avløpsanlegg.
- Byskov, P. (2015). Resultater fra avløpsaksjoner i 2014 og 2015 (m-468|2015). Technical report, Miljødirektoratet.
- Chandrappa, R. og D. B. Das (2014). *Sustainable Water Engineering, Theory and Practice*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Daw, J., K. Hallett, J. DeWolfe, og I. Venner (2012). Energy efficiency strategies for municipal wastewater treatment facilities. Technical report, NREL.
- de León Pérez, D. P. (2002). Performance of an ammonia stripper for wastewater treatment (ammonosulf method).
- Ødegaard, H. (Red.) (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2 utg.). Norsk vann.
- Goldstein, R. og W. Smith (2002). *Water & Sustainability (Volume 4): U.S. Electricity Consumption for Water Supply & Treatment - The Next Half Century*. EPRI.
- Gulbrandsen, O. M. M. (2008). Tiltak på avløpsnett rett mot forventede klimendringer og kost/nytte-beregninger av tiltakene. Hovedoppgave, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Hals, H. (1978). Akershus-budstikken 22.7.1897. *Sitert fra boken 'Lillestrøms historie'*.
- Holst, P. M. (1921). Om anvendelsen av septic tanks i Norge. *Tidsskrift for den norske lægeforening*.
- Johansen, T. A. (2004). *Det viktige vannet - Norsk vann- og avløpshistorie*. Interconsult ASA.
- Lepperød, T. (2015). Enorme forskjeller på hva vann, avløp og avfall koster deg.
- Lerbakk, S. (2009). Rehabilitering og oppgradering av solumstrand renseanlegg. Technical report, Drammen Kommune.
- Lindholm, O. (2008). Klimatilpasninger – veiledning om mulige tiltak i avløpsanlegg (ta-2317/2008). Technical report, Statens forurensningstilsyn.
- Mangon, H. (1857). Om at udskille den i Stæders Kloakvand tilstedeværende Gjødning. *Polyteknisk tidsskrift* 4(16), 252.
- Morgenroth, E., E. Arvin, og P. Vanrolleghem (2002). The use of mathematical models in teaching wastewater treatment engineering. *Water Science and Technology* 6(45), 229–233.
- Mueller, N. C. og B. Nowack (2008). Exposure modeling of engineered nanoparticles in the environment. *Environmental science & technology* 42(12), 4447–4453.
- Norges Naturvernforbund (1971). *Årsmelding 1970*. Norges Naturvernforbund: Grøn-

- dahl & Søn boktrykkeri.
- Proceedings of Institutions Civil Engineers (1987). *Sewage treatment optimization model - STOM - the sewage works in a personal computer.*, Volume 1. Proceedings of Institutions Civil Engineers.
- Ruter (2015). Renewable energy powertrain options for ruter. Technical report, Roland Berger Strategy Consultants.
- Savage, N. og M. S. Diallo (2005). Nanomaterials and water purification: Opportunities and challenges. *Journal of Nanoparticle Research* 7(4), 331–342.
- Schmidt, M. og H. Lipson (2009). Distilling free-form natural laws from experimental data. *Science* 324(5923), 81–85.
- Schmidt, M. og H. Lipson (2014). Eureka (version 0.98 beta) [software]. Academic license. Available from www.nutonian.com.
- Wanga, X., H. Ratnaweeraa, J. Holm, og V. Olsbu (2016). Statistical monitoring and plant-wide modelling of a full-scale wastewater treatment plant for better process control.
- Zhang, R., W.-M. Xie, H.-Q. Yu, og W.-W. Li (2014). Optimizing municipal wastewater treatment plants using an improved multi-objective optimization method. *Bioresource Technology* (157), 161–165.



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway