



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Optimalisering av fellingsprosessen ved hjelp av vannkvalitetsparametere, sanntidsmåling og fnokkstruktur

Optimalization of the coagulation-flocculation
process using water quality parameters, real-time
monitoring and flocstructure

Therese Torskenæs
Vann- og miljøteknikk

FORORD

Denne masteroppgaven omhandler fellingsprosessen og hvordan denne kan optimaliseres. En optimalisert fellingsprosess bidrar til redusert bruk av kjemikalier, noe som er et attraktivt mål både med tanke på kostnader og på miljø. Arbeidet med oppgaven har vært bestående av både eksperimentelt arbeid gjennom fysisk testing av sensor i fullskala og teoretisk arbeid. Læringskurven har vært bratt og hele prosessen har vært en berg- og dalbane med kort avstand mellom oppturer og nedturer. Arbeidet har vært svært lærerikt og jeg har fått god trening i litteratursøk, kritisk tenking og praktisk anvendelse av tilegnet kunnskap.

Jeg vil takke mange, men vil ikke glemme noen. Noen må likevel nevnes med navn. Takk til veiledere Harsha Ratnaweera og Erik Johannessen for raske og gode tilbakemeldinger. Takk til Nataliia Sivchenko, for uvurderlig hjelp og innsikt gjennom hele prosessen. Takk til Aleksander Hykkerud for hjelp til programmering, og hjelp til å forstå programmering. Takk til Sigrid Helene Agnalt for gjennomlesning med et akademisk godt øye. Takk til Jaqueline Dahlstrøm og John Christian Singleton for bistand i engelsk grammatikk. Til sist vil jeg gi en generell takk til alle berørte i min nærmeste periferi, takk for at dere tålmodig hører på når jeg legger ut om ting som overhodet ikke, men som kanskje burde, interessere folk utenfor «bransjen».

For en reise!

Therese Torskenæs
Ås, Norge

SAMMENDRAG

Helt siden de første renseanleggene ble bygget i Norge på 70-tallet har det vært sverget til kjemisk felling, og det er fremdeles den foretrukne metoden for rensing av avløpsvann. Årsaken er den gode effekten det har på fjerning av fosfor og partikler. Hvilket er viktig ettersom fosfor kan ødelegge biologien i resipienten hvor rensed avløpsvann slippes ut, men også fordi det er forventet en knapphet på fosfor i fremtiden. Redusert kjemikaliebruk vil produsere slam av bedre kvalitet som vil være lettere å gjenbruke, blant annet som gjødsel i landbruket. Fosfor er essensielt for plantevekst og derfor en viktig ressurs i jordbruket.

Grunnet strenge renskrav til fosfor er det ikke uvanlig at det overdoseres kjemikalie ved norske renseanlegg. Ulempene ved dette er flere, både driftsøkonomisk og fra et miljøperspektiv. Driftsøkonomisk er innkjøp av fellingskjemikalier kostbart, det samme er behandling av slam. Med tanke på miljø bidrar både produksjon og transport av fellingskjemikalier til et forhøyet karbonavtrykk. Med en mer optimalisert bruk av fellingskjemikalie kan innkjøpsutgiftene reduseres og det vil bli produsert mindre slam av bedre kvalitet som igjen bidrar til bedre plantetilgjengelighet av fosfor. Det jobbes stadig med å optimalisere fellingsprosessen, men selv om kjemisk felling er en godt etablert metode finnes det ingen universell akseptert matematisk modell som forklarer prosessen. Det kommer stadig nye optimaliseringsverktøy på markedet som kan vise til gode resultater. Online sensorer har vist seg å være godt egnet for avløpsvann, som blant annet kan kjennetegnes ved hurtige endringer i både mengde og kvalitet.

En ulempe med eksisterende doseringskontroll-systemer er behovet for mange og til dels avanserte sensorer. Denne oppgaven har testet en ny type sensor som benytter bildeanalyse i fullskala ved avløpsrenseanlegget i Fredrikstad, Øra RA. Bildeanalyse er ikke noe nytt, men i tiden vi nå er inne i, med bedre, billigere og mer tilgjengelig teknologi er teknikken igjen aktuell å teste. Grunnet den komplekse naturen til avløpsvann er det benyttet teksturanalyse på de innhentede bildene.

Oppsummert indikerer forsøkene fra Øra RA at bildeanalyse har potensial i avløpsrenseprosessen og en sensor bygget på denne teknologien kan mulig erstatte eksisterende, konvensjonelle sensorer. Målet med sensoren er å gjøre en i dag dyr og avansert teknologi tilgjengelig for alle, også de mindre avløpsrenseanleggene her til lands.

ABSTRACT

Since the first wastewater treatment plants were built in Norway in the 70's, chemical treatment has dominated as the preferred method and to this day is still the most commonly used. One reason is the good effect it has on particles and phosphorus removal. This is important because phosphorus has a negative impact where the treated wastewater is let out and alongside this, we expect shortages of phosphorus in the future. Reduced use of chemicals will produce sludge with higher quality, which will be easier to reuse, i.e. as fertilizer in the agriculture. Phosphorus is essential for plant growth and is therefore an important asset in agriculture.

Due to the strict treatment demands on phosphorus removal, it is not unusual that Norwegian treatment plants overuse chemicals. There are many disadvantages with this overuse, both economically and environmentally. Economically the chemicals are expensive to buy and from an environmental perspective both production and transport of the chemicals leave a severe carbon footprint. With more optimised use of the chemicals, the costs can be reduced, less sludge will be produced and better quality sludge will be formed. The sludge produced with less chemicals also has a better plant availability of phosphorus. Efforts are constantly being made to optimise the process, but even though the coagulation-flocculation is a well-known process, there still not exists a universally accepted mathematical model who explains the process. New optimisation tools are constantly put on the market and have produced some good results. Online sensors have proven to be very effective on wastewater, who is characterised by rapid changes in both quantity and quality.

The advanced dosing-control systems that exists today often need many expensive, and partly advanced, sensors. Which is a disadvantage with the technology. This thesis has tested a new type of sensor which uses image analysis in full-scale at the wastewater treatment plant in Fredrikstad, Norway. Image analysis is not anything new, but with the technology we now have available, which both reduces the price and improves the quality, the technique is again relevant for testing. Due to the complex nature of wastewater, texture analysis has been the preferred method on the images.

In summary, the testing has proven that image analysis has potential in the wastewater treatment process. A sensor built on this technology can be a possible replacement for some of the

conventional sensors existing today. The goal is to make the advanced dosing-control system available for treatment plants in all sizes with less expensive and less advanced online sensors.

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	i
SAMMENDRAG	iii
ABSTRACT	v
FIGURLISTE	ix
TABELLISTE	xi
VEDLEGG	xi
ORDFORKLARING	xiii
1. INNLEDNING	2
<i>1.1 BAKGRUNN</i>	5
1.1.1 BAKGRUNN FOR PROSJEKT	5
1.1.2 ØRA AVLØPSRENSSEANLEGG	6
1.1.3 HVORFOR FOKUS PÅ REDUSERT KJEMIKALIEBRUK I AVLØPSRENSSEANLEGG	17
<i>1.2 PROBLEMSTILLING</i>	19
2. TEORETISK BAKGRUNN	20
<i>2.1 LOVER OG FORSKRIFTER</i>	20
2.1.1 DAGENS RENSEKRAV	21
2.1.2 FREMTIDIGE RENSEKRAV	21
<i>2.2 KJEMISK FELLING</i>	23
2.2.1 KOAGULERINGSPROSESSEN.....	24
<i>2.3 OPTIMALISERING AV FELLINGSPROSESSEN</i>	26
2.3.1 SANNTIDSMÅLING	28
2.3.1.1 RELEVANTE PROSESSPARAMETERE	30
2.3.2 ANALYSEVERKTØY	33
<i>2.4 LITTERATURSTUDIE BILDEANALYSE</i>	37
3. METODE	40
<i>3.1 UTSTYR OG EKSPERIMENTOPPSETT</i>	41
<i>3.2 ANALYSERING AV INNHENTET DATA</i>	44

3.3	VANNPRØVETAKING.....	47
4.	RESULTATER OG DISKUSJON	50
4.1	INNLEDENDE FORSØK	50
4.2	ERFARINGER OG VISUELLE OBSERVASJONER GJORT I LØPET AV FORSØKSPERIODEN ..	53
4.2.1	MULIGE FEILKILDER.....	56
4.3	RESULTATER OG DISKUSJON, MULTIVARIAT ANALYSE.....	62
4.3.1	RESULTATER.....	62
4.3.2	DISKUSJON	67
4.3.3	ALTERNATIVE METODER	68
4.4	RESULTATER OG DISKUSJON, VANNPRØVETAKER	69
5.	KONKLUSJON.....	70
6.	VIDERE ARBEIDER OG FORSKNING	71
7.	REFERANSER	72

FIGURLISTE

- Figur 1. Flytskjema vannbehandlingen Øra RA
- Figur 2. Vannmengde tilført anlegget i kubikkmeter per år
- Figur 3. Vannmengde videre til kjemisk trinn i kubikkmeter per år
- Figur 4. Vannmengde i overløp i kubikkmeter per år
- Figur 5. Forbruk av fellingskjemikalie, PIX, i tonn per år
- Figur 6. Spesifikk forbruk av fellingskjemikalie, PIX, i gram per kubikkmeter
- Figur 7. Årlig gjennomsnittlig rensegrad for fosfor i prosent for 2009 til 2018
- Figur 8. Antall godkjente prøver av 24 for BOF
- Figur 9. Antall godkjente prøver av 24 for KOF
- Figur 10. Innlagring av avløpsvann ved utslipp til en saltvannsresipient, en prinsippskisse
- Figur 11. Prinsippskisse av den kjemiske renseprosessen.
- Figur 12. Grafisk fremstilling av rensegrad og dosering av koagulant
- Figur 13. Prinsippskisse DOSCON®
- Figur 14. Løselighetsdiagram for fellingskjemikalier ved ulike pH (Ødegård, 2014)
- Figur 15. Korrelasjonsdiagram, Unscrambler®
- Figur 16. Illustrasjonsskisse av prinsippet i GLCM (Sivchenko, 2017)
- Figur 17. Prosedyre PLSR, Unscrambler
- Figur 18. Stegene for fnokksensoren
- Figur 19. Skjematisk fremstilling av installasjon
- Figur 20. Bilde av systemet a) viser oversiktsbilde og b) nærbilde av kyvetten med kamera og lyskilde
- Figur 21. Illustrasjonsskisse av en peristaltisk pumpe
- Figur 22. a) Kamerainnstillinger og b) innstillinger for billedtakningen
- Figur 23. Karusellprøvetaker

Figur 24. Fnokksensor. Bildet til høyre viser kretskortet koblet sammen med batteri og kamera med infrarøde lys plassert på hver side. Bildet til venstre viser samme installasjon plassert i boks festet til metallplate.

Figur 25. Grafisk fremstilling av hvordan fnokkstørrelse og -antall korrelerer med rensegrad og dosering

Figur 26. Visuell observasjon av endring i fnokkstruktur i kyvetten. Bilde til venstre viser små fnokker, bilde til høyre viser større fnokker

Figur 27. Fnokkstørrelser ved ulike koagulantdoser. Helt til venstre viser fnokkstørrelse ved ingen dosering. Bildet helt til høyre viser fnokkstørrelse ved høyeste registrerte koagulantdose

Figur 28. Gjengroing av kyvette og pumpeslange

Figur 29. Mislykkede bilder som skyldes oppsamling av slam i kyvetten

Figur 30. To eksempler på forstyrrelser som kunne dukke opp i bildene

Figur 31. Bilde etter å ha gjennomgått beskjæring og gråjustering i ImageJ. Bildet til høyre viser et fnokkbilde med forurensninger, de sorte prikkene.

Figur 32. Endringer i pH. Blå linje er pH innløp og rød linje er pH utløp.

Figur 33. Grafisk fremstilling av dosering og pH innløp.

Figur 34. Prediksjonsdiagram for dosering basert på vannkvalitetsparametere pH, turbiditet og vannmengde

Figur 35. Prediksjonsdiagram for dosering basert på vannkvalitetsparametere pH, turbiditet og vannmengde i tillegg til GLCM-parametere

Figur 36. Prediksjonsdiagram for dosering basert på GLCM-parametere og vannmengde. Uten turbiditet og pH

Figur 37. Korrelasjonsdiagram pH, turbiditet, vannmengde og dosering fra driftskontrollanlegget

Figur 38. Korrelasjonsdiagram pH, turbiditet, vannmengde, dosering og GLCM-parametere

TABELLISTE

Tabell 1. Tekniske data for Øra RA

Tabell 2. Dato og vær for vannprøvetaking

Tabell 3. Tot-P

VEDLEGG

A. Datablad Kemira, fellingskemikalie

B. Datablad Kemira, antifoam

C. Prosedyre QuickCOD

ORDFORKLARING

BOF – Biokjemisk oksygenforbruk

DaØ – Driftsassistansen i Østfold

FB – Feedback (tilbake-loop)

FF – Feedforward (for-loop)

FLC - Fluorscens

FoU – Forskning og utviklingsarbeid

IR - Infrarød

KOF – Kjemisk oksygenforbruk

MLR – Multiple linear regression

NMBU – Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

NRA – Nedre Romerike Avløpsselskap

Orto-P – Ortofosfat

P – Fosfor

P-AI – Plantetilgjengelig fosfor

PCA – Principal component analysis

PLC – Programmable logic controller

PLSR – Partial least squares regression

RA – Renseanlegg

SS – Suspendert stoff

Tot-P – Totalfosfor

1. INNLEDNING

Helt siden utbyggingen av avløpsrensaneanlegg i Norge for alvor startet i 1970-årene har hovedfokuset vært på fjerning av fosfor, P, og det ble derfor satset i stor grad på kjemiske eller biologisk/kjemiske rensaneanlegg (Ødegaard, 2014). Fremdeles er de fleste avløpsrensaneanlegg i Norge av kjemisk eller biologisk/kjemisk type. I 2017 var det 2 714 større avløpsrensaneanlegg i Norge (Berge & Sæther, 2018). Store avløpsrensaneanlegg defineres som anlegg med en kapasitet på 50 personekvivalenter (pe) eller mer. Norsk Standard, NS 9426, definerer én personekvivalent som «den mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk over fem døgn (BOF₅) på 60 gram oksygen per døgn». Én personekvivalent er med andre ord ikke det samme som én person. Av de 2 714 anleggene var 62 prosent kjemiske eller biologisk/kjemiske anlegg (Berge & Sæther, 2018). Kjemikalier som hovedsakelig brukes i avløpsrensning er salter av enten aluminium eller jern, såkalte uorganiske koagulanter. Den vanligste måten å dosere disse på i dag er mengdeproporsjonal dosering, i beste fall med overstyring av pH (Ratnaweera & Fettig, 2015). Det vil si at det doseres kjemikalie etter vannmengde inn til rensaneanlegget, uten å ta hensyn til hvor forurenset dette vannet er. Denne strategien fører ofte til en overdosering av kjemikalier (Sivchenko, 2017). Overdosering av kjemikalier fører igjen til blant annet forhøyde driftskostnader, samt redusert plantetilgjengelighet av fosfor, P-AL, i slammet som produseres ved anvendelse av gjødsel (Øgaard, 2013). Da det i Norge er relativt strenge krav til fjerning av fosfor, 90 prosent reduksjon av den mengden fosfor som kommer inn til anlegget, kan dog overdosering ved noen tilfeller være en valgt strategi for å sikre tilstrekkelig fosforfjerning innen optimalt pH-område. I tiden vi nå er inne i med befolkningsvekst, klimaforandringer og et mulig problem med fremtidig knapphet på fosfor, er det stadig mer aktuelt å ha et sirkulær økonomisk perspektiv hvor det fokuseres på å optimalisere rensesprosessen i størst mulig grad og utnytte det som finnes av ressurser. Optimalisering av prosessen kan bidra til reduserte driftskostnader, mindre slamproduksjon og bedre kvalitet på slammet som produseres. Tidligere forskning ved NIVA viser at renseseffekt og kjemikaliedosering med bakgrunn i en rekke ulike vannkvalitetsparametere, som blant annet turbiditet, ledningsevne, fnokkegenskaper, temperatur og ortofosfat (PO₄, orto-P) kunne gi redusert kjemikaliebruk (Ratnaweera, 1997). Forsøkene, som ble utført ved rensaneanlegg i Lillestrøm og Lillehammer, kan dateres tilbake til 1997 og viser at bruk av vannkvalitetsparametere i forbindelse med kjemikaliedosering ikke er noe nytt.

Et nylig opprettet samarbeid mellom Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), «Forum for sirkulær økonomi i norsk avløpsbransje» inviterte til fagseminar 13. november 2019. Her deltok en rekke aktører fra avløpsbransjen i Norge, både konsulentfirmaer og avløpsrenseanlegg. Det ble under seminaret klart at å redusere bruken av fellingskjemikalier, helt eller delvis, er noe det fokuseres på og jobbes aktivt med ved flere av både de store og små renseanleggene i landet. Ett av foredragene holdt av Sondre Eikås, rådgiver ved avløpsrenseanlegget i Otterstad, Hias IKS, presenterte en mulighetsstudie om karbonavtrykk og fellingskjemikalier. Resultatet fra studien var at det største karbonavtrykket i avløpsrenseprosessen var innbakt i fellingskjemikaliene. Hias IKS har et pilot-prosjekt, Hias-prosessen®, hvor de forsker på biologisk rensing og fosforfjerning med den visjonen om å gå helt bort fra fellingskjemikalier. Pilot-anlegget har vært under testing i et par år. Med tanke på de strenge renskravene norske renseanlegg har til fjerning av fosfor, og at det foreløpig er kjemisk felling som kan vise til de beste resultatene for dette er det mer realistisk å jobbe mot en reduksjon av kjemikaliebruken ved norske renseanlegg enn det er å skulle gå helt bort fra fellingskjemikalier.

Optimal dose fellingskjemikalie er avhengig av mengde partikler, fosfor og pH i vannet, men til tross for at kjemisk felling har vært, og er, den foretrukne metoden for rensing av avløpsvann i Norge eksisterer den ingen etablert konseptuell modell, som er universalt akseptert, for prosessen (Sivchenko, 2017). Det jobbes kontinuerlig med å gjøre styringen av fellingsprosessen mer optimal og det kommer stadig nye løsninger på markedet. Avansert doserings-kontroll systemer (ADCS) har vist seg å være meget effektive. Blant annet fikk Nedre Romerike Avløpsselskap (NRA) i 2013 redusert sine driftskostnader med 30 prosent (IKS, 2014) ved å installere DOSCON® i sitt renseanlegg. DOSCON® er et norsk firma som leverer en avansert kontroller som ved hjelp av sanntidsmåling av en rekke parametere som blant annet pH, turbiditet, suspendert stoff (SS), fosfat og volumstrøm, Q, doserer en optimalisert mengde kjemikalier til avløpsvannet (NIVA, 2017). Rapporten til Ratnaweera fra 1997 konkluderer blant annet med at et doseringskonsept basert på en eller to parametere, eksempelvis vannmengde og turbiditet, til en viss grad kan gi besparelser for et lite renseanlegg, men vil ikke være effektivt for større renseanlegg. Forsøkene gjort i forbindelse med rapporten kunne vise til at et mindre renseanlegg kunne spare rundt 8 prosent av kjemikaliekostnadene ved å dosere etter en eller to parametere, dosering basert på flere parametere kunne resultere i opp til 25 prosent. Samme rapport konkluderer med at besparelsene for et større renseanlegg kunne

forventes å ligge på rundt 4 til 10 prosent (Ratnaweera, 1997), nyere forskning kan vise til enda høyere besparelser (IKS, 2014). En utfordring med slik sanntidsovervåkning er at de krever forholdsvis mange sensorer, hvor flere av de er kostbare og kompliserte i bruk. Det er derfor aktuelt å se seg om etter alternative metoder som kan erstatte en eller flere av sensorene som brukes i dag, og som vil være billigere og enklere i bruk. Ved NMBU ble det nylig skrevet en doktorgrad om bruk av bildeanalyse i prosesskontroll av koagulering (Sivchenko, 2017). En type strategi for doserings-kontrollsystemer er tilbake-loop systemer, i det videre kalt feedback-systemer, som betyr at doseringen blir bestemt basert på sensorer som er plassert lenger frem i prosessen og sender informasjon bakover til kontrollsystemet. Dette systemet er en utfordring i behandlingen av avløpsvann da denne typen vann ofte er preget av hurtige endringer i vannkvalitet. Bildeanalyse av fnokkoppbyggingen som skjer i flokkuleringsbassenget kan bidra til å redusere responstiden betraktelig ved å plassere sensoren direkte i flokkuleringsbassenget (Sivchenko et al., 2020).

Bruk av bildeanalyse er ikke en ny teknologi, og vi kan finne forskningsartikler på temaet 30 – 40 år tilbake i tid. Det har vært stadige forbedringer på området de siste tiårene, og med billigere kameraer og analyseverktøyene vi nå har tilgang til kan bildeanalyse-teknologien igjen være aktuell å se på. Forskningsarbeidet til Sivchenko gikk ut på å bruke bildebehandling i flokkuleringsbassenget til å analysere fnokkene med det formål å redusere forbruket av kjemikalier og samtidig opprettholde ønsket fjerning av partikler og fosfor. Det ble utviklet en lav-kostnads prototype fnokksensor som potensielt kan erstatte en eller flere av de avanserte sensorene som i dag brukes i DOSCON®. Et alternativ som kan redusere antall sanntidssensorer er ønskelig for å gjøre teknologien mer tilgjengelig. Både med bakgrunn i pris, flere sanntidssensorer fordyrer teknologien, men også fordi flere sanntidssensorer krever mer vedlikehold og større kompetanse ute på renseanleggene. Prototypen av denne fnokksensoren er testet i fullskala ved avløpsrenseanlegget Skiphelle kommunale avløpsrenseanlegg i Drøbak. Forsøket viste at systemet kunne forutsi turbiditetsverdiene i utløpet, samt at endringer i vannkvalitetsparametere og fellingsbetingelser kunne sees i fnokkbildene. Ved hjelp av et bildebehandlingssystem analyserer sensoren avløpsvannet på bakgrunn av fnokkstruktur som igjen skal gi et grunnlag for doseringsmengde. I denne masteroppgaven skal fnokksensoren testes ved et annet avløpsrenseanlegg på Østlandet, Øra avløpsrenseanlegg (Øra RA) ved Frevar som ligger i Fredrikstad kommune.

Nedenfor diskuteres bakgrunnen for prosjektet, hvorfor det er ønskelig å redusere bruken av kjemikalie og antall sanntidsmålere, samtidig som en god og jevn fosforfjerning opprettholdes eller forbedres, samt problemstilling for masteroppgaven. Kapittel to gir en grundigere innføring i det teoretiske bak kjemisk felling og sanntidsmåling, hvilke lover, forskrifter og tillatelser som må overholdes og en litteraturstudie som gir et overblikk over eksisterende forskning gjort på området masteroppgaven omhandler, bildeanalyse. Kapittel tre tar for seg metode og prosedyre for den eksperimentelle delen av oppgaven og i kapittel fire presenteres og diskuteres resultatene fra forsøket. I kapittel fem, konklusjon, besvares problemstillingen ut fra eksisterende teori kombinert med erfaringer gjort underveis i forsøksperioden. Kapittel 6 redegjør kort for veien videre og videre forskning.

1.1 BAKGRUNN

Innledningsvis gis en kort innføring i bakgrunnen for prosjektet med DOSCON® og fnokksensoren ved Øra RA, før det beskrives hvordan renseanlegget ser ut i dag med blant annet teknisk utforming, driftsdata, rensegrad som oppnås i dag og avslutningsvis kort om resipienten.

1.1.1 BAKGRUNN FOR PROSJEKT

Fredrikstad vann, avløp og renovasjonsforetak er et kommunalt foretak, KF, og vil i det videre bli omtalt som Frevar. Det er Frevar KF som er ansvarlig for driften av Øra RA, mens Fredrikstad kommune som eier av renseanlegget er ansvarlig for at kravene angitt i utslippstillatelsen følges (Vedtak, 2019).

Frevar tilfredsstillter i dag ikke rensekravene gitt i tillatelse fra Fylkesmannen i Østfold datert 4. september 2009. Verken for fosfor, på 90 prosent reduksjon, eller for biologisk oksygenforbruk, BOF₅ og kjemisk oksygenforbruk, KOF_{CR}, på henholdsvis omlag 60 og 40 prosent. Dette samtidig som de har mottatt krav fra Fylkesmannen i Oslo og Viken med nye og strengere regler til rensing av sitt avløpsvann. De nye rensekravene trer i kraft fra 1. juli 2025 og før utløpet av 2020 skal Fredrikstad kommune ha bestemt seg for en prosessløsning for et

nytt renseanlegg. I den forbindelse har Frevar inngått et samarbeid med DOSCON® om onlineovervåkning av renseprosessen for å optimalisere og forbedre kvaliteten på rensingen.

Et underprosjekt hos DOSCON® er fnokksensoren, som ved hjelp av bildeanalyse og fnokktekstur skal kunne gi like gode, om ikke bedre, resultater som eksisterende sensorer i DOSCON®, samt gjøre det billigere og dermed mer tilgjengelig for mindre renseanlegg. For å øke tilgjengeligheten er det ikke nok å bare gjøre systemet billigere. Å gjøre systemet mer tilgjengelig for mindre renseanlegg innebærer også at kravet til kompetanse, både for drift og vedlikehold av sensorene, ikke kan være for høyt. Det bør etterstrebes å utvikle sensorer som er enkle i drift, og som også krever lite og enkelt vedlikehold. I henhold til prosjektbeskrivelsen forutsetter i dag det eksisterende DOSCON® systemet en anleggsstørrelse på 50 000 m³/dag, noe som tilsvarer 100 000 pe, mens fnokksensoren kun forutsetter en anleggsstørrelse på 5 000 m³/dag, noe som for typiske norske forhold (300 l/pe d) tilsvarer 10 000 pe (DOSCON, 2019). Begrensningen som beskrevet over er direkte knyttet til Øra RA, verken DOSCON eller bildebehandlingssystemet har i seg selv noen begrensninger på kapasitet. Begrensningene for kontrollsystemet er som tidligere nevnt hovedsakelig knyttet til kostnad og kompetanse ute hos det enkelte renseanlegg.

Utvikling av fnokksensoren er blant et av prosjektene som har fått støtte av Regionale Forskingsfond Oslofjordfondet (RFF Oslofjordfondet) i 2019, og er et forprosjekt som skal danne grunnlag for en søknad for et 2-årig prosjekt med støtte fra Regionale Forskingsfond (RFF). Prosjekteier er Frevar KF og samarbeidspartnere er DOSCON® AS og NMBU.

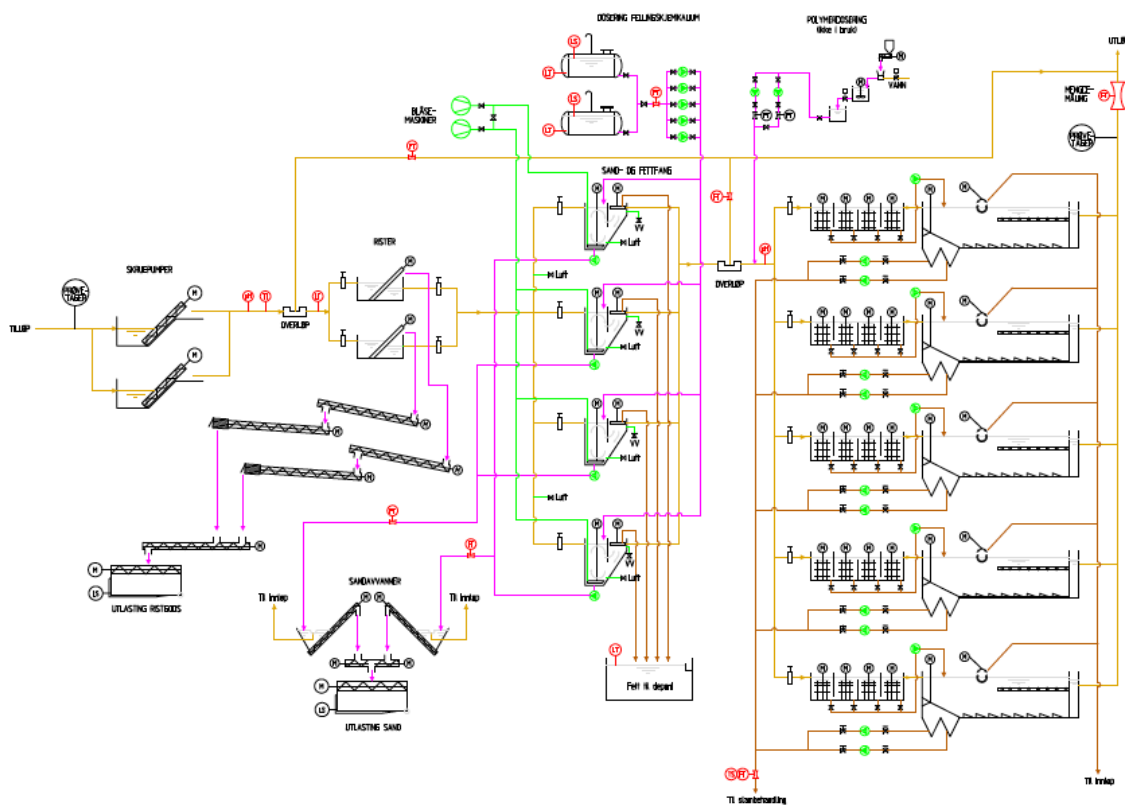
1.1.2 ØRA AVLØPSRENSSEANLEGG

Øra RA renser vann fra både Hvaler og Fredrikstad kommuner, med unntak av området Årum som blir rensert ved Alvim renseanlegg i Sarpsborg kommune. Renseanlegget er lokalisert på Øra i Fredrikstad kommune, som er et stort industriområde med flere store bedrifter og virksomheter.

1.1.2.1 TEKNISKE DATA FOR ØRA RA

Anlegget er mekanisk/kjemisk og bestående av to trinn, forbehandling og kjemisk rensetrinn. Anlegget er installert med 2 parallelle innløpsrister i forkant av 4 parallelle sand- og fettfang.

Vannet føres videre ut til 5 flokkuleringsbasseng og 5 parallelle sedimenteringsbasseng. Renseanlegget er også tilknyttet et separat biogassanlegg som behandler andre biosubstrater enn avløpsslam. Biogass-substrat blandes med egenprodusert slam i råtnetankene, og den råtnede blandingen (substrat/slam) avvannes i sentrifuger. Flytskjema for vannbehandlingsanlegget kan sees under i figur 1.



Figur 1. Flytskjema vannbehandlingen Øra RA (Johannessen, 2018).

Tabell 1. Tekniske data for Øra RA

	Antall	Kapasitet/volum
Skruepumper, innløp (Spaans)	2	650 l/s og 1300 l/s
Innløpsrister (Step Screen)	2	650 l/s pr stk
Sand-/fettfang	4	765 m ³ (totalt)
Flokkuleringsbasseng	5 x 4	650 m ³ (totalt)
Sedimenteringsbasseng	5	Areal: 1590 m ² Dybde: 3,5 m

Ved dimensjonerende vannmengder, 1 800 m³/t er tiden for avløpsvannet gjennom anlegget om lag 4 timer. Oppholdstid beregnes ved å dele volumet på vannføringen.

Oppholdstiden i henholdsvis sand- og fettfanget, flokkuleringsbassenget og sedimenteringsbassenget, ved dimensjonerende vannmengder for de ulike trinnene, blir da:

$$- \frac{765 \text{ m}^3}{1800 \text{ m}^3} = 0,425 \text{ t} * 60 = 25,5 \text{ minutter}$$

$$- \frac{650 \text{ m}^3}{1800 \text{ m}^3} = 0,36 \text{ t} * 60 = 21,6 \text{ minutter}$$

$$- \frac{1590 \text{ m}^2 * 3,5}{1800 \text{ m}^3} = \frac{5565 \text{ m}^3}{1800 \text{ m}^3} = 3,09 \text{ t}$$

1.1.2.2 FELLINGSKJEMIKALIE VED ØRA RA

Koagulanten som brukes som fellingskjemikalie er jernkloridsulfat, Kemira PIX-118 (Kemira, 2018). I dag doseres denne etter vannmengde med pH overstyring og tilsettes mot slutten av sand- og fettfanget. Her er turbiditeten allerede relativt høy som da sørger for innblandingen av kjemikalie til vannet. Anlegget er utstyrt med tre doseringspumper som hver gir 250 l/t. Totalt 750 l/t (R. Jørgensen, personlig kommunikasjon, 17. desember 2019).

Avløpsvannet som renses har relativ høy alkalitet i motsetning til hva som er vanlig for norsk, kommunalt avløpsvann som vanligvis kjennetegnes ved en svært lav alkalitet typisk rundt 2 mekv/l (Ødegaard, 2014). Alkalitet kan defineres som «vannets evne til å motstå syre/base-påvirkninger» (Ødegaard, 2014). Grunnen til den høye alkaliteten er økt mengde rejektivann som blir tilført anlegget på grunn av ekstern biosubstrat ved slambehandlingstrinnet. Rejektivannet blir tilført mellom innløpskummen og før maskinristene,

Veronica Dalskau Kvalheim, assisterende driftssjef ved Frevar KF, informerer i epost (V. Kvalheim, personlig kommunikasjon, 30. oktober 2019) at i perioden 1. januar 2019 til 1. september 2019 har Frevar brukt kr 6 264 115 på kjemikalier.

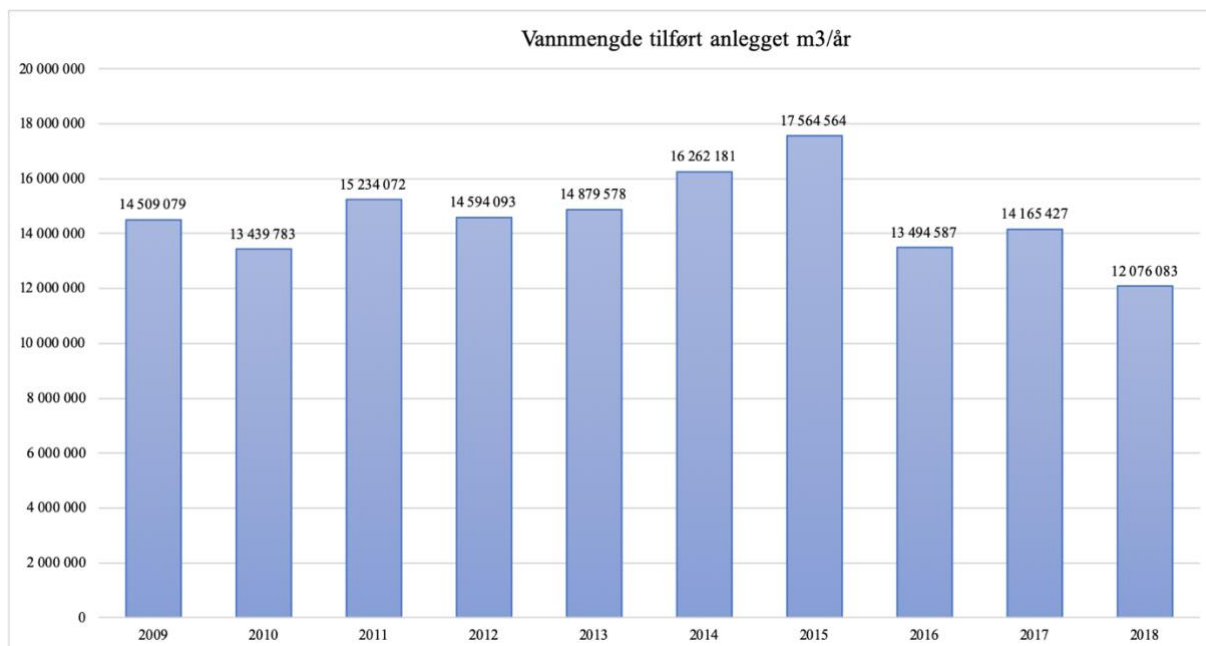
1.1.2.3 DRIFTSDATA

Dimensjonerende vannmengde, Q_{dim} , er oppgitt til å være 1 800 m³/t og $Q_{maksdim}$ på 3 600 m³/t. Gjennomsnittlig vannmengde inn til anlegget er oppgitt å være rundt 850 til 1 050 m³/t på normaldager og rundt 2 500 til 3 000 m³/t på dager med nedbør (R. Jørgensen, personlig kommunikasjon, 2019). Mengde fosfor inn til anlegget er fra 1 mg/l på nedbørsdager til 6 mg/l på tørrværsdager. Det produseres ca. 55 000 m³ slam per år med 4 prosent tørrstoff.

Anlegget er dimensjonert for en fremtidig belastning på 120 000 pe, hvor 65 000 pe kommer fra husholdninger og 55 000 pe fra industri og servicebedrifter. I 2018 ble pe belastningen på anlegget målt av driftsassistansen i Østfold til å være i gjennomsnitt 68 627 pe (DaØ, 2010 - 2018).

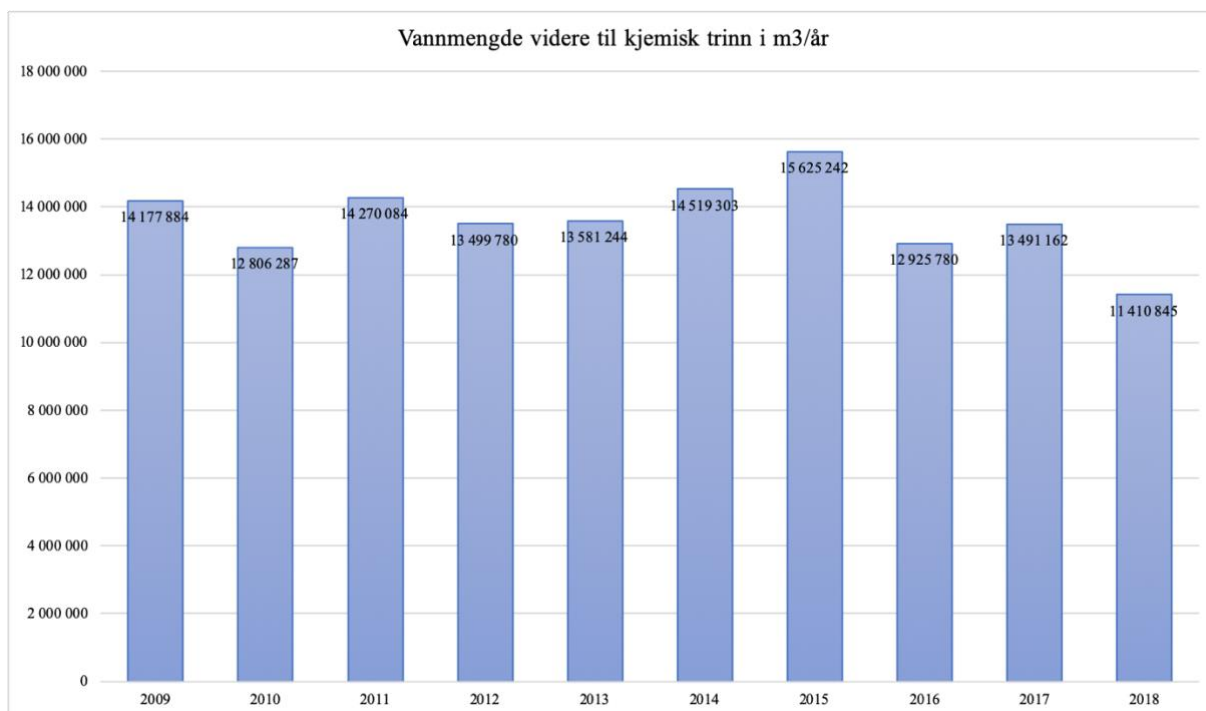
I henhold til tall fra Statistisk sentralbyrå er det estimert at befolkningen i Fredrikstad kommune vil øke med ca. 17 000 personer fra 80 977 i 2018 til 98 100 i 2040 (Johannessen, 2018). Med økt befolkningsvekst, økt antall tilknyttede fritidsboliger og økt påslipp fra industri vil renseanlegget i dag ikke tåle tilførselen ved maksuker (Vedtak, 2019).

Vannmengde tilført i m³/år, mengde vann videre til kjemisk trinn i m³/år, mengde vann i overløp i m³/år, samt forbruk av fellingskjemikalie, PIX, oppgitt i spesifikk forbruk i g/ m³ og i tonn per år følger i figurer 2 til 6 under. Data er hentet fra Frevar sine årsrapporter (KF, 2019).

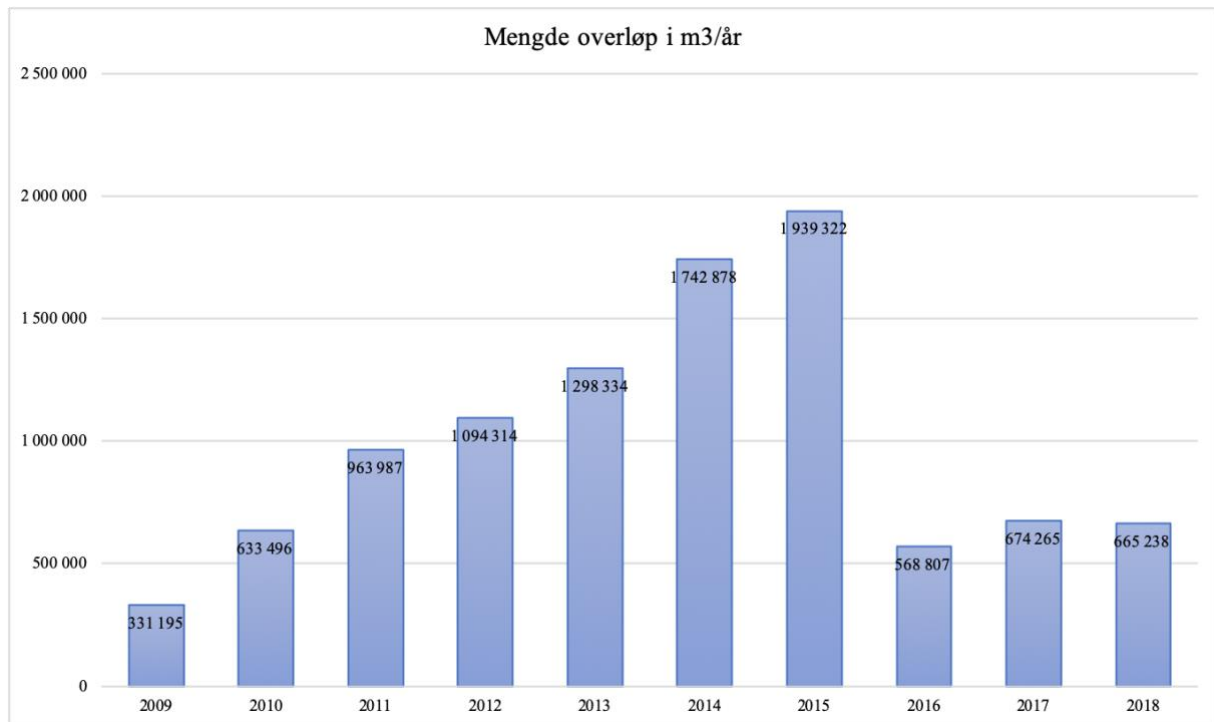


Figur 2. Vannmengde tilført anlegget i kubikkmeter per år

Q_{dim} og $Q_{maksdim}$ utgjør henholdsvis 15 768 000 m³/år og 31 536 000 m³/år. Som kan sees av figur 2 ligger årlig tilført vannmengde nær dimensjonerende vannmengde, og i 2011, 2014 og 2015 ligger tilført vannmengde høyere enn dimensjonerende. Ingen av årene ligger nær maksimalt dimensjonerende vannmengde.

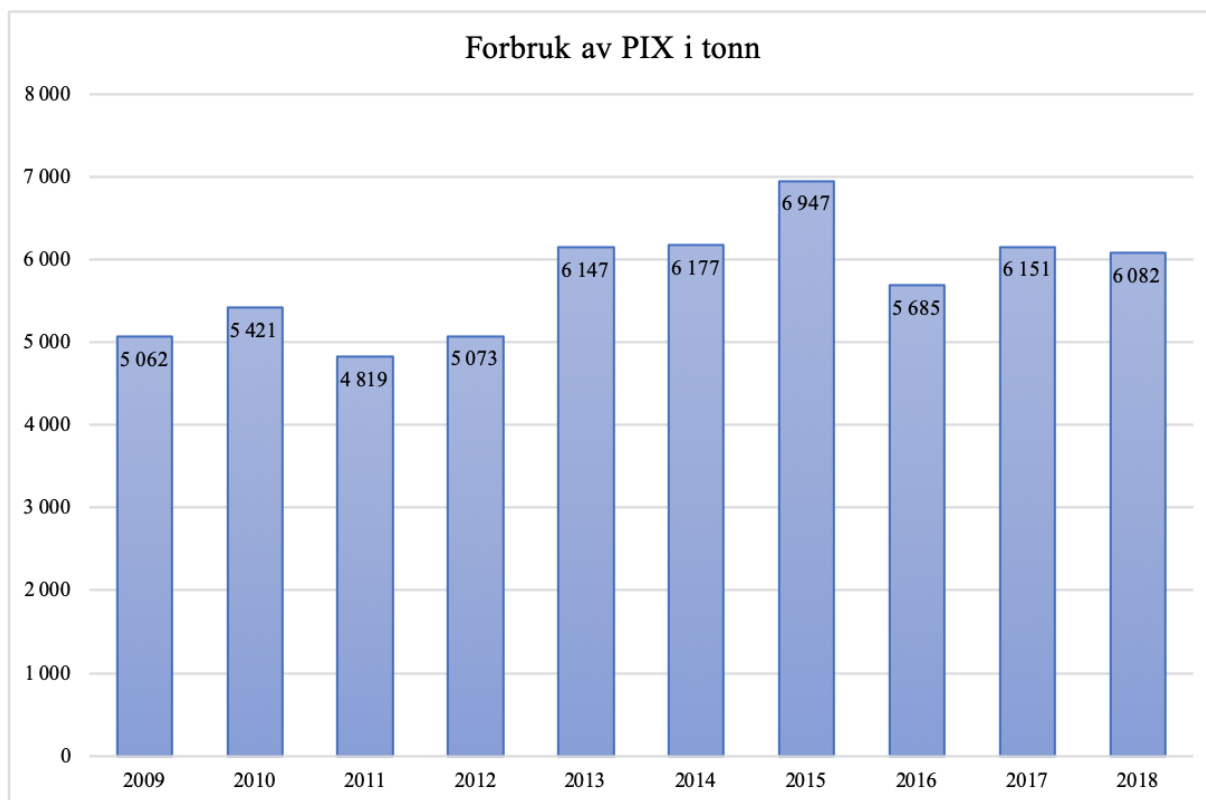


Figur 3. Vannmengde videre til kjemisk trinn i kubikkmeter per år

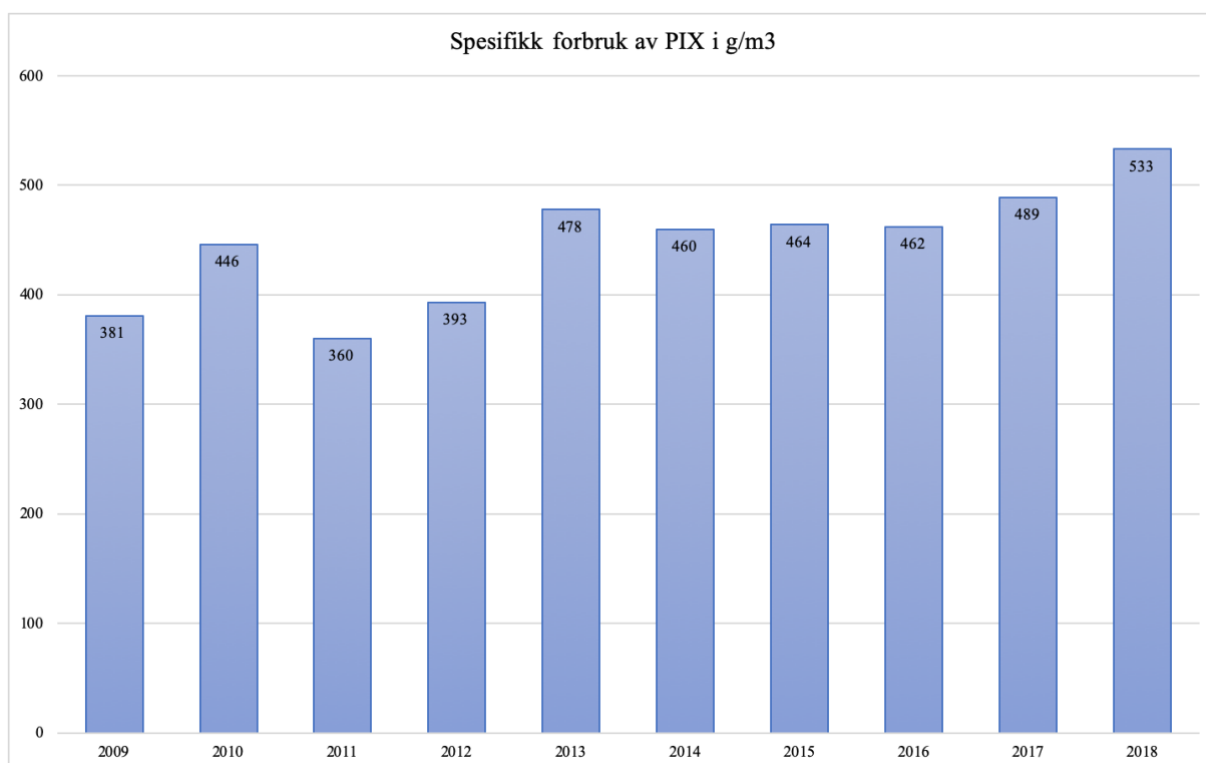


Figur 4. Vannmengde i overløp i kubikkmeter per år

Vannmengde tilført anlegget og vann som går i overløp, figur 2 og 4, viser en reduksjon fra 2015 og til 2018. Mengde vann i overløp økte mellom 2009 og 2015 før det ble kraftig redusert fra 1 939 322 m³/år i 2015 til 568 807 m³/år i 2016. En av årsakene til at overløp er redusert er arbeidet med separering av avløpsledningene som er blitt gjort i Fredrikstad kommune. Kommunen ligger bak målsetningen om å være fullseparert innen 2028 og en av grunnene til at de ikke klarer å oppfylle dagens rensekraft ved renseanlegget er at det fremdeles kommer store mengder fremmedvann inn til anlegget (Vedtak, 2019). Årsaker til økt mengde vann i overløp kan være økt nedbør og/eller reduserte infiltrasjonsflater, eksempelvis gjennom asfaltering av permeable flater.



Figur 5. Forbruk av fellingskjemikalie, PIX, i tonn per år



Figur 6. Spesifikk forbruk av fellingskjemikalie, PIX, i gram per kubikkmeter

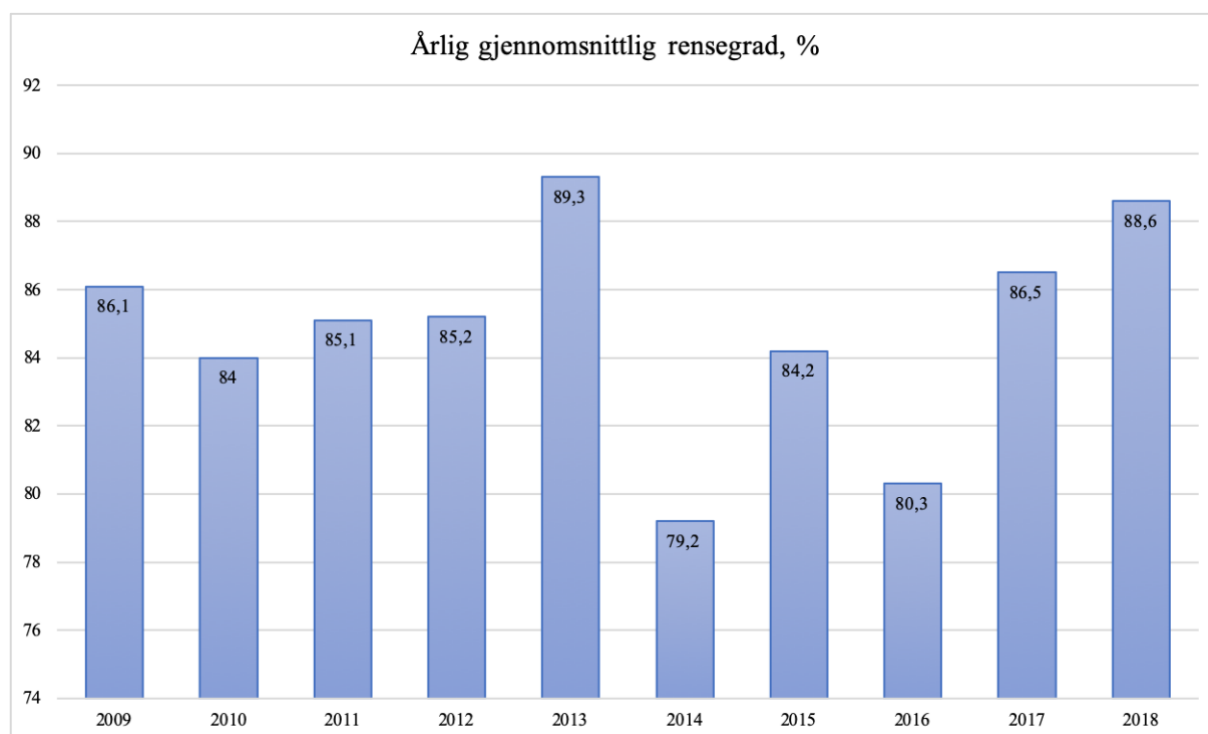
Spesifikt forbruk av fellingskjemikalie ligger normalt på $150 \text{ g/m}^3 \pm 50 \text{ g/m}^3$ (E. Johannessen, personlig kommunikasjon, 2019), som det fremgår av figur 6 ligger forbruket ved Frevar vesentlig høyere, opp mot 3 til 4 ganger høyere enn hva som antas å være normalt.

1.1.2.4 DAGENS RENSEGRADER

I henhold til forurensningsforskriftens § 14-13 om vurdering av analyseresultater, og i henhold til vanlig praksis på området, tas det 24 prøver i løpet av ett år. Av disse 24 prøvene er det minimum 21 prøver som skal oppfylle de satte renskrav. Prøvene er alle akkrediterte prøver. Mer utfyllende om dagens renskrav, lover og forskrifter kommer i kapittel 2.1.

I 2013 ble det tatt 25 prøver da en prøve ble forkastet grunnet feil fosforresultat. Det er derfor 24 resultater for fosfor, og 25 resultater for BOF og KOF (DaØ). Av Årsrapporten for 2015 fremkommer det at fire av prøvene for KOF, og mange av prøvene for BOF, overstiger 100 prosent av konsentrasjonskravet i forurensningsforskriften § 14-13, noe som ikke skal forekomme under normale driftsforhold. I alle årsrapportene kommenteres utfordringen Øra RA har med tanke på regnvann og påvirkningen dette har på resultatene. Med lave innløpskonsentrasjoner vil det være vanskeligere å oppnå prosentkravet for rensing.

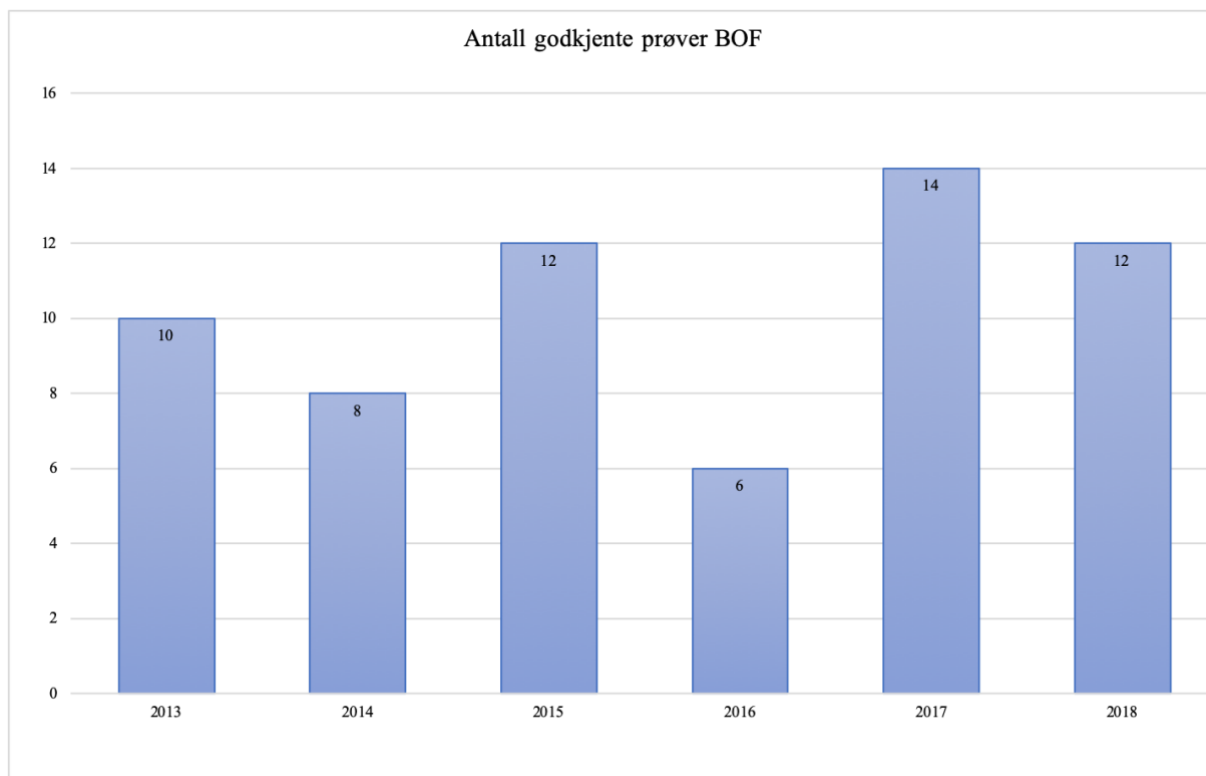
Fosfor har det strengeste renskravet med krav om en reduksjon på minst 90 prosent av det som blir tilført anlegget. Kravet er regulert i forurensningsforskriften § 14-2 c og i tillatelse gitt fra fylkesmannen i Østfold 4. september 2009. For fosforreduksjon er det en årlig gjennomsnittlig rensegrad som skal være under 90 prosent. Årlig gjennomsnittlig rensegrad for fosfor i prosent for årene 2009 til 2018 er gjengitt i figur 7 under. Høyeste oppnådde årlige rensegrad var i 2013 med 89,3 prosent og laveste årlige rensegrad var i 2014 med 79,2 prosent reduksjon. Frevar har ikke tilfredsstilt kravet om 90 prosent fjerning noen av årene mellom 2009 og 2019. Tallene er hentet fra Driftsassistansen i Østfold IKS, DaØ, sine årsrapporter mellom 2010 og 2018.



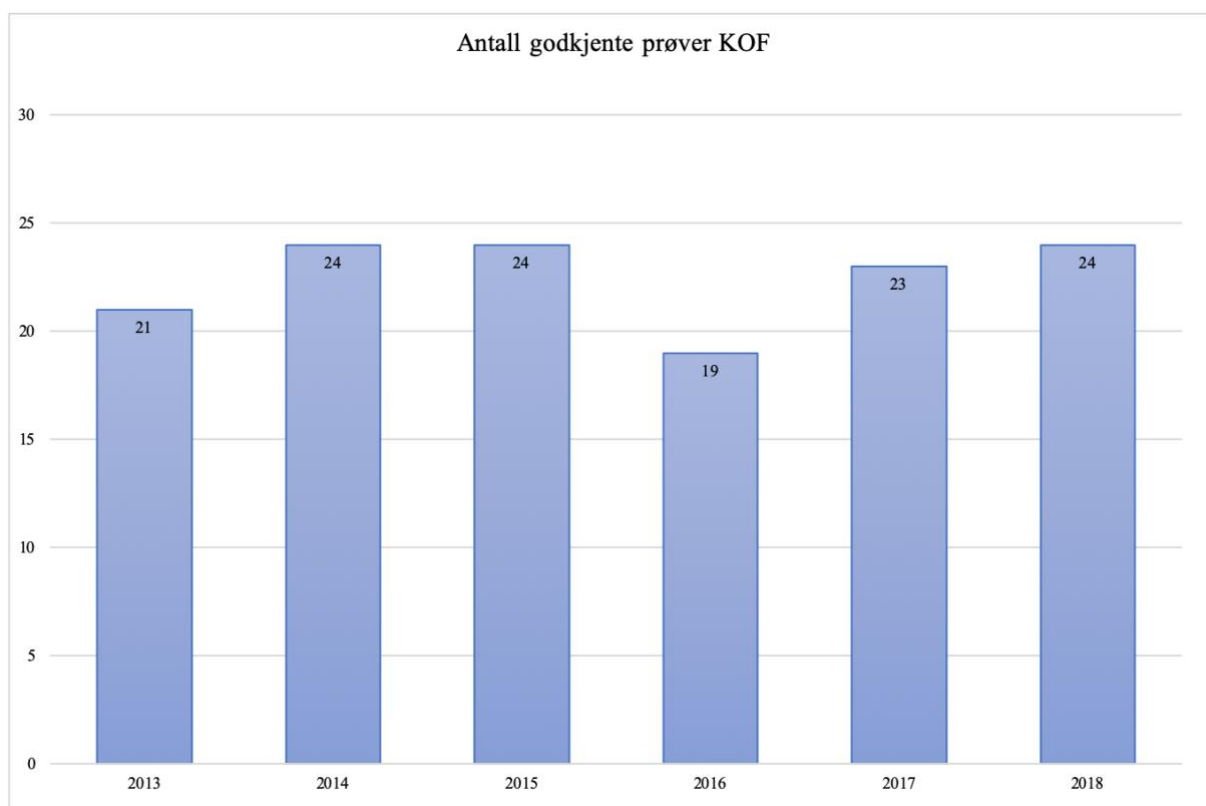
Figur 7. Årlig gjennomsnittlig rensegrad for fosfor i prosent for 2009 til 2018

BOF₅ og KOF_{CR} reguleres i tillatelsen fra fylkesmannen kapittel 3.1. Grenseverdiene for BOF₅ og KOF_{CR} er «dagens nivå for renseseffekter skal opprettholdes», hvor dagens renseseffekt er vurdert til å være om lag 60 prosent for BOF₅ og 40 prosent for KOF_{CR}.

For BOF og KOF måles renseskravet i antall tilfredsstillende prøver, som for begge er 21 av 24 prøver. Antall godkjente prøver per år fra 2013 til 2018 vises under i figur 8 og figur 9. Tallene er hentet fra DaØ sine årsrapporter. Årsrapporter frem til 2013 har ikke oppgitt antall godkjente prøver, kun om kravet er overholdt eller ikke, disse er derfor ikke inkludert i diagrammene nedenfor.



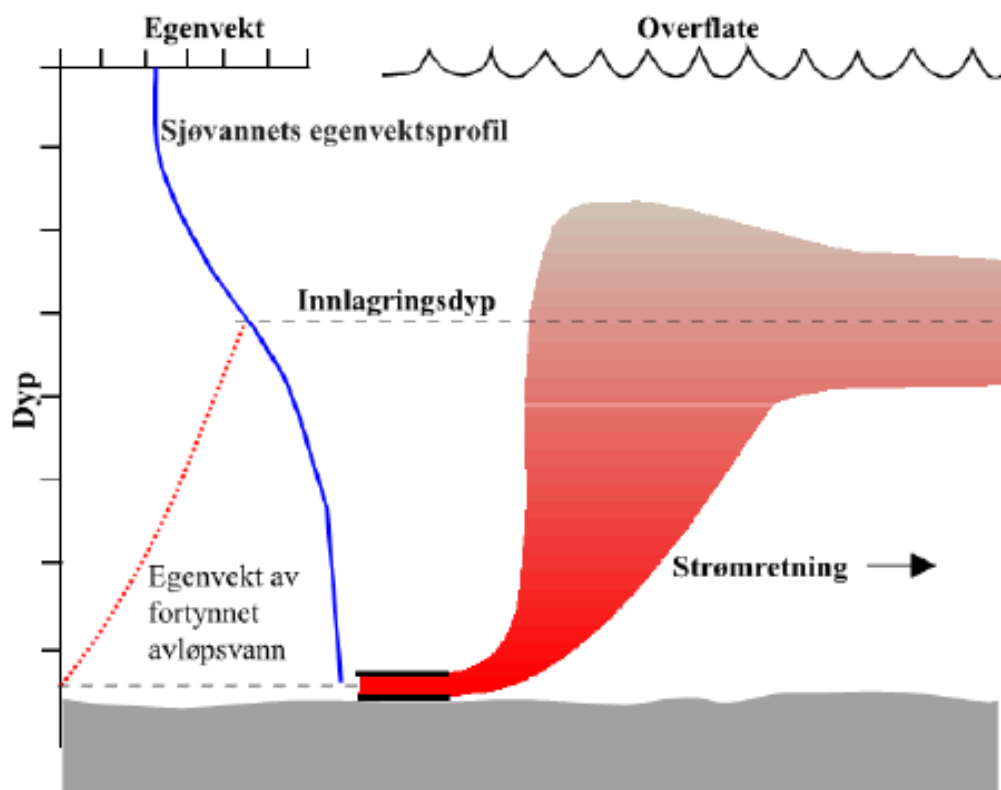
Figur 8. Antall godkjente prøver av 24 for BOF



Figur 9. Antall godkjente prøver av 24 for KOF

1.1.2.5 RESIPIENT

Øra RA har utslipp til sjø og området Glomma/Oslofjorden (Johannessen, 2018). Det er ønskelig med god spredning av avløpsvannet ved utslipp til resipient, dette kan oppnås ved å slippe ut avløpsvannet under sprangsjiktet, som er et lag i vannmassen hvor forandringene i vannets egenskaper skjer hurtig (Hongve, 2019; Ødegaard, 2014). Prosessen skjer i to trinn, først fortynnes avløpsvannet fra utslippsstedet og til innlagring i resipienten. I neste trinn blandes avløpsvannet med vannet i resipienten. Ved utslipp til saltvann vil avløpsvannet normalt være lettere enn vannet i resipienten da avløpsvannet ikke inneholder salt, og avløpsvannet må derfor slippes ut under sprangsjiktet for å forhindre at avløpsvannet stiger raskt til overflaten. Glomma er lagdelt med saltvann i bunn og ferskvann liggende over (Johannessen, 2018). Skissen under viser prosessen ved utslipp til en saltvannsresipient.



Figur 10. Innlagring av avløpsvann ved utslipp til en saltvannsresipient, en prinsippskisse (Johannessen, 2018)

Fylkesmannen i Oslo og Viken har vurdert områdene fra Glomma og rundt Hvaler øyene til å være i «moderat økologisk tilstand etter vannforskriften» (Vedtak, 2019), og at eutrofiering

grunnet tilføringen av næringssalter fra Glomma er grunnen til den reduserte tilstanden. Det er derfor behov for å gjøre tiltak for å hindre ytterligere forringelse av disse sjøområdene, og hovedtiltaket omfatter blant annet redusert utslipp fra avløpsrensaneanlegg (Vedtak, 2019).

1.1.3 HVORFOR FOKUS PÅ REDUSERT KJEMIKALIEBRUK I AVLØPSRENSLEANLEGG

Sirkulær økonomi får stadig økende oppmerksomhet i dagens samfunn. Sirkulær økonomi er et vidt begrep som innebærer blant annet å utnytte ressursene våre på best mulig måte for å sikre en bærekraftig utvikling (SINTEF, 2018). På et avløpsrensaneanlegg er det restproduktet i form av slam som bør sees på som en ressurs og noe som burde gjenvinnes og gjenbrukes på en hensiktsmessig måte. Som nevnt innledningsvis i dette kapittelet er kjemisk rensing noe som satses tungt på i Norge, dette grunnet den gode renseseffekten kjemisk felling har på fosfor. Det er viktig å rense avløpsvannet for blant annet fosfor for å hindre eutrofiering av sjøene våre, i tillegg er det forventet en økende knapphet på fosfor (Ratnaweera, 2013). Fosfor er nødvendig for at plantene skal få den næringen de trenger for å vokse og er derfor en viktig ressurs i landbruket, det er derfor bekymringsverdig at dette i fremtiden kan bli vanskeligere å få tak i. Det vil derfor være hensiktsmessig å utvinne fosfor fra avløpsvannet og gjenbruke denne i produksjonen av gjødsel.

Ved kjemisk felling vil fellingsmiddelet, som ofte er salter av jern eller aluminium, binde seg til fosforet og bli separert ut fra avløpsvannet i form av slam. Slammet fra avløpsrensaneanlegget er derfor en viktig ressurs. Dessverre er det vanskelig for plantene å nyttiggjøre seg av fosforet som kommer fra avløpsslammet (Hind, 2015), nettopp på grunn av bindingen til fellingskjemikaliet. Bioforsk kom frem til at det foreligger en nær sammenheng mellom konsentrasjon av fellingskjemikalier i slammet og fosforopptak fra slammet, hvor økt innhold av jern og aluminium i slammet bidro til reduksjon i fosforopptaket i planten (Øgaard, 2013). Det burde derfor være av interesse å redusere kjemikaliebruken slik at vi kan oppnå bedre kvalitet på avløpsslammet. Biologisk felt slam, eller slam som er etterbehandlet med kalk etter den kjemiske fellingen, har en betraktelig bedre plantetilgjengelighet (Krogstad, 2010). Tore Krogstad presenterer i samme rapport prosentvis plantetilgjengelighet, P-AL, i forhold til fire ulike situasjoner: totalt fosforinnhold i jernfelt slam, totalt fosforinnhold i aluminiums felt slam, jern- eller aluminiums felt slam som er etterbehandlet med kalk og rent biologisk felt slam. Tallene her viser henholdsvis 8 og 3 prosent P-AL av totalt P-innhold for kjemisk felt slam, 15

prosent for kjemisk felt slam etterbehandlet med kalk og 35 prosent i biologisk felt slam (Krogstad, 2010). Bruk av etterbehandling med kalk vil ikke bli ytterligere omtalt i denne oppgaven.

Det er likevel ingen løsning at alle de kjemiske renseanleggene som finnes i dag skal gå over til biologisk rensing, både grunnet kostnad og det faktum at norsk avløpsvann er typisk svært tynt og kombinert med det strenge renskravet til fosforfjerning er det av erfaring vanskelig å tilfredsstille kravet kun ved biologisk rensing. Derfor er det aktuelt å heller se på hvordan vi kan redusere kjemikaliebruken i fellingsprosessen, siden det i dag er en kjent problematikk rundt overdosering i størstedelen av norske renseanlegg. Både for å få slam med høyere grad av plantetilgjengelig fosfor som utredet over, men kanskje viktigere er det miljømessige aspektet. Det er lite miljøvennlig å både produsere og transportere fellingskjemikalie.

Redusert kjemikaliebruk har også økonomiske fordeler. Ved å redusere bruken av kjemikalie i fellingsprosessen vil også behovet for kjemikalie naturlig nok reduseres. Det vil si at renseanlegget ikke trenger å kjøpe inn like mye kjemikalie som tidligere og derfor redusere driftskostnadene. Ved redusert kjemikaliebruk vil vi også få redusert slammengde. Dette grunnet at en reduksjon i kjemikaliebruk vil medføre en reduksjon av utfelt hydroksid, som er en av prosessene som skjer i fellingsprosessen, som igjen resulterer i mindre slam (Ratnaweera, 2013). Med mindre slam vil kostnadene til slambehandling bli redusert. En reduksjon i kjemikaliebruk vil medføre en reduksjon i energiregnskapet med tanke på både produksjon og transport av kjemikalier til renseanlegget. Med mindre slam vil vi kunne senke utgiftene til slamtransport. Et redusert behov for produksjon og transport av både fellingskjemikalie inn til anlegget og slam ut av anlegget vil kunne medføre et mindre karbonavtrykk, og derfor en miljømessig gevinst.

Oppsummert vil fordelene med en kontrollert kjemikaliedosering være reduserte driftskostnader i form av lavere forbruk av koagulant og andre kjemikalier, som for eksempel bruk av polymer, lavere slambehandlingskostnader grunnet mindre slam, lavere analysekostnader, billigere drift av etterfølgende rensetrinn og miljøgevinster som en høyere gjennomsnittlig renseseffekt, reduserte følgeskader av uforutsette belastningsendringer og mer miljøvennlig slam (Ratnaweera, 1997). Hvordan vi i praksis kan optimalisere, og da mest sannsynlig redusere, bruken av fellingskjemikalie vil bli gjennomgått i kapittel 2.3.

1.2 PROBLEMSTILLING

Som nevnt innledningsvis er en prototype av fnokksensoren testet i fullskala ved Skiphelle avløpsrenseanlegg i Drøbak. Ved dette renseanlegget benyttes aluminium som fellingskjemikalie. I denne oppgaven skal prototypen testes ved Øra avløpsrenseanlegg, som benytter jernklorid som fellingskjemikalie.

Formålet med masteroppgaven er å undersøke om det også i Fredrikstad vil kunne påvises en korrelasjon mellom fnokkbildene og ulike vannkvalitetsparametere som igjen kan brukes til å styre mengde kjemikalie som skal doseres. Ved å vise at fnokksensoren gir like resultater ved ulike typer avløpsrenseanlegg, som bruker de to mest brukte fellingskjemikaliene jernklorid og aluminium, kan vi med større sikkerhet konkludere hvorvidt teknologien kan utvikles videre.

Resultatene fra bildeanalysen skal kombineres med dataene fra driftskontrollanlegget og analyseres ved hjelp av multivariat analyse. Multivariat analyse er analyse av flere variabler ved hjelp av matematiske og statistiske modeller. Formålet med analysene er å finne eventuelle korrelasjoner mellom de ulike vannkvalitetsparameterne og dataene fra fnokksensoren.

2. TEORETISK BAKGRUNN

Under gis det innledningsvis en kort innføring i det lovgrunnlaget som regulerer utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg, samt en redegjørelse for krav fremsatt av fylkesmannen, både dagens gjeldene krav og de krav som vil gjelde fra 2025. Videre gis en innføring i teorien knyttet til kjemisk felling og koaguleringsprosessen. Deretter går oppgaven inn på optimalisering av fellingsprosessen hvor sanntidsmåling, vannkvalitetsparametere og analyseverktøyet brukt i oppgaven blir presentert. Kapittelet avsluttes med en oppsummering av hvor langt bildeanalyse har kommet, hva som er blitt gjort av tidligere forsøk og hva status på fagfeltet er i dag innen både forskning og litteratur.

2.1 LOVER OG FORSKRIFTER

Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven, 1981) har til formål å verne om miljøet mot forurensning og avfall. Forurensningsloven kapittel 4 regulerer særlige regler om avløpsanlegg. Forskrift om begrensnig av forurensning (Forurensningsforskriften, 2004) del 4 omhandler avløp. For bestemmelse av blant annet rensegrad er del 4 i forskriften inndelt i ulike kapitler etter størrelse på renseanlegget. Frevar faller inn under kapittel 14, som gjelder for utslipp av kommunalt avløpsvann der hvor samlet utslipp er lik, eller større enn, 2000 pe til ferskvann eller elvemunning, eller større enn 10 000 pe til sjø. Paragrafer som er særlig akutte for denne masteroppgaven er forskriftens § 14-2 om rensegrader og § 14-13, vurdering av analyseresultater.

Fylkesmannen i Oslo og Viken, tidligere fylkesmannen i Østfold, som forurensningsmyndighet har gitt utslippstillatelsen «tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Fredrikstad kommune til drift av kommunalt avløpsanlegg». Tillatelsen ble gitt 4. september 2009 og regulerer de krav Frevar må overholde, herunder rensekrav med gitte grenseverdier for utslipp.

Der hvor forurensningsforskriften og utslippstillatelsen er gjenstridige går utslippstillatelsen foran forurensningsforskriften.

2.1.1 DAGENS RENSEKRAV

For fosfor er renskravet det samme i de både forurensningsforskriften og utslippstillatelsen, men for BOF₅ og KOF_{CR} er kravene gitt i utslippstillatelsen lavere enn kravene gitt av forskriften. Det er da kravene gitt i tillatelsen som skal overholdes.

Kravet til fjerning av fosfor er en årlig midlet renseseffekt på minst 90 prosent i henhold til tillatelsen fra fylkesmannen, datert 4. september 2009 og forurensningsforskriften § 14-2. Fosforrensningen har vært svært lav, 79,2 prosent i 2014, men er blitt gradvis blitt bedre de siste årene. I 2018 hadde Frevar en gjennomsnittlig rensesgrad på 88,6 prosent. En grunn til at kravet om fosforfjerning er så strengt er blant annet for å forhindre eutrofiering av sjøene, og en av de beste måtene å hindre algeoppblomstring er å redusere tilførselen av næringsstoffer, som fosfor (Liu et al., 2009; Ødegaard, 2014).

Frem til 1. januar 2020 er kravene for BOF₅ og KOF_{CR} at «dagens nivå for renseseffekter skal opprettholdes». Dagens nivå har utgangspunkt i hva anlegget renses da tillatelsen ble gitt 4. september 2009 og tilsvarer en renseseffekt på om lag 60 prosent for BOF og 40 prosent for KOF. Tellemåten i forurensningsforskriften § 14-13 angir hvor mange prøver som ikke behøver å oppfylle renskravene. Frevar har 24 døgnprøver i løpet av ett år, største antallet prøver som ikke behøver å oppfylle renskravene i henhold til forskriften er da 3.

2.1.2 FREMTIDIGE RENSEKRAV

Vedtak fra Fylkesmannen gitt 4. september 2009 gjelder fra 2009 til 2019. De nye kravene som i utgangspunktet skulle gjelde fra 1. januar 2020 er hentet fra forurensningsforskriften § 14-2 b om sekundærrensning. Det ble imidlertid den 23. august 2019 vedtatt å endre fristen for innføring av krav til sekundærrensning. Fristen ble utvidet til 1. juli 2025. Frem til juli 2025 vil det være kravene etter gjeldene utslippstillatelse som skal oppfylles, men Frevar vil likevel jobbe mot å møte kravene som kommer.

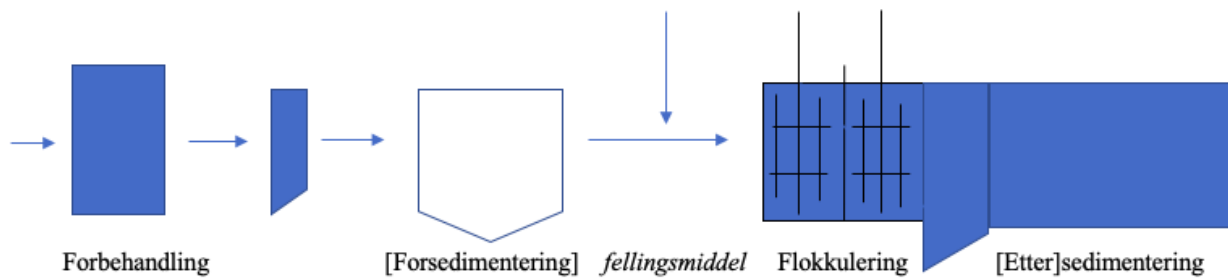
De nye renskravene gitt av § 14-2 b punkt 1 krever minst 70 prosent reduksjon av BOF₅ eller at utslippet ikke overstiger 25 mg O₂/l, og § 14-2 b punkt 2 minst 75 prosent reduksjon av KOF eller at utslippet ikke overstiger 125 mg O₂/l. I henhold til § 14-13 skal ingen av de 24 prøvene overskride et konsentrasjonskrav på 100 prosent, som for BOF₅ betyr 50 mg per liter og for

KOF 250 mg per liter. Kravene til fosforfjerning er regulert i forurensningsforskriften § 14-2 c og vil fortsatt være 90 prosent reduksjon av tilført mengde fosfor.

Fylkesmannen har i vedtaket av 23. august 2019 opplyst til Fredrikstad kommune at de må være forberedt på at det kan komme krav om nitrogenfjerning i fremtiden. Nitrogen er, som fosfor, et næringsstoff som vil kunne påvirke resipienten og utslipp bør i størst mulig grad begrenses. I dag er samtlige verdier fra de akkrediterte prøvene negative, noe som betyr at det blir tilført nitrogen underveis i renseprosessen. Det kan skyldes tilføringen av rejektivannet som sendes ut i prosessen foran innløpsskruene. Nitrogenfjerning reguleres i forurensningsforskriften § 14-2 d og angir et minimumsrensekrav på 70 prosent fjerning av nitrogen. For å kunne møte et krav om fjerning av nitrogen vil det være nødvendig med et biologisk rensetrinn. Et biologisk rensetrinn vil også kunne fjerne fosfor, men normalt ikke i like stor grad som ved kjemisk rensing. Et biologisk rensetrinn vil derfor bli installert i tillegg til den kjemiske delen og ikke som en erstatning. Mulige alternativer for nitrogenrensing blir vurdert nå i forbindelse med nytt vedtak fra Fylkesmannen, men vil ikke bli inkludert i denne masteroppgaven.

I forbindelse med kravet fra Fylkesmannen har Fredrikstad og Sarpsborg kommuner innledet et samarbeidsprosjekt hvor muligheten for ett felles renseanlegg for begge kommunene skal vurderes som et alternativ for dagens to separate renseanlegg. Det andre alternativet er at hver av kommunene bygger hvert sitt nye anlegg. Det er blitt utført en mulighetsstudie av Johannessen (2018) som konkluderer med at ett felles renseanlegg for byene vil være den beste løsningen, både økonomisk og med tanke på fleksibilitet i forhold til teknologivalg. I det videre i denne oppgaven skal det kun fokuseres på Fredrikstad kommune med tanke på fremtidig dimensjonering og optimalisering da det ikke er foretatt noen avgjørelser i forhold til fremtidens renseanlegg.

2.2 KJEMISK FELLING



Figur 11. Prinsippskisse av den kjemiske renseprosessen.

Rensing av avløpsvann gjennom kjemisk felling er som tidligere nevnt en konvensjonell og populær løsning her til lands. Dette grunnet en høy renseeffekt på fosfor og partikler i vannet. Kjemisk felling kalles også koagulering-flokkulering.

Kjemisk rensing kan deles inn i to typer;

1. Primærfelling med forbehandling, tilsetting av fellingsmiddel, flokkulering og sedimentering
2. Sekundærfelling med forbehandling, forsedimentering, tilsetting av fellingskjemikalie, flokkulering og ettersedimentering (Ødegaard et al., 2009).

Figur 11 over viser sekundærfelling. Ved primærfelling ville figuren ikke hatt forsedimenteringstrinnet som er illustrert uten fyll-farge, og ettersedimenteringstrinnet ville vært eneste sedimenteringstrinn. Typene primær- og sekundærfelling har for ordens skyld ingenting med primær- og sekundærrensekravene i forurensningsforskriften § 14-2 å gjøre. Et mekanisk/kjemisk anlegg er bygget opp med et ekstra forbehandlingstrinn, som for eksempel rister eller siler i forkant av et sand- og fettfang. Hensikten med et forbehandlingstrinn er å fjerne komponenter som kan skape problemer videre i renseprosessen, som q-tips, papir, bleier, kaffe-grut, sand og fett (Ødegaard, 2014).

Det kjemiske rensetrinnet består av kjemikalietilsetting hvor det tilsettes et fellingskjemikalie, en koagulant, til vannet som vil bidra til en utfelling av oppløst og kolloidalt stoff. Videre går vannet gjennom en omrøringsprosess, flokkulering, hvor partiklene knytter seg sammen til

større fnokker som senere blir separert i en separasjonsprosess, eksempelvis sedimentering, flotasjon eller filtrering (Ødegaard, 2014). Det vanligste fellingskjemikaliet ved avløpsrensing er salter av aluminium eller jern. Det partikulære stoffet i avløpsvannet reagerer med koagulantene og felles ut. Vi kan si at for at en kjemisk felling skal lykkes må to ulike kjemiske reaksjoner skje (Eikum et al., 2018):

1. En forbindelse mellom Al eller Fe og PO_4 (fosfat)
2. En kjemisk forbindelse mellom Al eller Fe og HCO_3^- (bikarbonat ionet) i vannet

De vanligste fellingsmekanismene er dobbeltlagskompresjon, adsorpsjon og ladningsnøytralisering, omsvøping og brobygging. Hvor adsorpsjon og ladningsnøytralisering og omsvøping er de mest aktuelle for norske avløpsrensaneanlegg (Ratnaweera, 2013; Ødegaard, 2014).

En rekke faktorer påvirker fellingsprosessen. Blant annet kjemikaliedose, innblandingen av kjemikalier, flokkulering og pH og andre vannkvalitetsparametere (Eikum et al., 2018). Faktorene forklares mer inngående i kapittel 2.3.1 om sanntidsmåling.

Det siste trinnet i prosessen er separasjonsprosessen. En mye brukt metode er sedimentering, hvor partiklene skal synke til bunn, bunnfelle, og rensert vann føres videre ut fra enden av bassenget og til resipient. Et typisk basseng er et horisontalstrømningsbasseng (Ødegaard, 2014). Synkehastigheten til partiklene må være større eller lik forholdet mellom overflatearealet på bassenget og vannmengden for at de skal bli fjernet med sedimentering. Det vil derfor være nødvendig å ha en viss oppholdstid for vannet i bassenget. Dersom vannet strømmer gjennom for raskt, eksempelvis ved store vannmengder, vil ikke partiklene bunnfelle i den grad at de vil bli fjernet ved sedimentasjon.

2.2.1 KOAGULERINGSPROSESSEN

Ordene koagulering og flokkulering brukes ofte om hverandre. Koagulering kan defineres som den prosessen hvor destabilisering skjer og flokkulering er prosessen hvor de destabiliserte partiklene går sammen og danner større aggregater, fnokker (Bratby, 2016). Fnokker er kompliserte av natur og derfor vanskelig å beskrive og vanskelig å måle (Bache & Gregory, 2007). Prosessen koagulering-flokkulering vil i det videre kun bli omtalt som koagulering.

Det som skjer i den kjemiske prosessen er helt enkelt at svært små partikler, kolloider, med diameterstørrelse 0,01 – 1 μm skal, ved hjelp av et kjemikalie, bygge seg opp til større partikler på 100 – 1000 μm , fnokker, som enkelt lar seg fjerne fra vannet gjennom en separasjonsprosess. Mer detaljert vil metallet i fellingsmiddelet reagere med både fosfat i vannet, partikler og selve vannet i seg selv. I disse prosessene vil det blir felt ut henholdsvis metallfosfat og hydroksid, og dette vil påvirke både alkaliteten i vannet og pH (Ødegaard, 2014). De tidligere stabile og negative partiklene i vannet vil nå bli destabilisert noe som fører til en dannelse av aggregater, som er større, ladningsnøytrale partikler. Ved å røre om i vannet vil aggregatene binde seg sammen til større fnokker som videre skal separeres fra vannet. Sedimentering er den vanligste av separasjonsmetodene (Ødegaard, 2014), og foregår ved at vannet sakte beveger seg gjennom et basseng hvor fnokkene faller til bunn, bunnfeller, og senere blir hentet ut som slam. Renset vann går videre til utløp og slippes ut i resipient.

Selve koaguleringsprosessen, hvor kjemikalie tilsettes, tar bare noen sekunder. Flokkuleringen, hvor partiklene skal gå sammen og danne større fnokker tar lenger tid, alt fra 10 til 40 minutter (Ødegaard, 2014) og avhenger blant annet av tettheten på partiklene, andelen suspendert stoff i vannet, råvannskvaliteten og koagulanten. Blandingsbetingelsene, blant annet hastigheten på innblandingen, er en av de mest kritiske faktorene når koagulanten tilsettes vannet for å oppnå optimale forhold for partiklene til å danne fnokker (Sivchenko, 2017). Hva gjelder karakteriseringen av fnokkene er det ønskelig med store, tunge og sterke fnokker. Vi ønsker store og tunge fnokker som lettere lar seg sedimentere, og i tillegg ønsker vi at fnokkene skal være sterke så de ikke blir ødelagt i prosessen hvor de føres fra flokkuleringsbassenget og over i sedimenteringsbassenget (H. Ratnaweera, personlig kommunikasjon, 29. november 2019).

2.3 OPTIMALISERING AV FELLINGSPROSESSEN

I kapittel 1.1.3 innledningsvis i oppgaven blir det poengtert *hvorfor* redusert kjemikaliebruk er aktuelt. I dette delkapittelet vil det bli beskrevet *hvordan* kjemikaliebruken kan reduseres ved hjelp av optimalisering av renseprosessen. Det vil videre bli gitt en beskrivelse av de mest relevante prosessparameterne og avslutningsvis vil teorien bak analyseverktøyet brukt i forbindelse med denne masteroppgaven bli presentert.

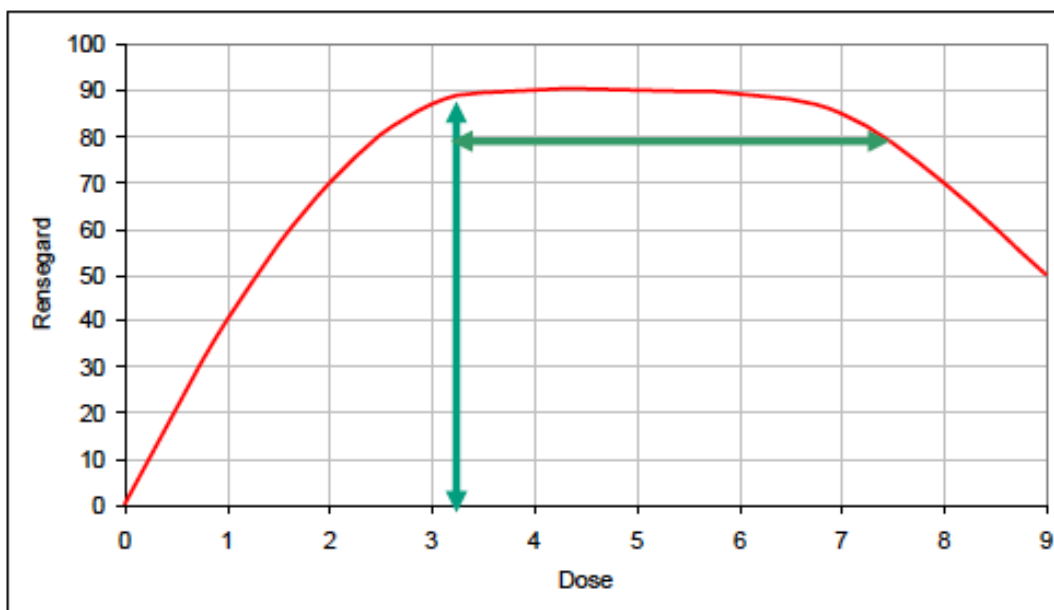
Ved kjemisk rensing av avløpsvann tilsettes, som nevnt, et kjemikalie til avløpsvannet for å destabilisere partiklene som igjen reagerer ved å aggregere til større fnokker som videre separeres fra vannet. Av grunner som økonomi og miljø beskrevet i kapittel 1.1.3 jobbes det stadig for å optimalisere denne prosessen. En optimal dose kan defineres som den minste dosen nødvendig for å oppnå ønsket renseeffekt (V. Nilsen, personlig kommunikasjon, 2018). Målet er å oppfylle rensekravene, men til en lavere kostnad, med bedre kvalitet på slammet, bedre vannkvalitet og med en miljømessig gevinst.

Ulempen ved å benytte seg av mengdeproporsjonal dosering, med eventuell pH-overstyring, er at metoden ikke tar hensyn til hvor forurenset vannet er. Optimal fellingsdose er avhengig av en rekke faktorer, som vannmengde, pH, suspendert stoff (partikkelinnhold) og innhold av fosfat (H. Ratnaweera, personlig kommunikasjon, 2019). Sett fra et støkiometrisk ståsted vil det være nok med kun 1 mol koagulant for å fjerne 1 mol fosfor, men siden vi vet at det også skjer andre reaksjoner når koagulanten tilsettes vannet, som utfelling av hydroksid og aggregering med partikler, vil naturlig nok molforholdet bli høyere. Tall fra norske rensesanlegg viser at de fleste anlegg har et molforhold rundt 2.5 – 4.5, mens noen ligger vesentlig høyere (Ratnaweera, 2013). Etter samtale med assisterende driftssjef ved Frevar KF kommer det frem at Frevar bruker 7 til 10 ganger mer kjemikalie enn hva Jar-testene tilsier at de burde bruke.

Forsøk i laboratorium har vist at forholdet mellom jern/aluminium og fjernet fosfor kan reduseres med 20 til 30 prosent og fortsatt opprettholde rensresultatene (Ratnaweera, 2013). En årsak til at molforholdene er høyere enn hva som er nødvendig kan være at de fleste rensesanlegg i dag som nevnt bruker en mengdeproporsjonal doseringsstrategi, som utelukker andre viktige parametere som partikkelinnhold og fosfor. Det er også gjort forskning på bruk av både uorganisk og organisk koagulant i kombinasjon, noe som også kan redusere bruken av kjemikalie (Ratnaweera, 2013). Dette er ikke noe som skal utdypes videre her, men nevnes for

å understreke at temaet rundt redusert kjemikaliebruk er en veldig tidsaktuell problemstilling og noe som kommer til å stå sentralt i fremtidens utvikling av avløpsrensebransjen.

Det virker som det er en felles forståelse for at det brukes for mye kjemikalie, men konsekvensen av å bruke for lite kjemikalie er stor. Dersom det doseres for lite vil dette kunne påvirke renseseffekten. Slippes det ut for mye fosfor, vil det kunne oppstå eutrofiering av resipienten. Doserer det for mye kjemikalie vil dette kunne gi konsekvenser som større mengde slam, lavere pH og som nevnt, høyere driftskostnader og miljømessige ulemper. Grafen i figur 12 viser rensesgraden i prosent opp mot dosering. Noe som blir godt synlig her er at renseseffekten holder seg stabil etter en viss doseringsmengde. Hvilket betyr at selv om doseringsmengden dobles fra 3 til 6 vil rensesgraden være den samme på 90 prosent, som igjen viser at ofte kan doseringsmengden reduseres betraktelig uten at dette har noen innvirkning på rensesgraden som oppnås. Behovet for en mer optimalisert fellingsprosess er derfor absolutt til stede og som nevnt i innledningen kommer det stadig flere aktører av slike online/doseringskontroller på markedet. Blant annet norske DOSCON® som kan vise til suksessfulle resultater både her til lands og i større anlegg i Kina. For mange norske rensesanlegg vil imidlertid investeringskostnaden for et doseringskontroll-system være for høy, kombinert med at sensorene til dels kan være svært avanserte og kompetansen til å vedlikeholde og drifte disse sensorene ikke alltid er tilstede.



Figur 12. Grafisk fremstilling av rensesgrad og dosering av koagulant (forelesningsnotater 12. april 2018)

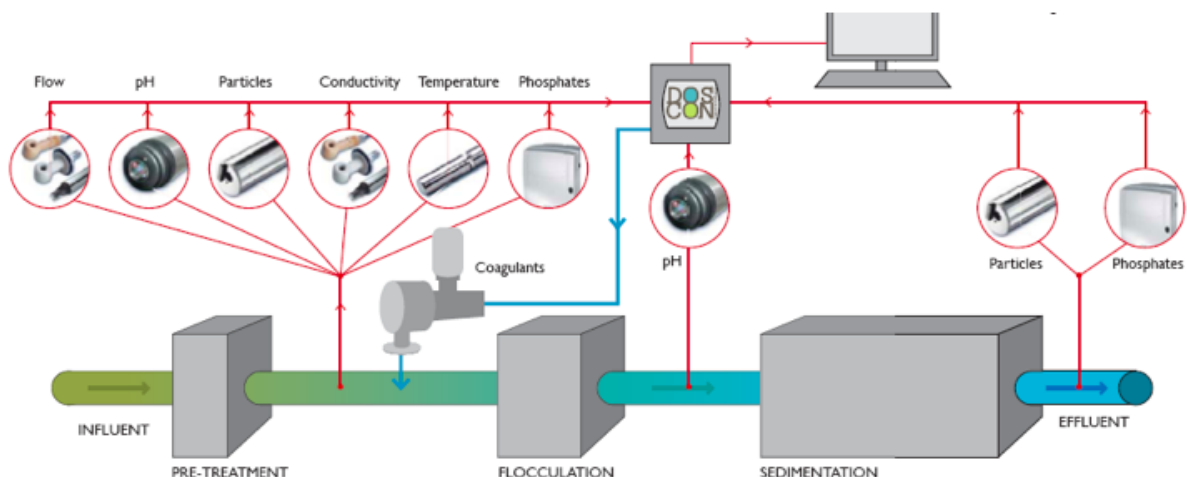
2.3.1 SANNTIDSMÅLING

En typisk egenskap ved avløpsvann er stadig skiftende kvalitet på det som kommer inn til renseanlegget, og gjerne raske endringer. Temperatur kan variere mellom 0 og 20 og pH mellom 7 og 8 er typisk. Det vil derfor være hensiktsmessig å overvåke prosessen in situ (på stedet). I dag er det vanlig å benytte en feedback, eller feedforward, styringsstrategi. Ved en feedback styringsstrategi vil vi oppleve å kunne få 1 til 3 timers forsinkelser ved konvensjonelle sedimenteringsbasseng. Ved høyhastighetssedimentering, som for eksempel Actiflo®, vil vi kunne redusere feedbacken ned til 10 til 15 minutter. Denne tidsforsinkelsen er foreløpig et uløst problem, og DOSCON® er derfor hovedsakelig basert på et feedforward system (Sivchenko, 2017). Ratnaweera og Fettig (2015) har evaluert og oppsummert de forsøk som er gjort rundt avansert overvåkning og doseringskontroll i koaguleringsprosessen og publiserte nylig en oversikt over parametere og fysiske sensorer som blir brukt ved feedforward og feedbackwards styringskontroll og de erfaringer gjort rundt dette. Publikasjonen tar hovedsakelig for seg de forsøk og resultater gjort mellom 2005 og frem til 2015. De konkluderte med at selv om det har vært flere forsøk på å modellere fnokk-formasjons prosessen er det likevel et stykke igjen. Litteraturstudien trekker frem en artikkel skrevet i 1986 av P.J Jackson og E.J Tomlinson hvor de beskrev tre ulike tilnærminger for bruk av direkte online parametere med hensyn på vannkvalitet; feedforward kontroll basert på råvannskvaliteten eller feedbackward kontroll basert på enten vannkvaliteten på dosert vann eller på behandlet vann. I det første tilfellet vil sensoren være plassert i forkant av dosering og sende informasjon til doseringsenheten med anbefalt dose. I det andre tilfellet vil sensoren være plassert etter dosering, men før separasjonsstadiet og sensoren vil sende informasjon med anbefalt dose tilbake til doseringsenheten. Siste tilfelle vil være lik som den foregående, men istedenfor å plassere sensoren før separasjonsstadiet, plasseres den rett etter.

Som et alternativ til dyre, eller ikke-eksisterende online sensorer, er det blitt utviklet virtuelle sensorer, også kalt software sensorer, basert på indirekte estimering av data. En virtuell sensor kombinerer fysiske sensorer med en analysing av data. Tre modeller som er mye brukt som virtuelle sensorer i dag er multivariat regresjonsanalyse, kunstig nevralt nettverk og fuzzy kontroll (Ratnaweera & Fettig, 2015). Alle modellene kan brukes i kombinasjon med fysiske sensorer. Ulempen med disse modellene er at de krever store mengder data knyttet til både vannkvalitetsparametere og prosessrelaterte parametere, men styrken ligger i at med nok data, og gode nok data, egner modellene seg godt til kalibrering og verifisering (Ratnaweera & Fettig,

2015). For denne masteroppgaven brukes multivariat analyse. Virtuelle sensorer er hittil hovedsakelig blitt testet i pilot-skala. Behovet for å teste i større skala over en lenger tidsperiode er absolutt tilstede da man kan se av testingen at det er et potensiale for besparelser og økt effektivitet i renseprosessen ved bruk av denne type sensorer.

Det er i dag god tilgang på instrumenter som kan måle de ulike vannkvalitetsparametere, for eksempel online sensorer som måler vannmengde, konduktivitet, pH, farge og turbiditet for å nevne noe. Imidlertid er faktorer som kostnad, kompleksitet eller jevnlig vedlikehold faktorer som er med på å gjøre teknologien utilgjengelig for mange avløpsrenseanlegg og gjør online instrumenter for relevante parametere til en fortsatt uavklart utfordring i bransjen (Sivchenko, 2017). Som tidligere nevnt har DOSCON® utviklet en sanntidsmåling med et feedforward kontrollsystem. Under følger en skisse av systemet i figur 13. Vannkvalitetsparametere blir målt ved innløp og utløp ved hjelp av online sensorer og blir sendt til en PLC, programmable logic controller, som predikerer doseringen og sender signal videre til doseringspumpen. PLC utfører kalkuleringsene ved hjelp av multivariate statistiske metoder hvor innsatsfaktorene er vannmengde, pH ved innløp og etter flokkulering, turbiditet ved innløp og utløp, konduktivitet, temperatur og total fosfat ved innløp og utløp. Mange sensorer gjør systemet fleksibelt og kan tilpasses det enkelte renseanlegg, men er også en svakhet da det er fordyrende og komplisert i drift (Sivchenko, 2017).



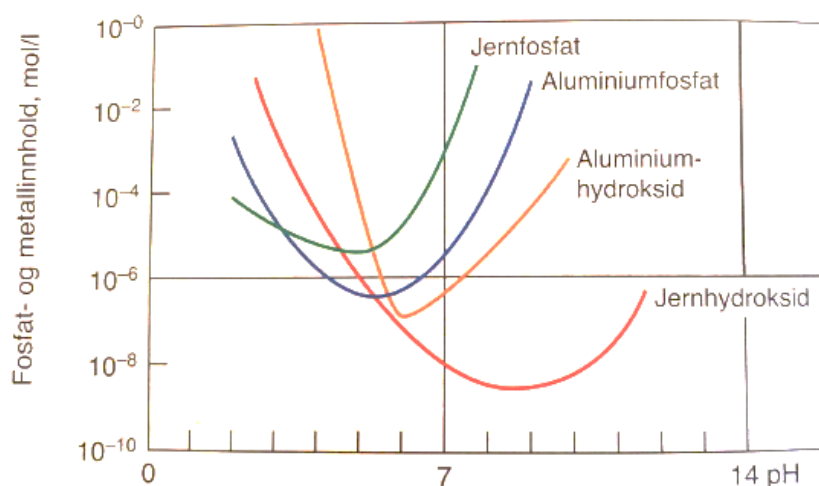
Figur 13. Prinsippskisse DOSCON®

2.3.1.1 RELEVANTE PROSESSPARAMETERE

Ratnaweera og Fettig skrev i sin litteraturstudie at de parametere som har vist seg å være mest relevante for koagulering er pH, temperatur, konduktivitet, turbiditet, suspendert stoff, farge, TOC, alkalitet, total-P, overflateladning/zeta-potensial og ortho-P konsentrasjon (Ratnaweera & Fettig, 2015). Mange av disse parameterne er vanskelig å måle i fullskala og i sanntidsmåling (Ratnaweera & Fettig, 2015; Sivchenko, 2017). De mest kritiske faktorene for optimal fellingsdose er pH, vannmengde, partikkel- og fosfatinnhold (Ratnaweera, 2013), og det er disse som vil bli grundigere gjennomgått nedenfor.

2.3.1.1.1 PH

pH-nivå og renseeffekt henger tett sammen. For å oppnå en optimal felling er vi avhengig av en optimal pH. En utfordring ved avløpsvann er at variasjonene i pH er store blant annet grunnet påslipp fra industri. Noe som gjør seg særlig gjeldene på Øra, som beliggende på et stort industriområde. I henhold til tall fra driftskontrollanlegget varierte pH i innløpet i perioden mellom 21. oktober 2019 og 29. november 2019 fra 3,5 til 8,3. Gjennomsnittlig pH i innløpet var i samme periode 7,5. For optimale fellingsforhold i kjemiske anlegg bør vannet ha en pH på rundt 6 – 7 (Eikum et al., 2018; Ødegaard, 2014). Optimalt pH område varierer for ulike typer koagulant, se figur 14.



Figur 14. Løselighetsdiagram for fellingskjemikalier ved ulike pH (Ødegaard, 2014)

pH måles ved innløpet og etter flokkulering.

2.3.1.1.2 VANNMENGDE, Q

Som tidligere nevnt er det hovedsakelig vannmengde inn til renseanlegget som er styrende for kjemikaliedoseringen. En pH-overstyring regulerer ned doseringen av kjemikalie dersom det for eksempel kommer store mengder regnvann inn. Når det kommer regnvann inn til anlegget går alkaliteten ned. Alkalitet ble innledningsvis definert som evnen til å motstå pH-ending, og vil være avgjørende for kjemisk felling, løselighet og likevekt. Dersom kvaliteten på den innkommende vannmengden var konstant og optimal mengde koagulant bestemt, ville doseringen vært proporsjonal med vannmengde inn (Ratnaweera & Fettig, 2015). I virkeligheten er kvaliteten på vannmengden inn til renseanlegget svært varierende.

Store vannmengder inn vanskeliggjør rensingen. Søndag 1. september 2019 opplevde Fredrikstad kraftig regn og oversvømmelser flere steder i kommunen, selv om regnværet opphørte samme dag hadde Frevar store problemer med rensingen uken som fulgte og hadde rensegrad på fosfor ned i 30 prosent (V. Kvalsheim, personlig kommunikasjon, 2019). Økte mengder fremmedvann, som for eksempel ved kraftig regnvær, påvirker særlig sedimenteringsprosessen da økt gjennomstrømning fører til høyere hastigheter gjennom anlegget, som igjen påvirker bunnfellingen (Lindholm & Bjerkholt, 2011). Fortynnet avløpsvann er vanskeligere å rense, både med tanke på å oppnå prosentkravet til rensingen og grunnet reduksjonen i alkaliteten som nevnt over.

Vannmengde måles i innløpet.

2.3.1.1.3 FOSFAT

Fosfor kan foreligge i vannet både som løst stoff og som bundet til partikler. Når fosforet er bundet til partikler er det normalt som mineralprodukter eller organisk bundet fosfor (Eikum et al., 2018). Det partikulære fosforet fjernes ved koagulering og etterfølgende sedimentering sammen med annet partikulært og kolloidalt stoff (Ødegaard, 2014). Det løste fosforet foreligger hovedsakelig som fosfater som igjen kan deles inn i polyfosfater og ortofosfater, Orto-P, hvor sistnevnte er den dominerende formen. I avløpsvann utgjør det løste fosforet 60 prosent av det totale fosforinnholdet, og av dette igjen utgjør ortofosfatet normalt rundt 80 til

90 prosent (Ødegaard, 2014). Ved fjerning av ortofosfat er vanligvis kjemisk felling mest virkningsfullt (Eikum et al., 2018; Ødegaard, 2014).

Den kjemiske formelen for fosfat er PO_4 . Fra formelen ser vi at fosfat er en forbindelse mellom fosfor, P og oksygen, O. Måling av fosfatinnhold i vannet er en ressurskrevende prosess og i praksis er det lettere å måle fosfatinnholdet ved å måle konduktiviteten, ledningsevnen, i vannet. Ledningsevne er et mål på innholdet av salt i vannet (Ødegaard, 2014). I avløpsrensprosessen er utfelling av fosfat ofte et mål ved tilsetning av fellingskjemikalie (Ratnaweera & Fettig, 2015). Konsentrasjonen av fosfat i vannet er derfor en viktig vannkvalitetsparameter å kjenne til.

Fosfat og konduktivitet måles ved innløpet. Fosfatinnholdet måles igjen ved utløpet.

2.3.1.1.4 PARTIKKELINNHOLD

Turbiditet og suspendert stoff (SS) er begge vanlige vannkvalitetsparametere for å måle andel partikler i vannet. Turbiditet er vanligst for drikkevannsanlegg mens suspendert stoff er vanligst innenfor avløpsvann (Ødegaard, 2014). SS er et mål på hvor mye partikler det er i vannet, turbiditet forteller hvor grumsete vannet er (Eikum et al., 2018).

En viktig del ved bestemmelse av vannkvaliteten handler om hvor mye stoff vannet inneholder, og på hvilken form dette stoffet er, om det er partikulært, løst eller i gassform (Ødegaard, 2014). Partiklene kan være alt fra ganske grove partikler som fjernes ved hjelp av rister, siler og sand- og fettfang innledningsvis i renseprosessen til de finere partiklene som må fjernes ved hjelp av kjemikalietilsetning.

Partikler måles ved hjelp av turbiditet og det er plassert en sensor ved innløpet og en ved utløpet.

2.3.1.1.5 ANDRE PARAMETERE

I tillegg til parameterne over måles temperatur ved innløpet. Temperaturen på vannet påvirker både koaguleringen og den etterfølgende sedimenteringsprosessen, men nøyaktig hvilke stadier

temperaturen endrer prosessen er noe uklart (Sivchenko, 2017). Grovt sett sies det at hastigheten på de kjemiske prosessene fordobles ved en økning på 10 grader i temperaturen (Ødegaard, 2014). Temperatur påvirker også vannets tetthet, viskositet, damptrykk, overflatespenning og oksygeninnhold (Ødegaard, 2014) og er derfor en viktig parameter å ha kjennskap til.

Innledningsvis ble også andre relevante prosessparametere som blant annet Zeta-potensial og Orto-P nevnt. Disse er ikke inkludert i onlineovervåkningen til DOSCON®, men er likevel parametere som kan brukes til å måle vannkvalitet.

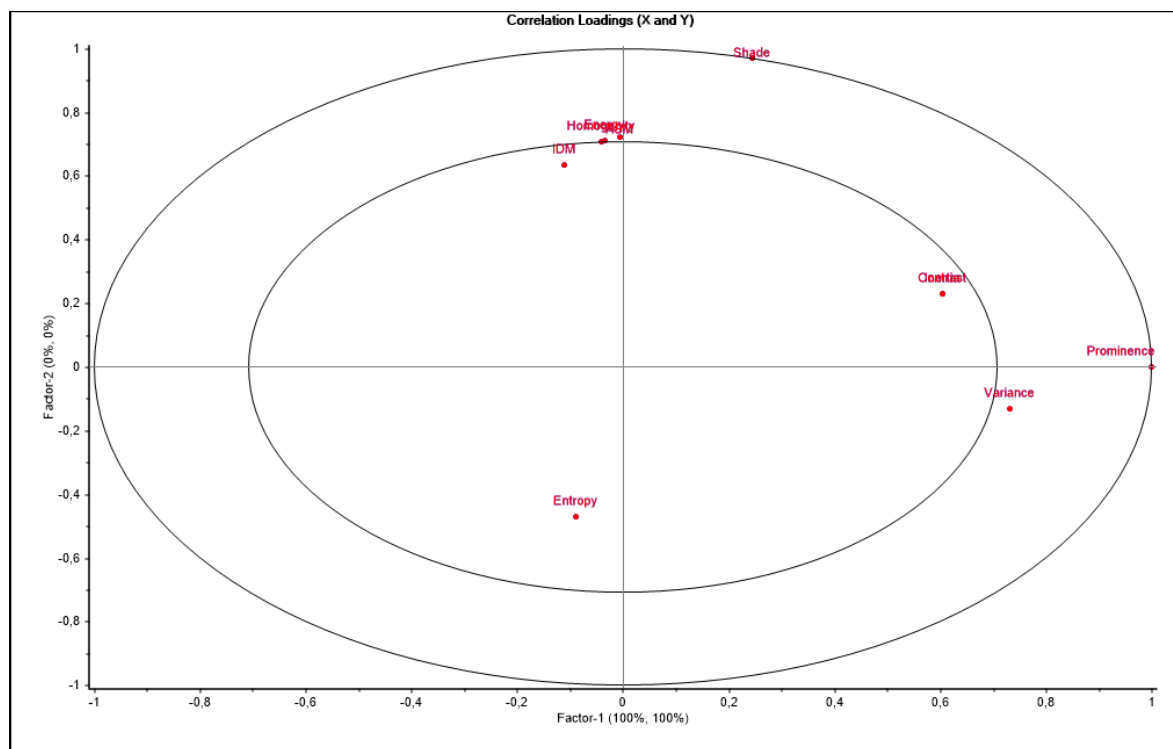
2.3.2 ANALYSEVERKTØY

Under følger en teoretisk innføring i analyseverktøyene brukt i forbindelse med masteroppgaven. Innledningsvis i analysen ble bildene behandlet i ImageJ, her ble bildene konvertert til matriser i en Gray Level Co-occurrence Matrix (GLCM) analyse, en metode for teksturanalyse. Tallverdiene av bildene fra GLCM-analysen ble videre knyttet sammen med dataene hentet ut fra driftskontrollanlegget og analysert i Unscrambler®. Hvilke verdier og parametere som er brukt blir beskrevet i kapittel 3 om metode.

ImageJ er utviklet av Wayne Rasband og skrevet i Java (Ferreira & Rasband, 2011). Verktøyet analyserer bilder ved hjelp av ulike metoder, plugins, som enten finnes i programmet eller som man kan skive selv. Analysemetode brukt i forbindelse med denne masteroppgaven er GLCM. I forkant av fullskala forsøkene i Drøbak ble ulike teknikker for bildeanalyse testet og vurdert. Tre teknikker ble evaluert for hvilken som best kunne beskrive forholdet mellom fnokkbildene og koagulantdosene matematisk; histogram, GLCM og AMT. GLCM ble foretrukket metode (Sivchenko et al., 2017). GLCM er en eldre og utprøvd teknikk, mens AMT ble testet som en ny teknikk som skulle kunne takle den komplekse naturen hos fnokkene. Grunnen til at GLCM ble valgt ovenfor AMT var at resultatene fra GLCM var lettere å forstå og tolke (Sivchenko, 2017). GLCM er en statistisk metode for å måle teksturen i bildene (Sivchenko, 2017), og er utviklet på 1970-tallet av Robert Haralick (Hall-Beyer, 2005). Det har vist seg at teksturanalyse er den foretrukne metoden å studere fnokker i avløpsvann, da det i avløpsvann vil forekomme mye overlapping av partikler i bildet (Sivchenko, 2017). I ImageJ benyttes plugin «GLCM Texture Too» v. 0.008 skrevet av Toby C. Cornish. Programmet konverterer bildene til

matriser, med ønsket retning, θ , og distanse, d . Produksjonsutbyttet av analysen resulterer i totalt 11 vektorer; Angular Second Moment (ASM), Contrast, Correlation, Inverse Difference Moment (IDM), Entropy, Energy, Inertia, Homogeneity, Promience, Variance og Shade. Matrisen er en samforekomst matrise som viser hvor mange forekomster vi har av et piksel med gråtone a samtidig som en nabo i retning θ og avstand, d har gråtone b .

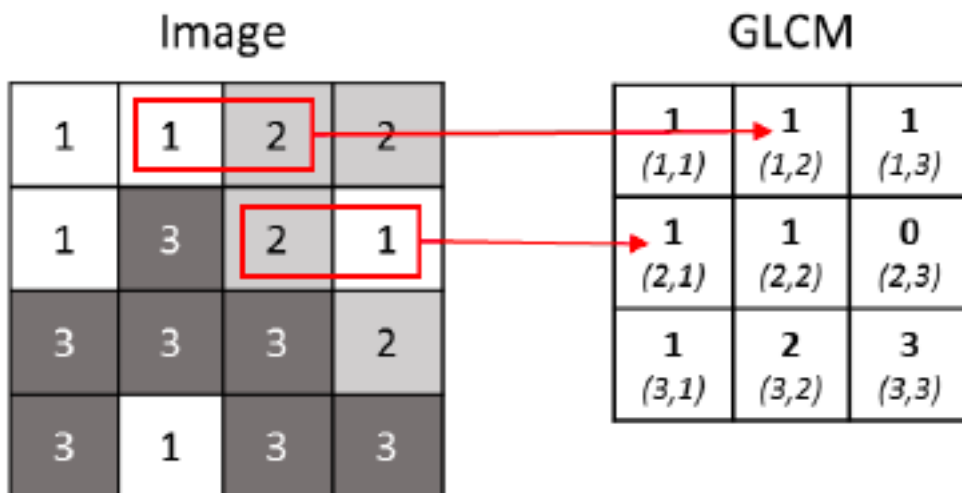
I GLCM-analysen utført i denne masteroppgaven korrelerer noen av variablene, som vist i figur 15. Blant annet korrelerer *Inertia* og *Contrast* perfekt med hverandre, det samme gjør *Energy* og *ASM*. I senere analyser kan man derfor velge å ekskludere noen av variablene fra analysen.



Figur 15. Korrelasjonsdiagram, Unscrambler®

ASM, *Energy*, *Homogeneity* og *IDM* er et mål på homogenitet, hvor velordnet matrisen er, *homogeneity* representerer hvor nærliggende verdiene i matrisen ligger diagonalt. Dersom matrisen er rotete vil *ASM* og *Energy* ha lave verdier. Motsatt for homogenitet har vi heterogenitet representert ved *contrast* og *variance*. *Contrast* er et mål på kontrasten, eller mengden av lokal variasjon i matrisen og *variance* er et mål på avviket fra middelveidien i matrisen. *Prominence* er i likhet med *shade* et mål på symmetrien i matrisen, hvor *shade* er et mål på skjevheten og *prominence* er et mål på asymmetri. Høye verdier for *prominence*

indikerer lav symmetri i matrisen. *Entropy* er et mål på uorden i bildet, statistisk randomness, såkalt mangel på et mønster i matrisen. Motsatt av *entropy* er *correlation*, smoothness, som er et mål på gråtonens lineære avhengighet i matrisen. (Hall-Beyer, 2005; Haralick et al., 1973; Sivchenko, 2017; Yang et al., 2012).



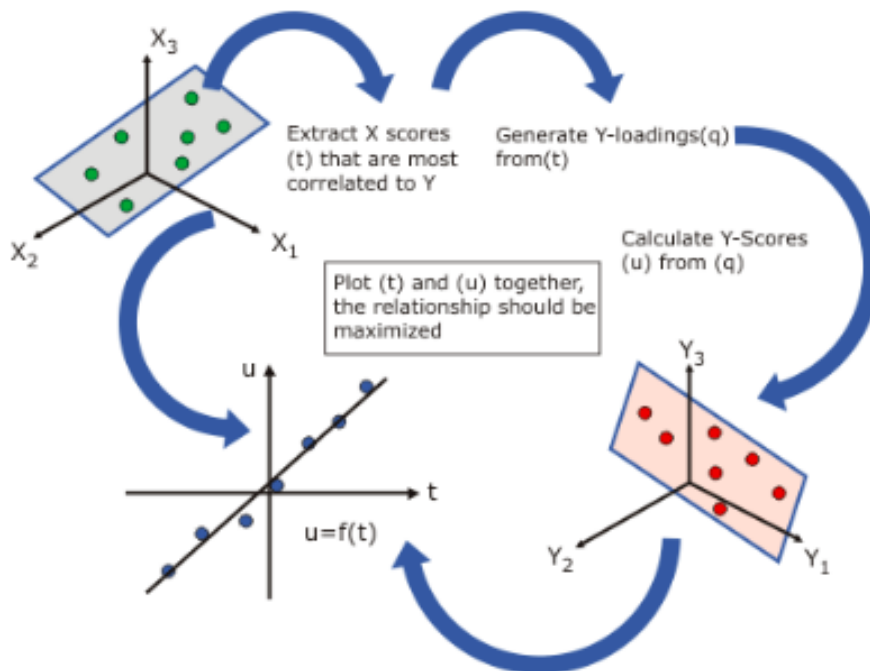
Figur 16. Illustrasjonsskisse av prinsippet i GLCM (Sivchenko, 2017)

Etter at bildene er kjørt i GLCM analyseres de videre i Unscrambler®, et program for multivariat analyse. Unscrambler® tilbyr et verktøy som skal være enkelt å bruke for data og matriser med flere variabler og analyserer disse ved hjelp av ulike teknikker og gir sammenhenger som blant annet variasjoner og korrelasjoner i dataene (Unscrambler). De ulike teknikkene brukt i forbindelse med masteroppgaven er beskrevet nedenfor.

Principal component analysis, PCA, viser dataene og forholdene mellom de ulike variablene visuelt og egner seg godt til å oppdage skjulte relasjoner innad i store datasett. Teknikken er en bilinear modelleringsmetode og kan brukes til å finne hvilke variabler som bidrar mest til en observert differanse, forskjellene mellom prøvene eller hvilke variabler som er korrelerte (Unscrambler). PCA egner seg godt innledningsvis i analysene for å få et inntrykk av dataene.

Mens PCA er en visuell analyseteknikk er de neste analyseteknikkene hovedsakelig modellering av dataene. En korrelasjonsanalyse, som PCA, finner *om* vi har en sammenheng mellom variablene, en regresjonsanalyse gir oss *hvilken* sammenheng (Løvås, 2018). Multiple linear regresjon, MLR, er et klassisk modelleringsverktøy hvor man kan analysere flere

variabler opp mot en vektor (Unscrambler). Principal component regression, PCR, er en metode for å relatere variasjonene i en variabel opp mot flere prediktive variabler gjennom en to-trinns analyseprosess. Først splittes en matrise ved hjelp av PCA, så tilpasses denne en MLR-modell ved å bruke verdiene fra PC istedenfor verdiene som originalt var i matrisen. Partial least square regression, PLSR, modellerer både X-matrisen og Y-matrisen samtidig. På denne måten kan den finne den eller de X-variabelen(e) som best forklarer variablene i Y. Vi kan kalle Y-variabelen for responsvariabel og X-variabelene for forklaringsvariabler (Løvås, 2018; Unscrambler). I arbeidet med denne masteroppgaven ble PLSR brukt til å modellere forholdet mellom dataene. Prosedyren kan oppsummeres i figur 17 under.



Figur 17. Prosedyre PLSR (Unscrambler)

2.4 LITTERATURSTUDIE BILDEANALYSE

Modellering av mekanismene i flokkuleringsprosessen er noe som er blitt forsket på i lang tid. Marjorie J Vold skrev artikkelen «Computer simulation of floc formation in a colloidal suspension», som kan dateres helt tilbake til september 1963, hvor hun undersøkte oppbyggingen av, og strukturen til, fnokkene som dannes. Senere ble det gjentatte ganger forsøkt å modellere prosessen rundt flokkdannelsen matematisk, en oppsummering av forskningen på området er gjengitt av Thomas, Judd og Fawcett (1999). Bildeanalyse av partikler kan også dateres langt tilbake i tid i artikkel fra 1979 av Tambo & Watanbe (Tambo & Watanbe, 1979). Siden 2000 har teknikken blitt forsket på i en rekke sider av vannbehandlingen, som eksempelvis aktivslam, vekst på membranoverflater (membran fouling), fjerning av naturlig organisk materiale, samt forskjellige typer vann, men fortsatt er det gjort få studier på avløpsvann eller syntetisk avløpsvann (Sivchenko et al., 2017). Bildeanalyse er også brukt i drikkevannsbehandling. I drikkevannsbehandling er fnokkene færre og det vil være lettere å analysere struktur på hver enkelt fnokk enn hva som er tilfelle i behandlingen av avløpsvann, og spesielt vanskelig vil dette være i avløpsvann med høy andel av suspendert stoff. For avløpsvann vil det derfor være interessant å se på hele bildet av fnokker, i det som kalles teksturanalyse (Sivchenko et al., 2017). En interessant studie gjort i et drikkevannsanlegg av Juntunen, Liukkonen, Lehtola og Hiltunen (2014) viste ved hjelp av digital bildeanalyse at det var en klar korrelasjon mellom egenskapene til fnokkene og parametere målt i flokkuleringsprosessen. Hovedkonklusjonene i forskningsartikkelen er blant annet at systemet for estimering av fnokkeegenskapene i flokkuleringskammeret muliggjør både online- og langtidsovervåkning, estimering av fnokkkvalitet, som for eksempel styrken på fnokken, samt at systemet kan programmeres som en alarm som varsler dersom kvaliteten på vannet endres.

Et polsk-norsk samarbeid har tatt i bruk bildeanalyse for å analysere slam og hvordan koagulanter av aluminium og jern påvirker strukturen i avløpsvannet. En artikkel publisert i tidsskriftet «Separation and Purification Technology» har med utgangspunkt i en hypotese om at mekanismene i kjemisk felling produserer spesifikke avtrykk i strukturen i fnokkene som produseres, forsket på 32 ulike typer avløpsvann og studert bilder av fnokkene dannet fra både aluminium og jern som koagulant ved hjelp av SEM-analyse, Scanning electron microscopy (Smoczynski et al., 2014b). Det ble blant annet konkludert at volumetrisk fraktal dimensjon var høyere for slam med aluminium som koagulant enn for slam med jern. Aluminiumslam hadde

også en høyere tetthet enn jernslam, og jernslam hadde en mer taggete struktur enn aluminiumslam. Sivchenko oppsummerer forskningsarbeidet som er blitt gjort innen bildeanalyse, både innenfor drikkevannsbehandling og avløpsvannbehandling i sin doktorgrad (2017). Man har kommet en lang vei og teknikken viser at det er et potensiale, men det eksisterer foreløpig ingen prefabrikkerte onlineløsninger med integrerte bildeanalysesystemer som er robuste og gjennomførbare på markedet (Sivchenko, 2017).

Doktorgradsarbeidet til Sivchenko bestod blant annet i valg av metode for bildeanalyse, laboratorieforsøk med syntetisk avløpsvann, testing av metoden i full-skala med avløpsvann og til slutt testing av en prototype av sensoren i full-skala. I laboratorietesting ble det brukt syntetisk avløpsvann som skulle tilsvare typisk norsk avløpsvann med pH 8.03 ± 0.13 , suspendert stoff 187 ± 10.7 mg/l, FNU turbiditet 256 ± 12 , total fosfor 11.2 ± 0.24 mg/l og Ortofosfater 9.5 ± 0.07 mg/l (Sivchenko et al., 2017). Koagulanten som ble brukt var en PAX-XL61, en aluminiumsbasert koagulant. Testingen ble utført i form av Jar-testing. Resultatene viste at bildene av fnokkene hadde teksturegenskaper som korrelerte med fellingsbetingelsene, som type kjemikalie, mengde kjemikalie og tid etter tilsetning/omrøring (Sivchenko, 2017). Korrelasjonene mellom teksturegenskapene til fnokkene, kjemikaliedoseringen og renseseffekten ble videre analysert ved hjelp av multivariate statistiske metoder (Sivchenko, 2017). Etter endt testing i laboratoriet ble metoden testet i fullskala ved Skiphelle kommunale avløpsrenseanlegg i Drøbak, Norge. Testingen viste vellykkede resultater også på ekte fnokker fra kommunalt avløpsvann (Sivchenko et al., 2017). Det ble utviklet en lav-kostnads prototype av metoden, en sensor som tar bilder av fnokker. Sensoren er bygd opp av en enkelt kretskort, en kameramodul, samt en programvare som styrer kameraet. Fnokksensoren ble testet ut ved det samme avløpsrenseanlegget i Drøbak. Også denne testingen viste at bildene kan brukes til å predikere optimale kjemikaliedoser (Sivchenko, 2017). Det som gjenstår av testing for sensoren er å se hvorvidt denne kan fungere som en selvstendig enhet og om den kan erstatte en eller flere av sensorene som i dag benyttes i systemene for doseringsoptimalisering. Kan den det vil vi ha en teknologi for optimalisering av kjemikaliedosering som grunnet kostnad vil være vesentlig mer tilgjengelig for de mange mindre avløpsrenseanleggene rundt om i landet.

Oppsummert sitter man igjen med at på tross av mangeårig forskning på området er det fremdeles ikke en akseptert universell matematisk beskrivelse av fnokkdannelsesmekanismene. Dette er mye grunnet den kompliserte naturen til fnokkene, samt at koagulasjonsprosessen

påvirkes av et stort antall parametere (Sivchenko et al., 2016). Fra et teoretisk ståsted skal det være mulig å utvikle prediktive simuleringer av flokkuleringsprosessen som videre kan bli brukt i en sanntids prosesskontroll, men det foreligger ingen praktiske løsninger på dette enn så lenge (Ratnaweera & Fettig, 2015). Mange av de onlinesystemene som finnes i dag baserer seg på parametere målt ved utløpet, det vil derfor være en merkbar tidsforskjell mellom doseringspunkt og punktet hvor parameterne overvåkes/måles, avhengig av type separasjonsmetode som benyttes i renseanlegget. Dette gapet i tid gjør at mange av dagens online kontrollsystemer, som ofte baserer seg på dette feedback-systemet, ikke kan benyttes på avløpsvann hvor vannet kan endre seg vesentlig i løpet av kort tid (Sivchenko et al., 2016). Prosessoptimalisering baserer seg i dag ofte på erfaringer til driftsansvarlig og resultater fra Jar-tester gjort på laboratorium (Ratnaweera & Fettig, 2015).

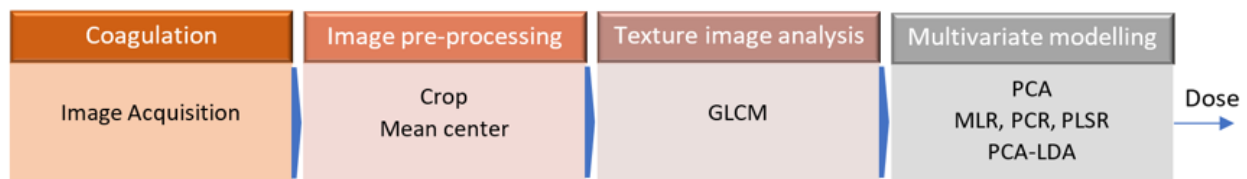
I dag hvor teknologien må sies å være mer tilgjengelig enn den var 30 – 40 år tilbake i tid, med bedre og rimeligere kameraer og velutviklede analyseverktøy er det igjen interessant å se på hvorvidt, og hvordan, teknikken kan implementeres i dagens og fremtiden avløpsrensing og i optimaliseringen av renseprosessen.

3. METODE

Det fysiske arbeidet i denne oppgaven har vært bestående av følgende trinn:

1. Testing av fnokksensor i fullskala ved Øra RA i Fredrikstad kommune
2. Analysering av data fra fnokksensor og ulike vannkvalitetsparametere
3. Vannprøvetaking og måling av fosfor og TOD i laboratorium
4. Sammenligning av analyseresultatene fra fnokksensoren med data fra de konvensjonelle online sensorene fra driftskontrollanlegget

Kapittelet starter med en kort innledning hvor stegene i forsøket blir introdusert. I kapittel 3.1 beskrives utstyr og eksperimentoppsett for den praktiske delen av forsøket hvor data ble hentet inn, før analyseprosessen blir presentert i kapittel 3.2. I kapittel 2.3.2 ble teorien bak analyseverktøyet beskrevet, her i metoden vil den praktiske gjennomføringen av analysen bli beskrevet. Avslutningsvis beskrives vannprøvetakingen i kapittel 3.3.



Figur 18. Stegene for fnokksensoren (Sivchenko et al., 2020)

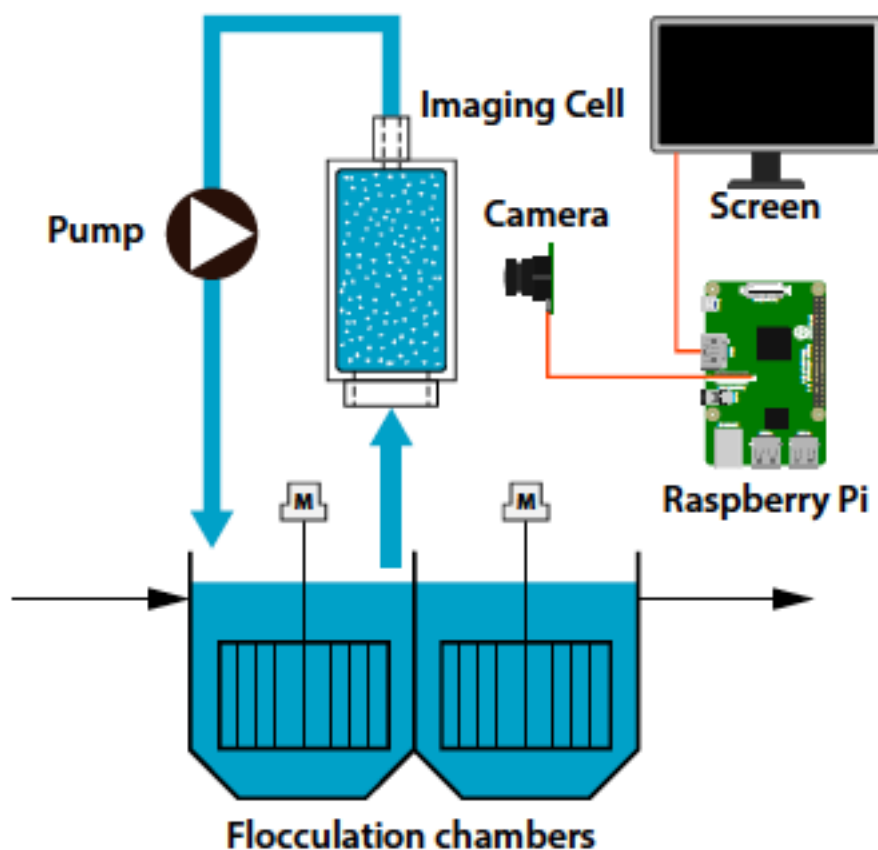
Det praktiske arbeidet i forbindelse med masteroppgaven kan oppsummeres ved hjelp av figur 18. Første del av testperioden bestod av bildeinnhenting. Avløpsvann ble pumpet opp fra flokkuleringsbassenget og gjennom en kyvette hvor det ble tatt bilder. Videre gikk bildene gjennom en manuell redigeringsprosess hvor bilder med mye forstyrrelser ble fjernet fra analysegrunnlaget. Resterende bilder ble analysert i analyseverktøyet ImageJ v.1.49 og teksturanalysemetoden GLCM. Dataene fra GLCM-analysen ble slått sammen med dataene fra driftskontrollanlegget og analysert ved hjelp av multivariat analyse i Unscrambler®.

Koagulant brukt under testperioden var fra Kemira Chemicals AS, en jernkloridsulfat ($\text{FeCl}(\text{SO}_4)$), PIX-118. Koagulanten inneholder 10,5 prosent $\pm 0,4 \text{ Fe}_{3+}$ og har en tetthet på 1,48

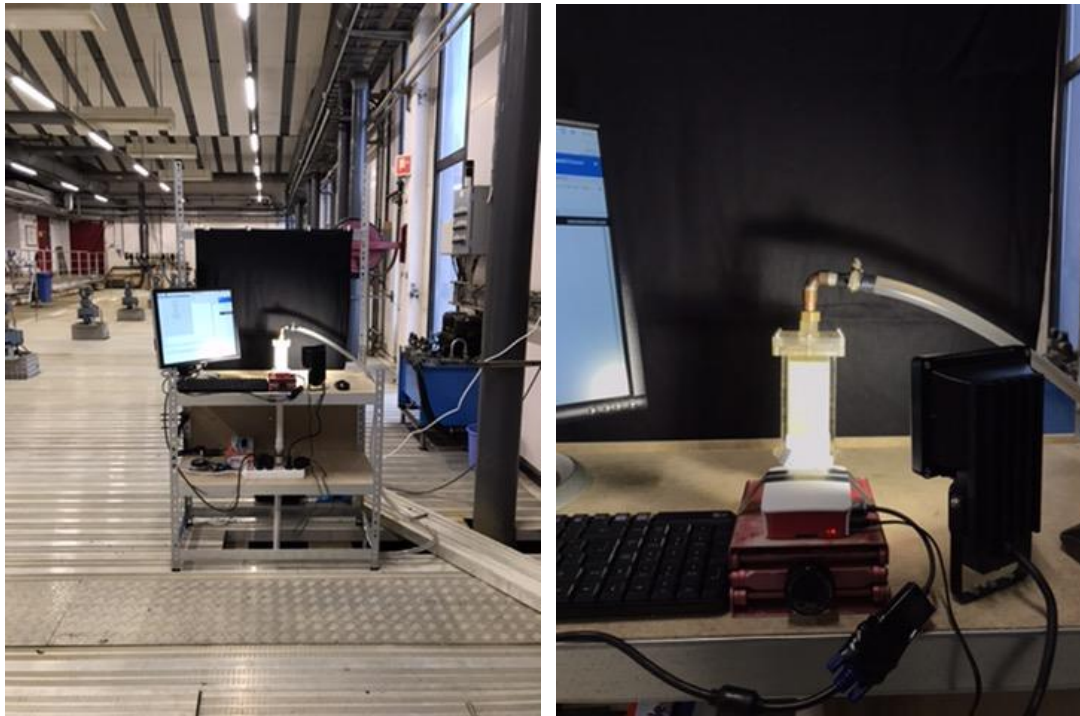
$\pm 0.03 \text{ g/cm}^3$. I testperioden ble det ikke dosert polymer. Bruk av polymer bidrar til at fnokkoppybyggingen går raskere og at fnokkene blir fastere (Sigvaldsen & Lindkjenn, 1992).

3.1 UTSTYR OG EKSPERIMENTOPPSETT

Testinstallasjonen var bestående av et konsollbord, en PC-skjerm, tastatur og mus, et rør med en ende ned i flokkuleringsbassenget og den andre i bunn av kyvetten. En kyvette med hvit kontrastbakgrunn, en lyskaster, en vakuumslange, en pumpe og en slange som førte oppumpet avløpsvann tilbake i flokkuleringsbassenget. I forkant av kyvetten var det installert et kamera tilkoblet et enkelt kretskort. Installasjonen er fremstilt skjematisk i en skisse i figur 19. Bilde av installasjonen er vist i figur 20.



Figur 19. Skjematisk fremstilling av installasjon (Sivchenko, 2017)

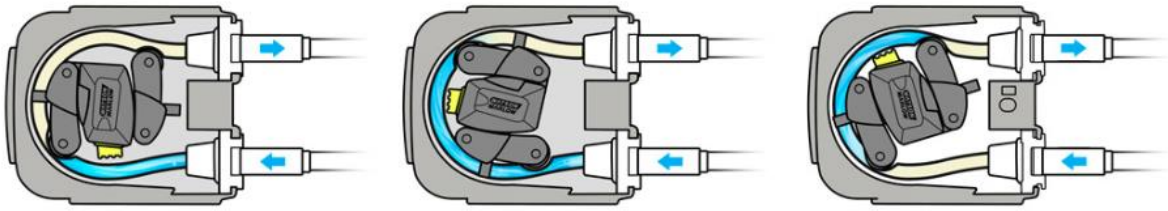


a)

b)

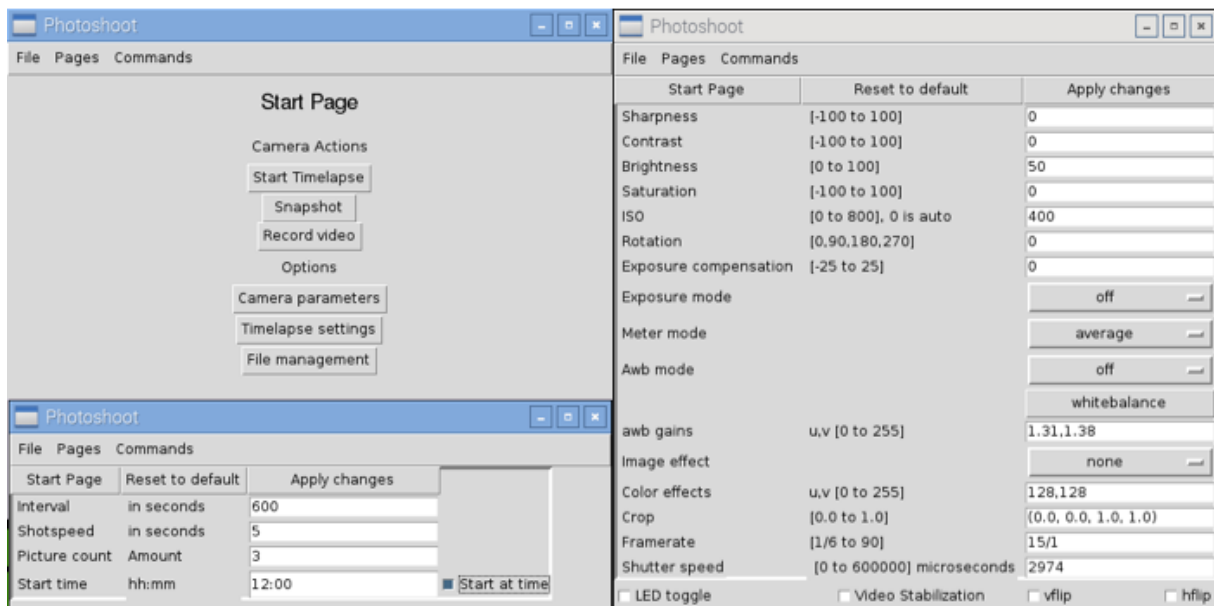
Figur 20. Bilde av systemet a) viser oversiktsbilde og b) nærbilde av kyvetten med kamera og lyskilde

Kyvetten er laget av 4 mm pleksiglass. Røret mellom flokkuleringsbassenget og kyvetten var 3 cm i diameter. Kamera var et lavkostnadskamera med 5 megapixel kameramodul, OV5647 sensor, med mulighet for å justere fokus manuelt på linsen, endringer utover dette ble gjort i Python. Bildetakningsområdet i kyvetten var 3.2 x 9.6 cm. Lyskilden var en floodlight LED anslut 427-624, 600 lumens (Sivchenko, 2017). Kontrastbakgrunnen ble valgt til å være hvit da avløpsvannet, og fnokkene, var ganske mørkt. Kameramodulen var koblet til et kretskort fra Raspberry Pi 3 b +. Det ble valgt vakuumslange mellom kyvetten, en Klarsteel fra Tess med stålspiral integrert i slangen for å forhindre at slangen klappet sammen. Installasjonen ble plassert ved nest siste flokkuleringsbasseng. Pumpen var en peristaltisk pumpe, 620 U fra Watson-Marlow. Pumpen er en type fortrenningspumpe hvor en rotator komprimerer slangen mens den roterer og skaper et vakuum som drar væsken gjennom slangen, metoden er vist i figur 21. Fordelen ved denne pumpen er at rotoren i midten klemmer væsken rundt slik at slam fra avløpsvannet ikke kan sette seg fast i slangen og på den måten tette systemet. Hastigheten på pumpen ble satt til 110 rpm, runder per minutt, etter en periode med testing av ulike hastigheter. Ved for lav hastighet gikk det raskere før kyvetten fylte seg med slam, ved for høy hastighet kan en situasjon ved at fnokkene går for raskt gjennom kyvetten oppstå som igjen kan påvirke bildene og eventuelt også fnokkstrukturen.



Figur 21. Illustrasjonsskisse av en peristaltisk pumpe (Watson Marlow)

Kamerainnstillingen ble skrevet i Python og kunne enten redigeres i startsidene for Raspberry Pi'en eller direkte i Python. Startsidene er vist i figur 22. Klarhet ble satt til 50, ISO til 100 og fargeeffekt [128, 128] gir bilder i sort-hvitt. Lukkehastighet ble satt til 2000. Kamerainnstillingene kom til ved prøving og feiling den første testdagen, 18. oktober 2019. Figur 22 b) viser innstillingene for selve billedtakningen. Intervall er satt til 600 sekunder, som vil si at det tas bilde hvert 10. minutt så lenge kamera går. Picture count angir hvor mange bilder som skal tas hvert 10. minutt, denne er satt til 5 bilder for lettere å finne en representativ middelvei når bildene skal analyseres. Shotspeed angir hvor langt mellomrom det skal være mellom bildene. Innstillingene gir at hvert 10. minutt tas det 5 bilder med 5 sekunders mellomrom.



Figur 22. a) Kamerainnstillinger og b) innstillinger for billedtakningen

3.2 ANALYSERING AV INNHENTET DATA

Tidligere i oppgaven er teorien bak analyseverktøyet gjennomgått, her vil den praktiske gjennomføringen av analysen bli presentert.

Analysene startet i ImageJ. Bildene blir lagt i «stacks» og beskåret og fargejustert før de ble kjørt i GLCM «Texture Too». Alle bildene ble beskåret fra opprinnelig 2592 x 1944 piksel til 1890 x 1400 piksel, dette for å unngå at kantene i kyvetten ble med i bildet, samt at små forstyrrelser i utkanten av bildene lettere kunne ekskluderes fra analysebildet. Etter beskjæringen ble bildene fargejustert til 8-bit gråskala, dette gjøres for å få bildene på samme nivå før de skal analyseres i GLCM.

Det ble innledningsvis laget et kalibreringssett for å bestemme nivåene bildene skulle justeres etter. Kalibreringssettet ble laget ved å inkludere representative bilder for hele bildetaksningsperioden i ett datasett. Både bilder som var fulle av slam, bilder som var helt fri for fnokker samt bilder med ulike fnokkstørrelser og farge. En analyse ble kjørt på disse bildene og resultatene ble utgangspunktet for nivåjusteringen som senere ble brukt på bildeanalysene.

Som nevnt i teorikapittelet kan det velges ønsket distanse og avstand i matrisen. Distanse er valgt til 1 og retningen er θ lik 0 grader, det betyr at matrisen kun ser på naborubrikken og retning i horisontal retning, fra venstre mot høyre, og ikke diagonalt.

Dataene fra GLCM ble slått sammen med data fra renseanleggets driftskontrollanlegg. De konvensjonelle online sensorene pH og vannmengde var i drift under hele testperioden, og data med 10 minutters tidsintervall kunne hentes ut fra driftskontrollanlegget. Online sensorene knyttet til DOSCON®, blant annet turbiditet, suspendert stoff og ledningsevne ble ikke installert før senere i testperioden, men da de var installert ble også data fra disse tilgjengelig fra både driftskontrollanlegget og DOSCON®. Innledende analyser for perioden 21. oktober til 10. november ble derfor kun analysert opp mot vannmengde, pH innløp, pH flokkuleringsbasseng og mengde jernklorid dosert. Vannmengde fra driftskontrollanlegget ble gitt i liter per sekund, l/s. For å få det til ønsket enhet, kubikkmeter per time, m³/t multipliserte vi med 3,6. Mengde jernklorid ble oppgitt i liter per time, l/t, denne ble regnet om til milliliter per kubikkmeter, ml/m³, gram per kubikkmeter, g/ m³ og millimol per liter, mmol/l.

Omregning av koagulantdose fra l/s til m³/s

Det er 60 minutter i en time og 60 sekunder per minutt som gir oss $60 * 60 = 3600$ sekunder per time.

1 000 l = 1 m³

$$Dose \left(\frac{m^3}{t} \right) = \frac{Dose \left(\frac{l}{s} \right) * 3600 \frac{s}{t}}{1000 \frac{l}{m^3}} = Dose * 3,6 \left(\frac{m^3}{t} \right)$$

Omregning fra l/t til ml/m³

$$\frac{Dose \left(\frac{l}{t} \right)}{Q \left(\frac{m^3}{t} \right)} = \frac{l * 1000}{m^3} = Dose * \frac{1000}{Q} \left(\frac{ml}{m^3} \right)$$

Omregning fra ml/m³ til g/m³

1 gram = 1 000 milligram

$$Dose \left(\frac{ml}{m^3} \right) * \rho \left(\frac{g}{ml} \right) = Dose \left(\frac{g}{m^3} \right)$$

Omregning ml/m³ til mmol/l

Tetthet, ρ , Fe³⁺ = 1,48 g/ml

Mengde Fe³⁺ i koagulant = 10,5 %

Gjennomsnittsvekt per atom i jern, atommassen er gitt av periodesystemet og lik $55,845 \approx 56$ g/mol

tetthet = masse dividert på volum $\rho = \frac{m}{V}$

Molar masse = masse dividert på mol $M = \frac{m}{n}$

Masse = gram, g

Molar masse = g/mol

$$M = \frac{\text{mol}}{\text{m}^3} = \frac{\text{mmol}}{\text{L}}$$

$$\frac{\text{Dose} \left(\frac{\text{ml}}{\text{m}^3} \right) * \rho \left(\frac{\text{g}}{\text{ml}} \right)}{M \left(\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right) * \% \text{ Fe}} = \frac{\text{Dose} * 1,48}{56 * 0,105} = \left(\frac{\text{mmol}}{\text{L}} \right)$$

Etter at dataene fra GLCM og driftskontrollanlegget var slått sammen ble resultatene analysert i Unscrambler®.

I Unscrambler® ble det samlede datasettet inndelt i flere under-datasett hvor de ulike ble analysert opp mot hverandre. Hva de ulike datasettene inneholdt og hvem som ble analysert mot hverandre er gjengitt i kapittel 4 om resultater.

3.3 VANNPRØVETAKING

Vannprøver ble tatt med Teledyne Isco, 6712C prøvetaker med karusell. Vannprøvene ble så analysert for fosfor og TOD på laboratoriet for vann ved NMBU. Prøvene ble oppbevart i et kjøleskap på laboratoriet mellom testing. Det ble satt en prøvetaker ved utløpet og en prøvetaker før kjemikaliedosering. Prøvetakeren som skulle stå i forkant av kjemikaliedoseringen ble plassert i starten av sand- og fettfanget, kjemikalie tilsettes mot slutten av bassenget.

Prøvetakeren ble innstilt til å ta 4 prøver i timen, en prøve a 100 ml hvert 15. minutt. Prøve nr. 1 utgjør da en samling av 4 prøver tatt med 15. minutters mellomrom og med en total mengde på 400 ml. Dette for å få en representativ prøve for timen. Dersom hele prøven, 400 ml, skulle blitt tatt en gang per time kunne man ha risikert å få med forstyrrelser som ikke representerer det helhetlige bildet. Prøvene ble overført fra vannprøvetakeren og over i plastflasker som skulle videre til laboratoriet. Plastflaskene kunne romme 300 ml væske og for å sikre en homogen prøve ble 400 ml flaskene ristet for å få med bunnfelte partikler. Det ble brukt parafilm over tuten på vannprøveflasken under risting. For at det i størst mulig grad skulle forhindres at forurensninger ble overført mellom flaskene ble det brukt en ny parafilm for hver prøve.



Figur 23. Karusellprøvetaker med 24 flasker a 400 ml

Vannprøvene ble tatt følgende datoer

Tabell 2. Dato og vær for vannprøvetaking

Fra	Til	
Torsdag 31.10.2019, kl. 09:00	Fredag 01.11.2019, kl. 09:00	Tørr vær
Mandag 11.10.2019, kl. 09:00	Tirsdag 12.11.2019, kl. 09:00	Snø
Mandag 18.11.2019, kl 10:00	Tirsdag 19.11.2019, kl. 10:00	Vått vær
Tirsdag 26.11.2019, kl. 10:00	Onsdag 27.11.2019, kl. 10:00	Vått vær

Ideelt sett burde det tas vannprøver en ukedag, en helgedag ved både tørr og vått vær (H. Ratnaweera, personlig kommunikasjon, 29. oktober 2019). Dagene i forkant, samt døgnet for innsamling, torsdag 31. oktober til fredag 1. november var det ingen nedbør. Mandag 11. oktober kom det store mengder snø og de to siste prøvedagene, mandag 18. november og tirsdag 26. november var preget var store mengder nedbør.

Vannprøvene ble analysert ved laboratoriet ved NMBU for Tot-P og TOD, total oxygen demand. Prosedyren for Tot-P analysen er gitt av EPA 365.3 og for TOD ble det brukt en maskin, QuickCOD.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

I det påfølgende vil resultatene bli presentert og diskutert. Innledningsvis presenteres de innledende forsøkene hvor ulike eksperimentoppsett ble testet og vurdert. Kapittel 4.2 presenterer visuelle observasjoner og erfaringer knyttet til valgte eksperimentoppsett. Valgt eksperimentoppsett er beskrevet i detalj under metode. Kapittel 4.2 inkluderer også erfaringer gjort som kan representere mulige feilkilder. I kapittel 4.3 presenteres, og diskuteres, resultatene fra den multivariate analysen. Avslutningsvis presenteres resultatene fra vannprøvetakingen.

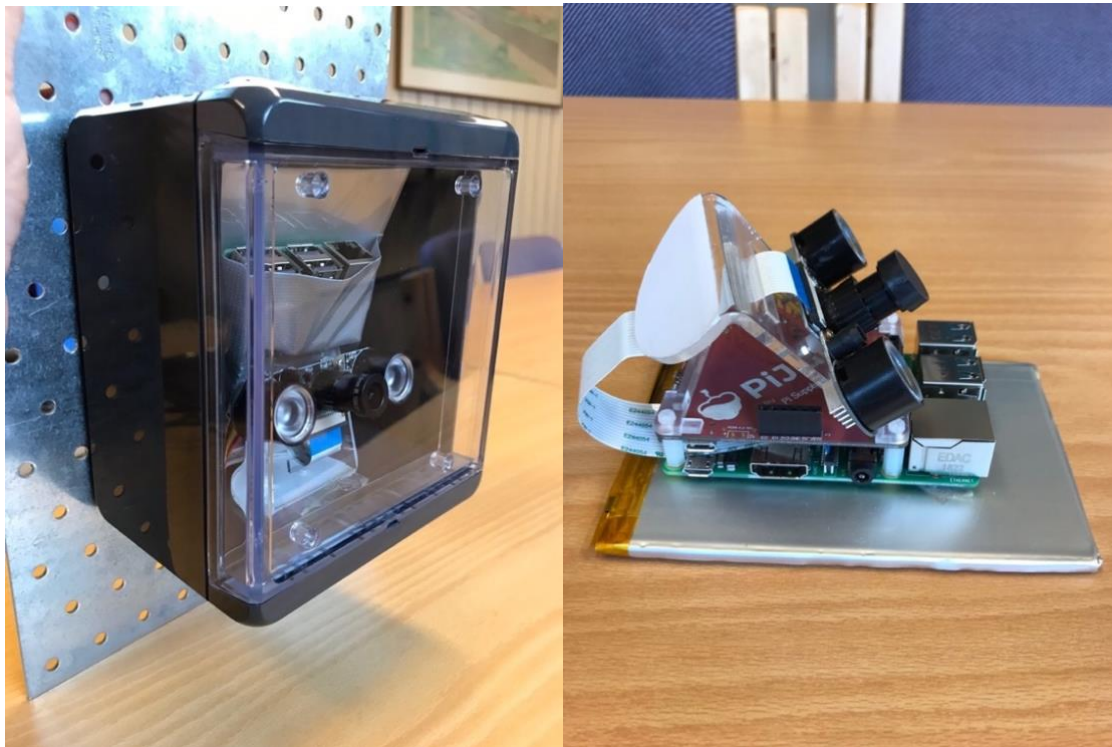
Kommentar testperiode: Det ble i utgangspunktet avtalt en fremdriftsplan med veileder om at fnokksensoren skulle testes fra midten av september til midten av november, en testperiode over et par måneder. Grunnet forsinkelser i leveringer av måleutstyr, samt klargjøring av sensoren, ble fnokksensoren ikke installert før i uke 42, midten av oktober. Testperioden ble avtalt å vare til fredag 29. november, uke 48 og ble derfor noe kortere enn planlagt. Det ble i forkant vurdert til at det likevel kunne hentes inn gode, representative data i løpet av perioden da typisk høstvær både har tørrvær, og nedbørsdager samt variasjoner i temperatur.

Det var også forsinkelser både i å motta alle sensorer til DOSCON®, samt sammenkobling mellom DOSCON® og det eksisterende driftskontrollanlegget. DOSCON® var komplett med alle sensorer den 1. november.

4.1 INNLEDENDE FORSØK

Prosjektet startet innledningsvis med en videreutvikling av prototypen testet i Drøbak. Sensoren bestod av et enkelt kretskort, Raspberry Pi 3 b+, en batteripakke og et kamera med infrarødt lys på hver side av kameralinsen. Installasjonen ble plassert i en vanntett boks, merke IP68, som skulle senkes ned i flokkuleringsbassenget. Boksen hadde et transparent lokk til kamera. En ruter plassert på utsiden av boksen skulle gi WIFI-signaler til kretskortet slik at sensoren skulle fungere som en sanntidsmåler. Boksen var på et tidligere stadium testet for WIFI-signal under vann i en bøtte, og WIFI-signalene var gode så lenge boksen var nære overflaten og rutereren. Under testingen var rutereren plassert 10-15 cm fra kamera og kamera var 5 cm under vann. Den

vanntette boksen ble så montert fast i en metallplate som igjen var montert fast på en metallstang.



Figur 24. Fnokksensor. Bildet til høyre viser kretskortet koblet sammen med batteri og kamera med infrarøde lys plassert på hver side. Bildet til venstre viser samme installasjon plassert i boks festet til metallplate.

Sensoren ble plassert i flokkuleringsbassenget og testingen startet. WIFI-signalene fungerte også i flokkuleringsbassenget, men bildene ga ingen resultater. Det ble testet ulike innstillinger gjennom dagen uten resultat. En mulig årsak kan være at vannet i flokkuleringsbassenget var veldig mørkt, samt at fnokkene var veldig små i forhold til hvordan de var i Drøbak. Andre utfordringer som gjorde seg gjeldene for denne sensoren var utfordringer knyttet til batteriets levetid. Batteriet tømtes raskt og mulige løsninger var enten å lade batteriet med boksen ute av vann eller ha to batterier som rullerer på å ligge i lader og være koblet i sensoren. Sistnevnte løsning ville gitt mindre oppholdstid for billedtakingen, men begge løsningene krevde at boksen måtte åpnes og lukkes, noe som medfører en viss risiko med tanke på slitasje og forringelse av vanntett-effekten. Siste adresserte utfordring var hvorvidt partiklene kom til å feste seg på overflaten av boksen. Uten en type vindusvisker er det en risiko at partikler fester seg på utsiden av det transparente lokket og at kamera tar bilder av de samme fnokkene.

Mulige løsninger ble vurdert, og bruk av undervannsbelysning, akustisk kjemometri og tilsvarende metode som brukt i Drøbak stod frem som de beste alternativene. Grunnet mangel på utstyr til de to første metodene og av hensyn til tid, ble sistnevnte løsning valgt da denne tidligere hadde gitt resultater. Et system hvor avløpsvann ble pumpet opp av flokkuleringsbassenget og gjennom en kyvette med et kamera var montert på utsiden ble installert som beskrevet i metodekapittelet.

Selv om dette eksperimentoppsettet var prøvd ut tidligere var det likevel interessant å gjøre tilsvarende eksperimentoppsett i Fredrikstad. Tidligere forsøk i Drøbak kunne vise til en korrelasjon mellom dosering av fellingskjemikalie og resultatene fra teksturanalyse av fnokkbildene. Målet for forsøkene i Fredrikstad var å se om fnokksensoren kunne gi samme resultater ved renseanlegget her som i Drøbak. Ved renseanlegget i Drøbak blir det brukt polyaluminiumklorid som fellingskjemikalie og i Fredrikstad blir det brukt jernklorid. Som tidligere nevnt er dette de to mest brukte fellingskjemikalier i Norge og en løsning som fnokksensoren må kunne fungere tilsvarende for begge typene koagulant. En studie gjort av Smoczynki, Ratnaweera, Kosobucka & Smoczynski i 2014 på bildeanalyse av de to typene fellingskjemikalie kunne vise til en forskjell i fnokkstrukturen mellom fnokker på aluminiumsbasert fellingskjemikalie og fnokker på jernbasert fellingskjemikalie (Smoczynski et al., 2014a). I følge Nataliia Sivchenko (personlig kommunikasjon, 17. oktober 2019) var det ved visuell inspeksjon en synlig forskjell i størrelse på fnokkene på de to stedene, hvor fnokkstørrelsen i Fredrikstad var synlig mindre enn fnokkstørrelse i Drøbak. I tillegg kunne det observeres at avløpsvannet i Fredrikstad var mye mørkere enn avløpsvannet i Drøbak, som kan være grunnet små fnokker som kan gjøre vannet mer grumsete.

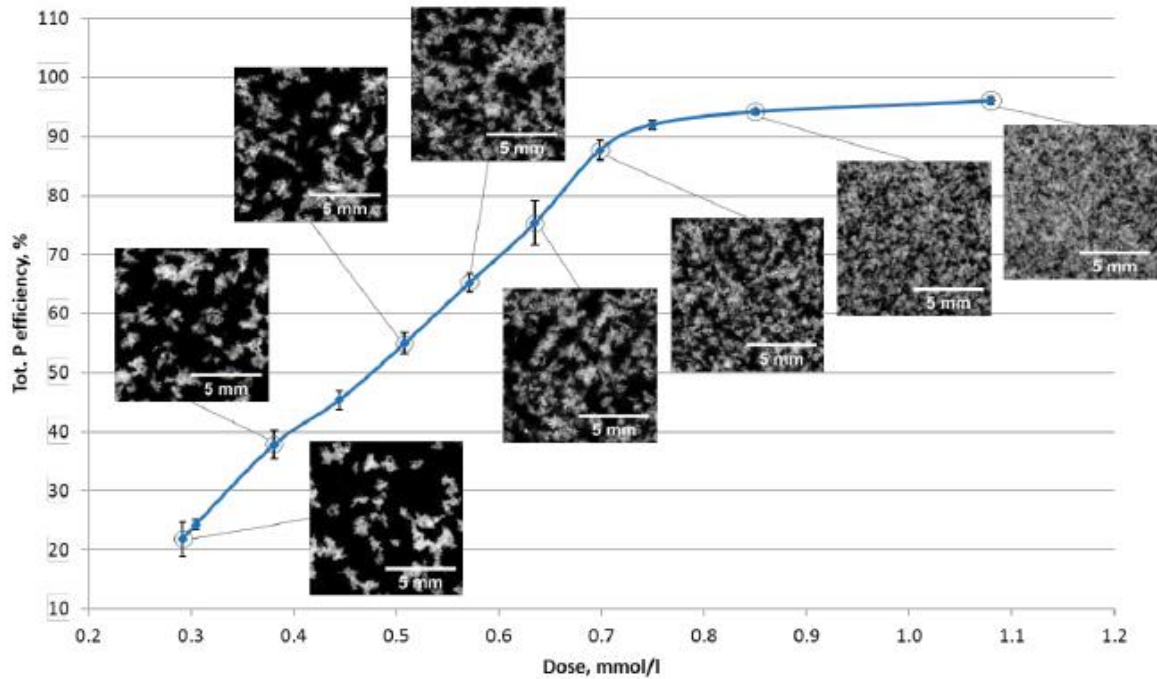
I det videre vil resultatene fra fnokksensoren testet ved Øra RA blir presentert og gjennomgått.

4.2 ERFARINGER OG VISUELLE OBSERVASJONER GJORT I LØPET AV FORSØKSPERIODEN

Kapittelet starter med resultater fra de visuelle observasjonene knyttet til fnokksensoren i forsøksperioden. Undertegnede vasket utstyr mellom mandag og fredag og gjorde i perioden forsøkene pågikk observasjoner som vil bli presentert under. Mulige feilkilder er basert på erfaringer og observasjoner gjort underveis i perioden og vil bli presentert i kapittel 4.2.1.

Første dag med testing av fnokksensor med tilsvarende oppsett som i Drøbak oppstod det bobler i kyvetten. Det samme problemet hadde gjort seg til kjenne i Drøbak og løsningen, etter mye testing, ble bruk av klar skumdemper. I forsøkene til denne masteroppgaven ble det brukt Kemira KemFoamX 2500. Denne skumdemperen er klar i fargen og relativt viskøs. Noen dråper skumdemper ble påført veggene i kyvetten og på den hvite kontrastbakgrunnen ved hjelp av en pipette. Kjemisk antifoam har som hensikt å forhindre dannelse av skum, i motsetning til defoam som skal ødelegge eksisterende skum, og kan deles inn i tre hovedgrupper, oljebasert antifoam, vannbasert antifoam og konsentrater (Joshi et al., 2005). Skumdemperen fra Kemira består av alkyl alcohol ethoxylate propoxylate. Skumdemperen er basert på fettalkohol og har god løselighet i vann (Kemira, 2015).

En av observasjonene fra forsøkene til Sivchenko med syntetisk avløpsvann var hvordan fnokkene visuelt endret seg etter ulike doseringsmengder (Sivchenko, 2017). Ved lave doseringer av koagulant var fnokkene større og færre. Ved en økning i dosering ble fnokkene mindre i størrelse, men økte i antall. Med bakgrunn i dette konkluderes det at fnokkbildene for ulike doseringer er unike og de ulike strukturene burde være mulig å kvantifisere. Sivchenko viser en grafisk fremstilling av ulike fnokkstørrelser og hvordan de henger sammen med dosering og rensegrad for fosfor. Grafen i figur 25 under kan sammenlignes med den grafiske fremstillingen av dosering og rensegrad i figur 12 under kapittel 2.3. Mellom en dosering på 0,3 og 0,75 mmol/l oppleves en sterk økning i rensegrad for fosfor. En økning i dosering fra 0,75 til 1,1 mmol/l gir en marginal økning i rensegrad. På fnokkstørrelsen kan vi se at store, få fnokker korrelerer med lav dosering og lav renseeffekt. Med økt dosering øker rensegraden og antallet fnokker, mens fnokkstørrelsen går ned. For de to tilfellene ytterst til høyre i grafen er situasjonen overdosering, som da ikke er ønskelig.



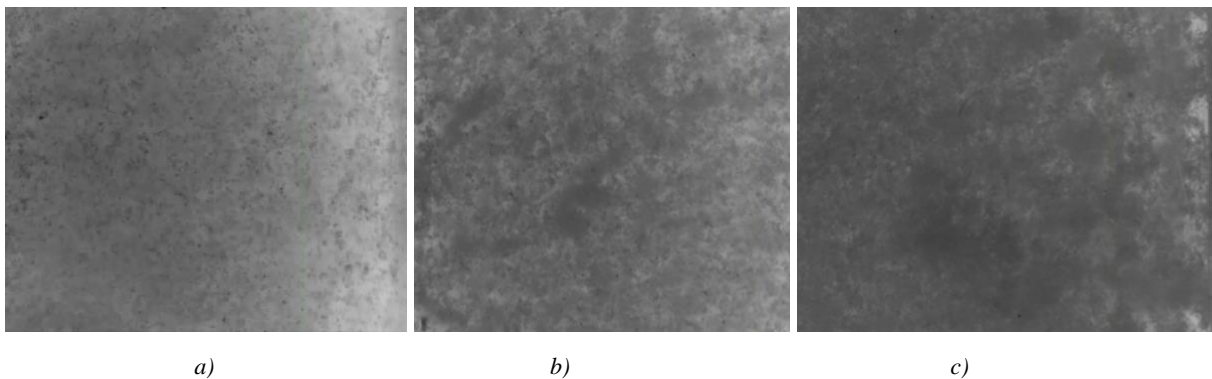
Figur 25. Grafisk fremstilling av hvordan fnokkstørrelse og -antall korrelerer med rensegrad og dosering (Sivchenko, 2017). Syntetisk avløpsvann

Testperioden for denne masteroppgaven foregikk på høsten 2019. Det var både tørrvær og vått vær i perioden, samt dager med tekniske problemer knyttet til drift. Ved den daglige vasken og inspeksjonen kunne noen av disse nevnte faktorene gjøre seg synlig for det blotte øyet i kyvetten. I figur 26 under er det en tydelig forskjell. Bildet til venstre viser mange, små fnokker, mens bildet til høyre viser større og færre fnokker.



Figur 26. Visuell observasjon av endring i fnokkstruktur i kyvetten. Bilde til venstre viser små fnokker, bilde til høyre viser større fnokker

Denne endringen i fnokkstruktur i kyvetten kan også sees igjen ved visuell inspeksjon av bildene. I løpet av testperioden var gjennomsnittlig dosering av jernklorid 0,9 mmol/l. Høyeste registrerte dosering var 2,48 mmol/l og laveste 0,0004 mmol/l, det vil si ingen dosering. I figur 27 a til c, under vises fnokker ved laveste dose til venstre, gjennomsnittlig i midten og den høyeste dosen til høyre.



Figur 27. Fnokkstørrelser ved ulike koagulantdoser. a) viser fnokkstørrelse ved ingen dosering (0 mmol Fe/l) b) gjennomsnittlig dose (0,9 mmol Fe/l) c) fnokkstørrelse ved maksimal dose i perioden (2,48 mmol Fe/l)

4.2.1 MULIGE FEILKILDER

Ved innhenting og måling av data kan feilkildene deles inn i to kategorier, systematiske feil (bias) og tilfeldige feil (Friborg, 2013). Systematiske feil kan være feil ved utstyret, mens tilfeldige feil for eksempel kan skyldes feil i avlesning. Tilfeldige feil kan være enklere å oppdage dersom det registreres store avvik, uteliggere. Systematiske feil kan være vanskeligere å oppdage da det kan være snakk om små feil, men som likevel kan gi utslag i analysene. Mulige feilkilder som kan ha gjort seg gjeldene vil bli presentert under. Det gjøres oppmerksom på at feilkilder, og effekten av disse, kan være vanskelig å påvise. Systematiske feil kan omfatte plassering av sensor, pumpehastighet eller feil knyttet til tidligere ledd i renseprosessen. Tilfeller observert som kan knyttes til systematiske feil blir diskutert nedenfor.

De første aktuelle feilkildene knytter seg til plasseringen og forholdene ellers på renseanlegget. Innledningsvis, med fnokksensoren som skulle plasseres i selve bassenget, var plasseringen antatt viktigere da det var ønskelig å ha sensoren et sted hvor det ikke samlet seg mye slam. Ideelt sett burde det blitt foretatt en fluidsimulering i bassenget for å bestemme optimal plassering, men det ble vurdert til at det ville være en for stor jobb i de innledende forsøkene med sensoren. Med endret oppsett for forsøkene, med opp-pumping av vann, ble plasseringen vurdert til å være mindre viktig. Av praktiske årsaker ble installasjonen plassert et sted hvor den ikke stod i veien for den daglige driften, samt et sted hvor det var nærhet til stikkontakter og spyleslange. I innledningen til dette kapittelet ble det nevnt at det kunne ved visuell inspeksjon observeres en viss forskjell mellom fnokkene i Drøbak og i Fredrikstad. Det er poengtert at disse to renseanleggene benytter seg av ulike fellingskjemikalier, men en annen forskjell er også at det i Fredrikstad ikke brukes polymer. Det er vanskelig å angi nøyaktig hvor stor innvirkning bruken av polymer har på teksturanalysen.

Hva gjelder mulige feilkilder knyttet til utstyret kunne det observeres noe synlig slitasje på både kyvette og kontrastskjerm. Selv om dette ikke var synlig med det blotte øyet på bildene kan det ikke utelukkes at dette påvirker analysene. Skumdempere som ble benyttet var klar i fargen og relativt viskøs, det kan likevel ikke utelukkes at denne har dannet en hinne på kyvetten som påvirker teksturanalysen. Pumpen er også opphav til en eventuell feilkilde. Som nevnt over ble hastigheten på pumpen justert underveis i prosessen og en høyere hastighet kan ha påvirket bildene ved at fnokkene enten ble knust fra de ble pumpet opp fra bassenget til de kom gjennom

kyvetten, og/eller at variasjonene i hastighet påvirker bildene i den grad at de ikke kan sammenlignes med hverandre.

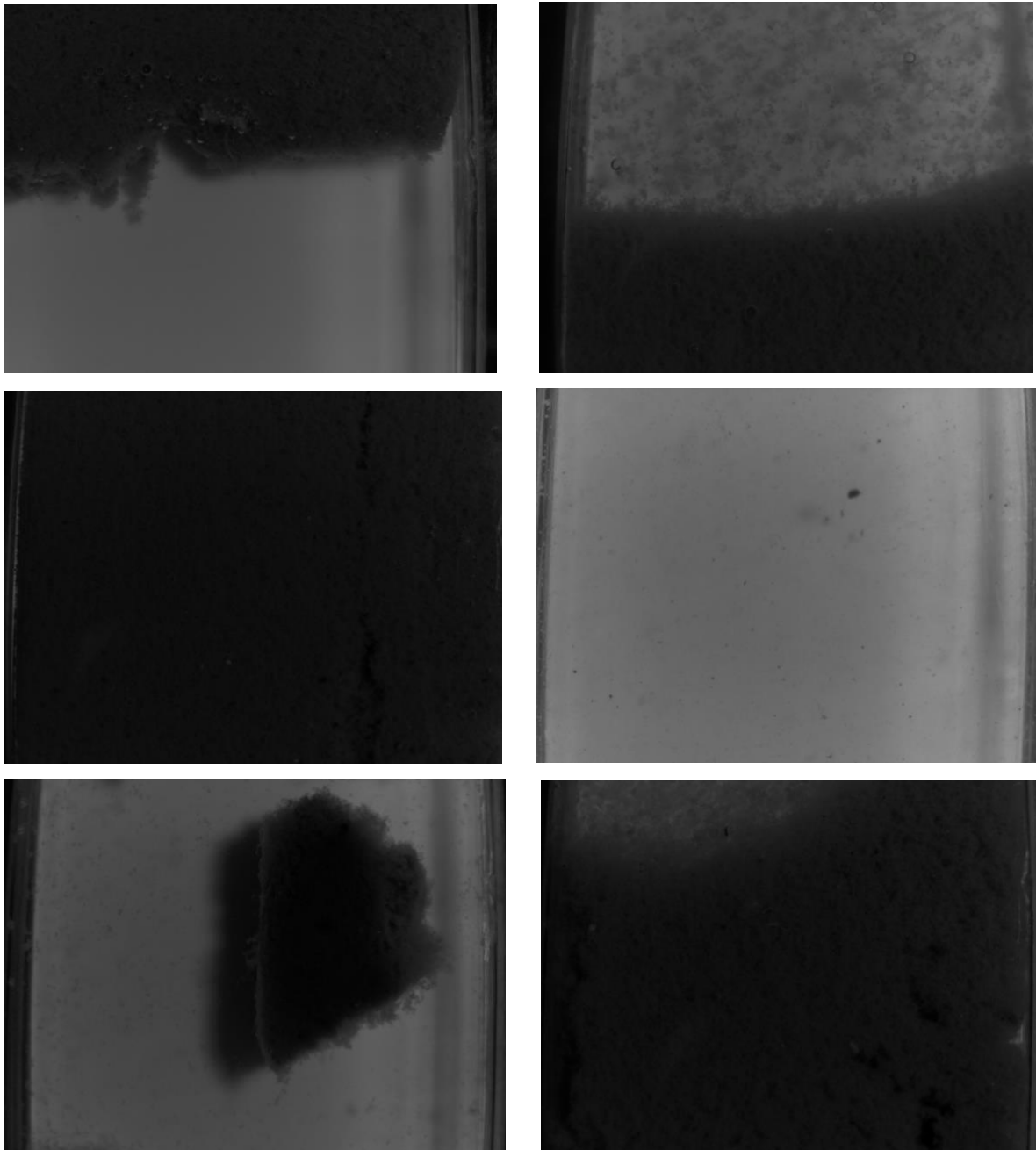
Av tilfeldige feil trekkes menneskelige feil frem som et viktig moment som ikke kan utelukkes. Kyvetten ble som tidligere nevnt vasket manuelt mandag til fredag. Vasking krevde demontering av kyvetten fra røret før den ble montert sammen igjen. En slik demontering av utstyr vil føre til at kyvetten vil ha noe ulik plassering hver dag som kan resultere i unøyaktighet i vinkling og lysforhold, som kan gjenspeile seg i bildene. Vaskingen i seg selv bestod i å skylle kyvetten i kaldt vann før det ble påført antifoam. Ideelt sett skulle kyvetten blitt rensset og skylt med destillert vann for å sikre at det ikke hang igjen forurensninger som kunne påvirke videre analyser. Vasking og montering ble utført med hansker.

Et problem som startet å melde seg andre uke ut i forsøkene var gjengroing av utstyr. Plastslangen mellom kyvetten og pumpen klappet sammen og slam samlet seg og ble sittende fast. Slammet hindret vannet i å bli pumpet opp og det resulterte i at kyvetten fylte seg med slam, se figur 28. Etter flere forsøk med regulering av pumpehastigheten ble det besluttet å bytte denne slangen med en vakuumslange. Det ble installert en Klarsteel pumpe­slange fra Tess i PVC med ståls­piral innlegg for å hindre at slangen klappet sammen. Slangen hadde innvendig diameter 16 mm og designet for å takle et arbeidstrykk på 12 BAR og temperaturer mellom -5 grader celsius og 60 grader celsius (industrinett.no).



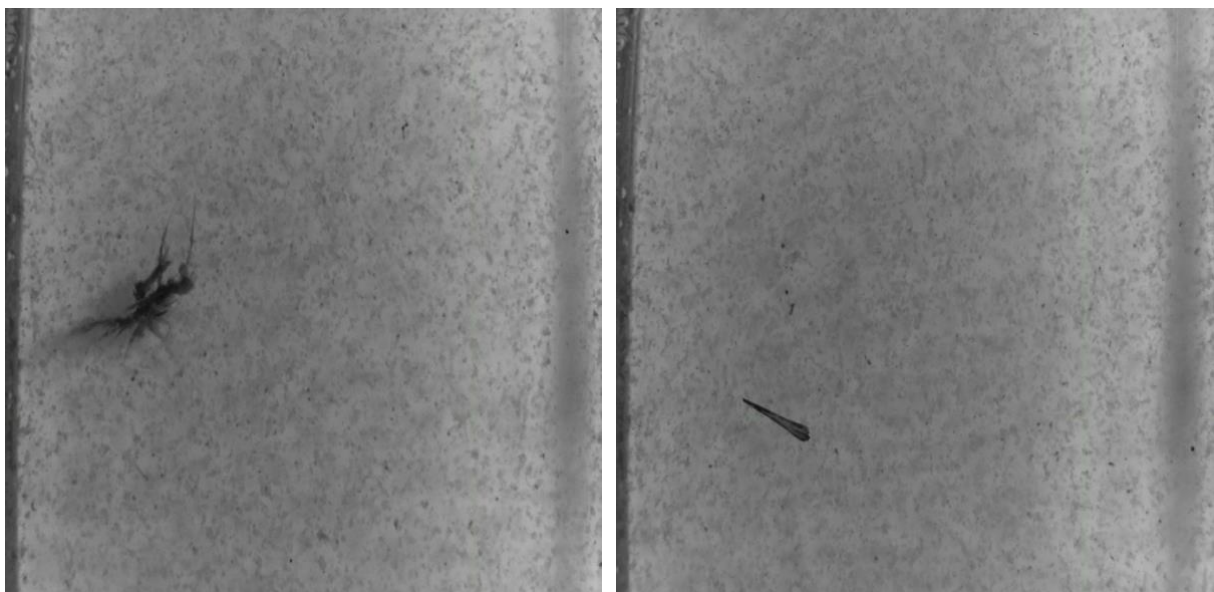
Figur 28. Gjengroing av kyvette og pumpe­slange

Som en konsekvens av gjengroingen var det vanskelig å innhente bilder i løpet av en helg. Resultatene av disse bildene kan sees i figur 29, under. Selv med bytte av pumpe slangefortsatte gjengroingen i kyvetten i noen grad. Regulering av pumpehastighet fortsatte til det ble nådd en hastighet hvor kyvetten i liten grad ble gjengrodd over helgen. Det endte på en hastighet på 110 runder per minutt, rpm.



Figur 29. Mislykkede bilder som skyldes oppsamling av slam i kyvetten

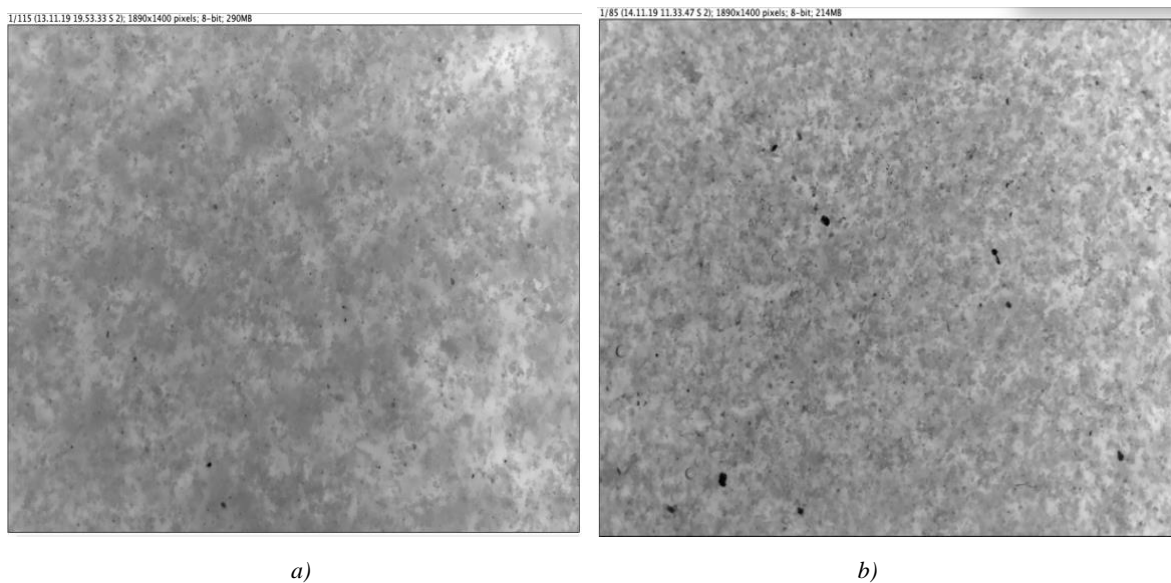
I perioden mellom bildeinnhenting og analyse ble alle bildene fra råmateriale, om lag 50 000 bilder, manuelt gjennomgått. Bildene tilsvarende bildene i figur 29 ble manuelt fjernet fra grunnlaget før analysene. Noen bilder ble likevel inkludert med kommentar for å se om disse gjorde seg synlig i den multivariate analysen, og om det er mulig å kjenne igjen uteliggere bare ved å se på graf. Ikke alle bilder hadde like tydelige forstyrrelser som over. I en bildeserie på 5 bilder er det som nevnt 5 sekunders mellomrom mellom bildene, da vil det oppstå tilfeller hvor ett av de fem bildene har en forstyrrelse som på bildene i figur 30 under. Bildene ble analysert i ImageJ og resultatene av disse bildene ble sammenlignet med resultatene av bilder uten disse forstyrrelsene og det ble vurdert til at forstyrrelsene ikke ga store utslag i verdiene.



Figur 30. To eksempler på forstyrrelser som kunne dukke opp i bildene.

De to siste ukene av testperioden var preget av mye nedbør i form av regn, dette resulterte i fortynnet avløpsvann, mindre fnokker og flere forstyrrelser i bildene som vist i figur 30. I perioder med mye nedbør og store vannmengder vil også hastigheten på vanngjennomstrømningen gjennom anlegget øke, blant annet i sand- og fettfanget. Innledningsvis i oppgaven ble $Q_{maksdim}$ oppgitt til å være 3 600 m³/t. Med de samme beregningene som i kapittel 1.1.2 vil oppholdstiden være i underkant av 2 timer ved denne vannføringen. Det er en halvering av oppholdstiden ved dimensjonerende vannmengde, Q_{dim} . Vannet vil ved en vannføring på 3 600 m³/t oppholde seg omlag 13 minutter i sand- og fettfanget og 11 minutter i flokkuleringsbassenget. En slik økning i hastighet kan bidra til at partikler som sand og kaffe-grut blir med videre til flokkuleringsbassenget fordi de ikke rekker å bunnfelle i

sand- og fettfanget. Dette gjør seg synlig tilsvarende bildet i figur 31 b) under. Disse forstyrrelsene er vanskeligere å luke ut fra analysen da de er mindre synlig og det er ukjent hvordan disse har påvirket analyseresultatene. Mellom 21. oktober og 29. november 2019 er det registrert en gjennomsnittlig vannmengde på 2 017 m³/t, med en maksimal vannmengde på 3 056 m³/t og minimal vannmengde på 709 m³/t. Denne høsten har vært bestående i store nedbørsmengder, og vann har gått i overløp oftere enn hva som regnes som normalt for Øra RA.



Figur 31. Bilde etter å ha gjennomgått beskjæring og gråjustering i ImageJ. Bildet til høyre viser et fnokkbilde med forurensninger, de sorte prikkene.

I samme periode, 21. oktober til 29. november, ble det dosert gjennomsnittlig 466 g/m³ jernklorid, hvor maksimal dose var 1 325 g/m³ og minste dose var 0,2 g/m³. Minste dose forklares med bakgrunn i to registrerte dager hvor det ikke ble dosert fellingskjemikalier. Den første dagen var tirsdag 22. oktober og den neste var i perioder i løpet av dagen mandag 25. november. På dager med nye nedbør har pumpene gått på full kapasitet og likevel dosert for lite kjemikalier. I møte med Frevar, 18. desember 2019, hvor erfaringer rundt testperioden skulle diskuteres og oppsummeres kom det frem at driften og forholdene kan karakteriseres som ikke-typiske sammenlignet med tidligere høst-sesonger.

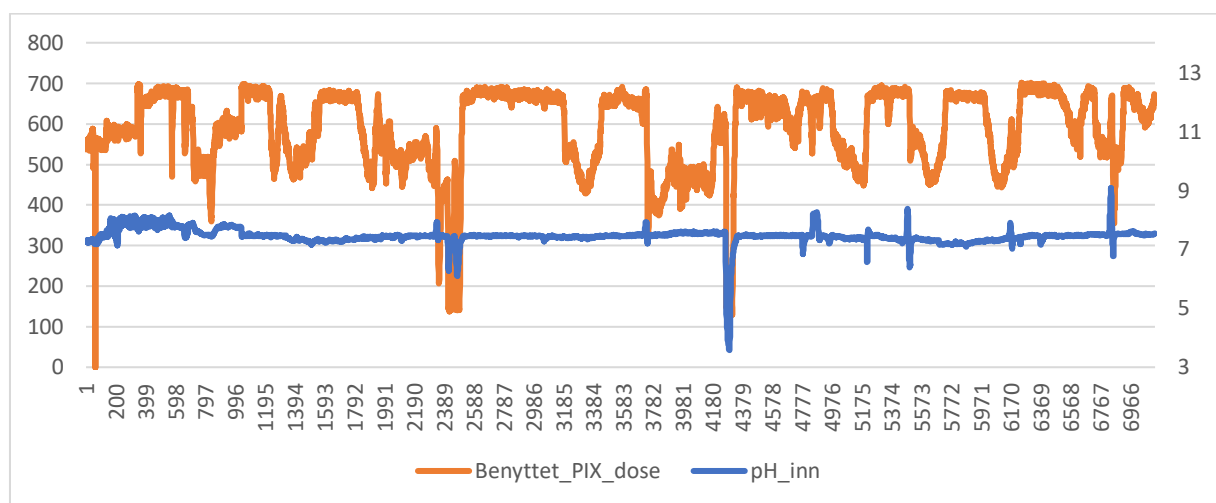
Det kunne i driftskontrollanlegget i tillegg observeres plutselige fall i pH helt ned mot 3,5. Med bakgrunn i teori om betydningen av pH i koaguleringsprosessen vil en pH på 3,5 kunne gi en vesentlig endring i fnokkdannelsen. I figur under vises pH-nivå i løpet av testperioden. Blå linje

er pH på innkommet vann og rød linje er pH målt ved utløp. Som kan sees i figur 32 følger disse hverandre.



Figur 32. Endringer i pH. Blå linje er pH innløp og rød linje er pH utløp.

pH-endringene gjør seg også til syne i doseringen. Som beskrevet innledningsvis er doseringen i dag styrt av vannmengde med overstyring av pH så dette er ikke overraskende funn i seg selv, men inkluderes for å vise nøyaktig hvordan doseringen påvirkes av pH. pH på avløpsvannet som kommer inn til anlegget er ikke noe som kan løses på selve anlegget, men ved å se på graf under er det tydelig at dette er en utfordring Frevar, som er ansvarlig for driften av Øra RA, har. Antagelig skyldes pH endringene vannet som mottas fra industri. Det er tidligere nevnt at rensenanlegget mottar store mengder vann fra industrien i området rundt. En løsning kunne vært og krevd at disse bedriftene regulerer pH hos seg før det slippes på det kommunale nettet.



Figur 33. Grafisk fremstilling av dosering og pH innløp.

En problemstilling som ble tatt opp i forkant av testperioden om hvorvidt fnokkene ville feste seg til kyvetten eller kontrastskjermen i kyvetten gjorde seg ikke gjeldene i løpet av perioden. Dette basert på visuell observasjon og hva som kunne sees av bildene. Det antas at dette kunne blitt et problem ved å føre hele installasjonen ned under vann i flokkuleringsbassenget da det festet seg slam til røret som stod ned i flokkuleringsbassenget. Dersom denne typen sensor skal utvikles videre kan en type automatisk vindusvisker være nødvendig for å hindre begroing på utsiden av boksen.

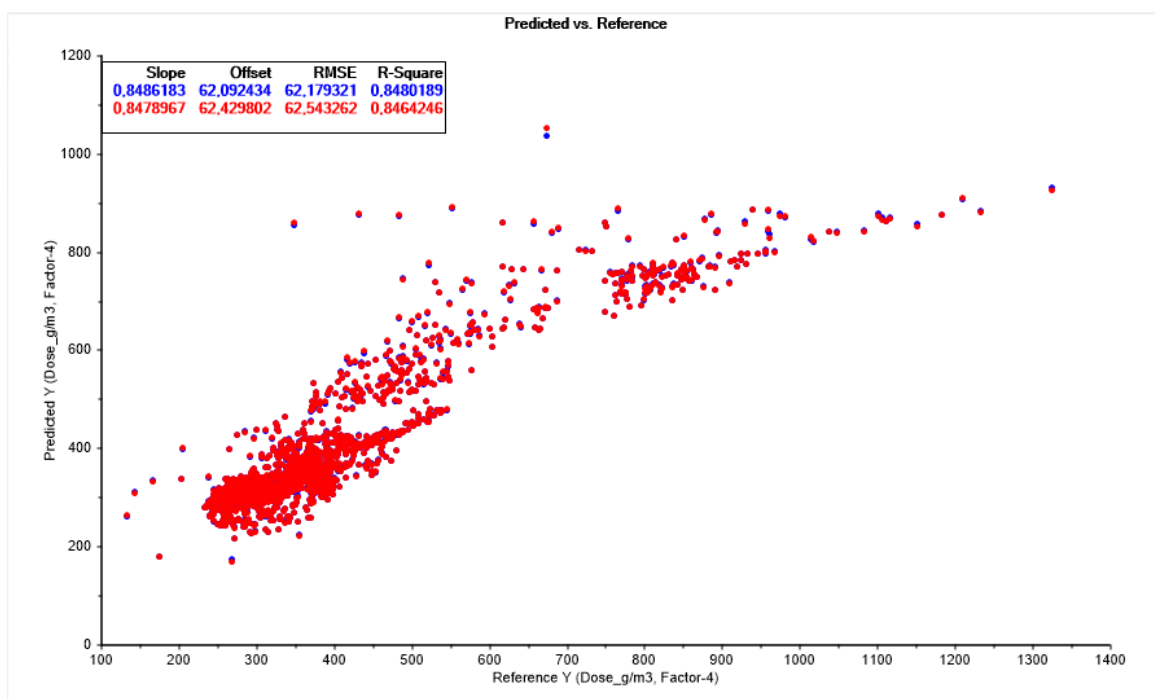
4.3 RESULTATER OG DISKUSJON, MULTIVARIAT ANALYSE

Utgangspunktet for analysen var en Excel-fil hvor data fra driftskontrollanlegget ble kombinert med data fra fnokksensoren. Fra driftskontrollanlegget kom parameterne dosering, pH, vannmengde og turbiditet. Fra fnokksensoren var alle parameterne fra GLCM-analysen inkludert. Videre ble det i Unscrambler® laget under-datasett, en for dosering, en for vannkvalitetsparametere fra driftskontrollanlegget, en for vannkvalitetsparametere fra GLCM og en for alle vannkvalitetsparametere. Den metoden i Unscrambler® som best viste dataene var PLSR. Det er her viktig å påpeke at en sammenheng ikke trenger å være det samme som årsakssammenheng (Løvås, 2018). Resultatene av analysen fremkommer i kapittel 4.3.1 under. I kapittel 4.3.2 vil disse resultatene bli diskutert.

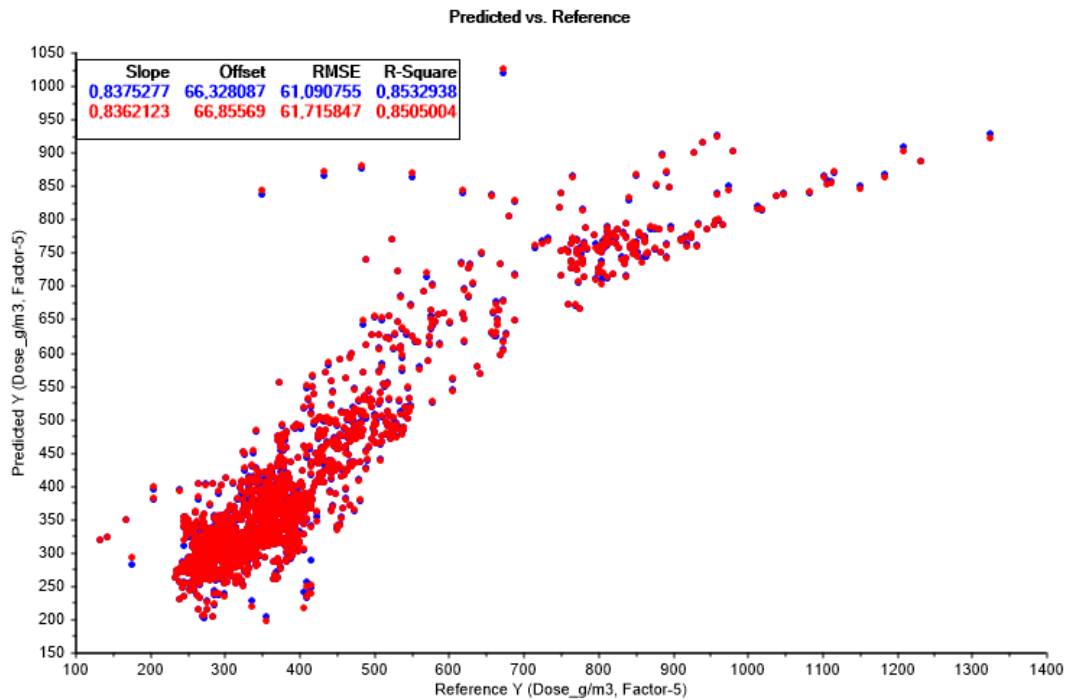
4.3.1 RESULTATER

Figur 34 under viser dosering i g/m³ og vannkvalitetsparametere fra driftskontrollanlegget, turbiditet, pH og vannmengde inn. Modellen har en R-kvadrat = 0,84, hvilket betyr at modellen predikerer dosering med 84 prosent nøyaktighet dersom vannkvalitetsparametere hentet fra driftskontrollanlegget er eneste faktorer. Figur 35 viser dosering i g/m³ og alle vannkvalitetsparametere, både turbiditet, pH og vannmengde i tillegg til GLCM. GLCM-parameterne er de som utgjør fnokksensoren. Modellen predikerer dosering med en nøyaktighet på 85 prosent dersom fnokksensoren inkluderes. Hvilket gir at modellen er 1 prosent mer nøyaktig med fnokksensoren.

Rød linje er kryssvalideringen og blå linje er kalibreringen. X-linjen er referanselinjen og Y-linjen er prediksjonen. Referansen gir de virkelige verdiene for dosering, hva systemet har dosert av fellingskjemikalier i løpet av perioden. Prediksjonen er hva modellen sier doseringen burde være. Ideelt sett skulle denne vært nær 1, som vil si at prediksjonen er det samme som referanseverdien og da en 100 prosent nøyaktighet av prediksjonen. En modell for avløpsvann med en R-kvadrat-verdi på 0,9 indikerer en god modell grunnet antall ukjente variabler i avløpsvann. For systemer hvor antallet ukjente variabler er nær null vil det være påkrevd med en høyere R-kvadrat, for eksempel 0,95. En R-kvadrat på 0,85 indikerer derfor at modellen er relativt god.

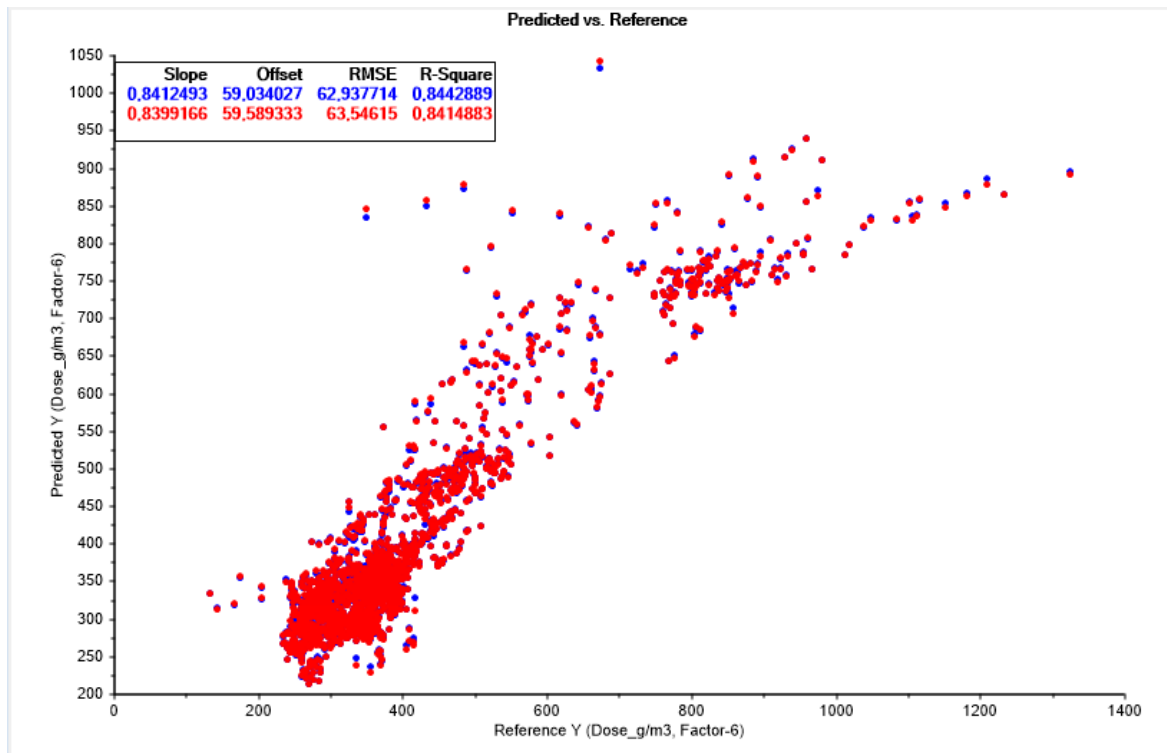


Figur 34. Prediksjonsdiagram for dosering basert på vannkvalitetsparametere pH, turbiditet og vannmengde



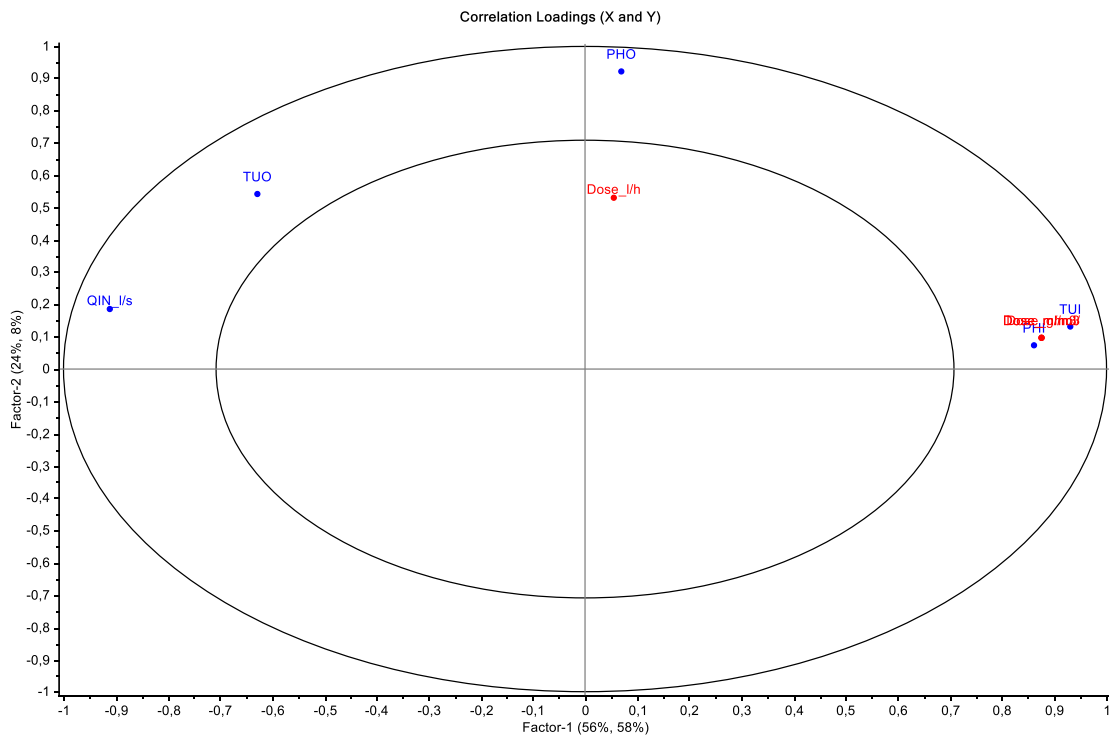
Figur 35. Prediksjonsdiagram for dosering basert på vannkvalitetsparametere pH, turbiditet og vannmengde i tillegg til GLCM-parametere

I figur 36 nedenfor er vannkvalitetsparameterne turbiditet ved utløp og pH for utløp fjernet. Resultatet for denne modellen er en R-kvadrat = 0,84, hvilket er det samme resultatet som prediksjonen med kun vannkvalitetsparameterne fra driftskrollanlegget fra figur 34. Disse resultatene indikerer at fnokksensoren kan fungere som en mulig erstatning for utløpsturbiditet og utløps-pH



Figur 36. Prediksjonsdiagram for dosering basert på GLCM-parameterne og vannmengde. Uten turbiditet og pH

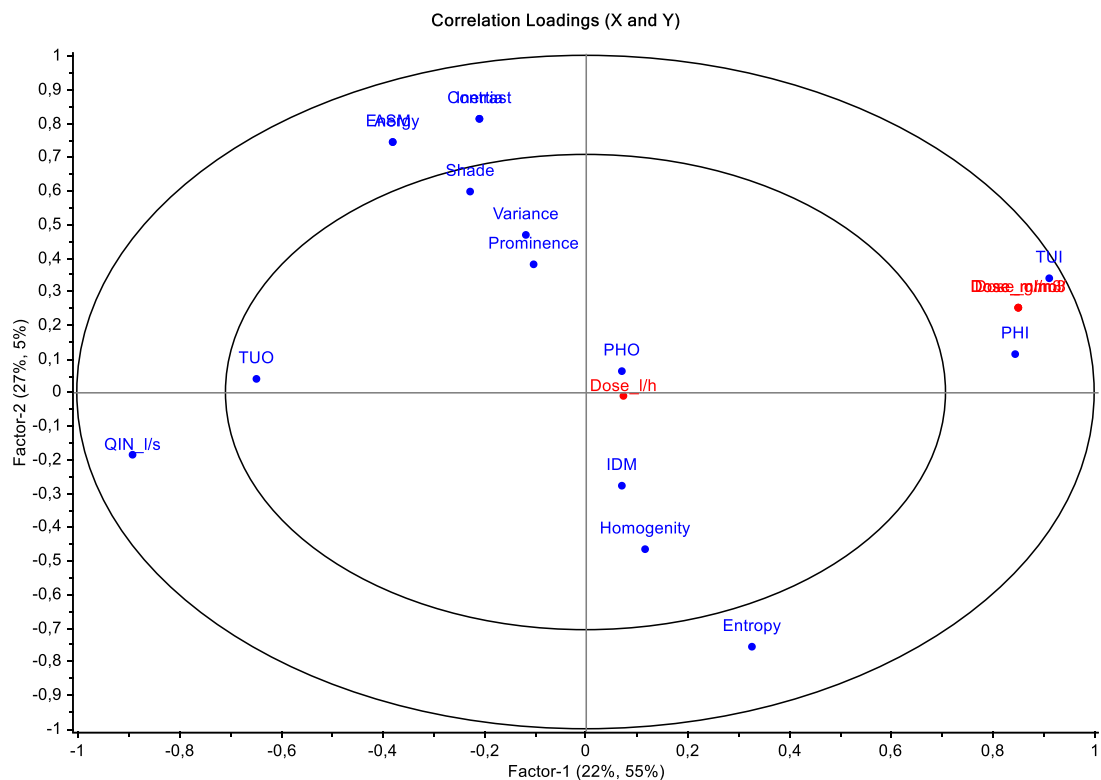
Nedenfor vises korrelasjonsdiagram for parameterne. Figur 37 viser for dosering, pH, vannmengde og turbiditet.



Figur 37. Korrelasjonsdiagram pH, turbiditet, vannmengde og dosering fra driftskontrollanlegget

Vannmengde blir registrert ved innløp, QIN, turbiditet ved innløp og utløp, TUI og TUO og pH ved utløp, PHO og i flokkuleringsbassenget, PHI. Dosering er oppgitt i både ml/m³, g/m³, mmol/l og l/t og er vist i rødt. Fra diagrammet vises det at QIN er motsatt korrelert med TUI og PHI, samt dosering. pH ved utløp korrelerer ikke med QIN og TUI og PHI.

I figur 38 under er korrelasjonsdiagrammet for alle vannkvalitetsparameterne inkludert parameterne fra GLCM.



Figur 38. Korrelasjonsdiagram pH, turbiditet, vannmengde, dosering og GLCM-parametere

Som det kan sees av figur over korrelerer vannkvalitetsparameterne vannrett og GLCM-parameterne loddrett. For GLCM-parameterne korreler Energy og ASM og Inertia og Contrast, øverst i diagrammet. Videre bidrar Variance, Prominence, IDM og Homogeneity lite til modellen. Det samme gjør PHO. QIN er motsatt korrelert med dosering, PHI og TUI.

Selv om det i korrelasjonsdiagrammet tilsynelatende ikke er noen korrelasjon mellom TUO og PHO og GLCM-parameterne indikerer modellene i figur 34, 35 og 36 at fnokksensoren likevel antagelig kan erstatte de to.

4.3.2 DISKUSJON

Når resultatene over nå skal diskuteres er det særlig aktuelt å se på faktorer som varigheten og tidspunkt for forsøksperioden, samt kvaliteten på innhentet data. Hvor god en modell er, er i stor grad avhengig av kvaliteten og mengden på dataene. Hva som kan ansees som nok observasjoner vil derfor være relevant for diskusjonen. Kamera innhentet bilder kontinuerlig i 6 uker, og resulterte i en datamengde på om lag 50 000 bilder. For å sikre en best mulig modell ble råmaterialet med de 50 000 innhentede bildene gjennomgått manuelt i forkant av GLCM-analysen. Det ble fjernet bilder som enten inneholdt store forstyrrelser, ikke inneholdt noe eller andre bilder som ble ansett å være ikke-representative, som beskrevet i kapittel 4.2.1 og vist i figur 29. Bildene ble fjernet fra datagrunnlaget før de gjennomgikk GLCM-analysen i ImageJ. I Unscrambler® ble ytterligere uteliggere fjernet fra analysen for å få en så nøyaktig analyse som mulig. PCA lager en lineær linje med korteste mulig avstand til dataene som utgangspunkt, uteliggere vil påvirke linjen og gi en mer unøyaktig fremstilling av dataene. Det er i Unscrambler® mulig å lage et eget datasett med kun uteliggere. Dette er imidlertid ikke relevant for dette arbeidet og det er derfor ikke blitt gjort i forbindelse med denne masteroppgaven. Til sammenligning ble fnokksensoren testet i en periode på om lag 6 måneder i Drøbak, dog ikke sammenhengende. En lenger testperiode vil sikre en større variasjon i vær og temperatur, og således antagelig gi mer representative rådata.

Kvaliteten på dataene er det knyttet større usikkerhet til da det som beskrevet i kapittel 4.1.2 om feilkilder blir påpekt aspektet med menneskelig svikt ved rengjøring og demontering/montering av kyvetten. Små unøyaktigheter kan gi utslag i vinkler og partikler som ikke vil være synlig for det blotte øye, men som likevel vil kunne påvirke kvaliteten på innhentet materiell. Det er vanskelig å avgjøre eksakt hvor mye disse faktorene påvirker kvaliteten på bildene og informasjonen som kan hentes ut av dem. Været i perioden var som nevnt preget av store mengder nedbør. Når anlegget mottar store vannmengder vil oppholdstiden bli vesentlig kortere. Ved kortere oppholdstid i eksempelvis sand- og fettfanget, vil ikke partikler ha tid til å bunnfelle og vil bli med vannet videre i prosessen. Dette gjorde seg til syne i fnokkbildene som vist i figur 31. Med klimaforandringene vi opplever kan det

forventes at det vil bli mer nedbør. Det er derfor viktig at renseanleggene klarer å opprettholde rensekravene når nedbørsmengende er høye, og det er viktig at sensorene som installeres er gode på å håndtere informasjon ved høy vannmengde.

I forkant av forsøksperioden ble det vurdert til at blant de eksisterende sensorene var det turbiditets-sensoren som med størst sannsynlighet ville korrelere med fnokksensoren og mulig bli erstattet. Sensoren for turbiditet var den siste som ble installert og den hadde også perioder i løpet av testperioden hvor den var ute av drift, samt perioder hvor resultatene var negative. Som kan sees av modell i figur 36 oppnås det like god nøyaktighet på prediksjonen uten utløpsturbiditet og -pH. Det kan derfor antas at fnokksensoren kan erstatte disse.

4.3.3 ALTERNATIVE METODER

I kapittel 4.1 nevnes akustisk kjemometri og undervannsbelysning som mulige metoder. Akustisk kjemometri er innhenting av akustiske signaler ved hjelp av teknisk utstyr, etterfulgt av en multivariabel dataanalyse, kjemometri (Esbensen et al., 1998). Grunnet store mengder støy og lav korrelasjon mellom pikslene er konvensjonell bildekomprimering vanskelig ved undervanns akustikk (Lixin et al., 2018).

Bruk av undervannsbelysning som ultrafiolett-synlig (UV-synlig) spektroskopi, infrarød (IR)- og fluorscens (FLC) spektroskopi ble omhandlet av Mesquita, Quintelas, Amaral og Ferreira i 2017. Bruk av spektroskopi er vurdert til å være et effektivt alternativ til onlineovervåkning, men det lite utprøvd i full-skala ved renseanlegg. Spektroskopi i kombinasjon med multivariat analyse har vist seg å være et godt verktøy for fysisk-kjemiske parametere knyttet til vannkvalitet (Mesquita et al., 2017). Det finnes også andre spektroskopiteknikker, men litteraturstudien til Mesquita, Quintelas, Amaral og Ferreira tar først og fremst for seg de tre spektroskopi teknikkene nevnt over, UV-vis, IR og FLC, og bruk av disse i biologiske renseprosesser av avløpsvann. Studien konkluderer blant annet med at de ulike teknikkene har hver sine begrensninger, kombinert med at det er lite utprøvd i full-skala. Felles for de alle er viktigheten av kjennskap til de fysiske og kjemiske karakteristikkene til vannet som skal analyseres, samt at teknikkene må bli brukt sammen med en form for kjemometrisk analyse. Bruk av nær infrarød (NIR) spektroskopi blir også omtalt i en studie utført av Lomborg, Holm-Nielsen, Oleskowics og Esbensen (2009). I studien er NIR brukt som teknikk på overvåkning av biogass produksjon av maisfôr. Studien tester også akustisk kjemometri som analyseteknikk.

Studien konkluderer blant annet med at begge metoder kan benyttes i overvåkning av en gjødsel-basert biogassprosess, men at NIR var å foretrekke fremfor akustisk kjemometri.

4.4 RESULTATER OG DISKUSJON, VANNPRØVETAKER

Det ble i alt gjort fire vannprøvetakninger i løpet av tiden fnokksensoren ble testet. De tre siste prøvetakningene hadde alle ulike problemer relatert til distribuering til flaskene. Ved ett tilfelle ble ingen flasker fylt. Ved de andre forsøkene var noen flasker fylt, noen til randen og andre med mindre enn 50 ml, samt et forsøk hvor midten av beholderen var fylt med vann. Dette antas å skyldes feil ved distributøren. Det ble forsøkt å kalibrere vannprøvetakerene og det ble forsøkt å føre slangen dypere ned i innløp- og utløpskanalen uten hell. Prøveresultatene er dermed ikke vektlagt i stor grad i oppgaven grunnet usikkerhet rundt innhentingene.

Vannprøvene ble analysert ved laboratoriet på NMBU. Av totalt fire vannprøvetakninger ble det kun nok væske ved to av forsøkene. Vannprøvene ble analysert 8. november 2019 og 27. november 2019.

Tabell 3. Tot-P

	INN 8/11	UT 8/11	INN 27/11	UT 27/11
Minste målte verdi	2	1	0,47	0.072
Største målte verdi	183	3	1,15	0,196
Gjennomsnitt	19	1	0,65	0,131

Total fosfor ble målt i mg/l. Den 27. november var det kun 20 av 24 prøver som hadde nok innhold til å kunne måles.

I henhold til tall mottatt fra Frevar på mengde fosfor inn til anlegget, jamfør kapittel 1.1.2.3 driftsdata, varierer mengde fosfor inn til anlegget mellom 1 mg/l på nedbørsdager til 6 mg/l på tørrværsdager. Gjennomsnittsverdier på da 19 mg/l og 0,65 mg/l og maksimumsverdien på 183 mg/l virker derfor lite sannsynlig. I tillegg spriker det vesentlig i verdiene mellom de to dagene, som begge er målt i novembermåned, til at tallene bør inkluderes i analysene.

5. KONKLUSJON

Utgangspunktet for denne masteroppgaven var resultatene fra forsøket med fnokksensoren ved avløpsrenseanlegget i Drøbak, hvor det ble påvist en korrelasjon mellom fnokkbildene og de ulike vannkvalitetsparameterne fra driftskontrollanlegget. Formålet i denne studien har vært å undersøke om de samme resultatene kunne påvises ved avløpsrenseanlegget i Fredrikstad. Som tidligere nevnt skiller de to renselanleggene seg fra hverandre ved at det i Drøbak brukes aluminium som fellingskjemikalie, mens det i Fredrikstad brukes jernklorid. De to typene fellingskjemikalie er de mest brukte her i Norge, og en fnokksensor må ideelt sett kunne fungere ved begge tilfeller. Likheten ved de to anleggene er at begge ligger på Østlandet med forholdsvis likt klima og topografi.

Første punkt i konklusjonen omhandler modellens nøyaktighet og hvorvidt det kan påvises at det er en korrelasjon mellom dosering og fnokkbildene. Selv om det hadde vært ønskelig med en høyere prosentvis forbedring ved bruk av fnokksensoren indikerer resultatene at modellen for prediksjon av dosering basert på fnokkbildene er relativt god, med en nøyaktighet på 85 prosent.

Det andre som ble undersøkt var hvorvidt fnokksensoren kunne erstatte en eller flere parametere knyttet til det eksisterende doseringskontroll-systemet, DOSCON®. Resultatene i denne studien indikerer at ved å ekskludere utløpsturbiditet og -pH ville modellen gi samme nøyaktighet i prediksjon, noe som antyder at fnokksensoren sannsynligvis kan erstatte disse.

6. VIDERE ARBEIDER OG FORSKNING

Fnokksensoren er foreløpig en prototype som ikke kan ansees å ha noen kommersiell verdi. Før produktet kan lanseres på markedet bør prototypen utvikles og da først og fremst som en sensor som kan stå direkte i flokkuleringsbassenget. Sensoren bør i tillegg i størst mulig grad være enkel å vedlikeholde, samt kreve lite vedlikehold.

Før sensoren kan fungere direkte i flokkuleringsbassenget må undervannsproblematikken løses. Som nevnt i kapittel 4 er akustisk kjemometri og undervannsbelysning ved hjelp av UV-vis, FLC og IR, mulige løsninger på problemet, men grunnet mangel på tid og utstyr ble ingen av metodene testet i denne masteroppgaven.

En forutsetning for at prototypen bør utvikles videre burde være at fnokksensoren viser konsistente resultater ved ulike renseanlegg. Det kan også her nevnes at som diskutert i kapittel 4 var testperioden forholdsvis kort, halvannen måned, og kombinert med de mulige feilkildene kan det derfor ikke konkluderes endelig hvorvidt det faktisk kan påvises en korrelasjon mellom fnokkbildene og vannkvalitetsparameterne. I første omgang bør derfor videre arbeider omfatte videre testing av fnokksensoren i full-skala. Enten utstyr og oppsett som i denne masteroppgaven, eller en ny prototype utviklet på bakgrunn av undervannsbelysning eller akustisk kjemometri.

7. REFERANSER

- Bache, D. H. & Gregory, R. (2007). *Flocs in water treatment*: IWA Publishing.
- Berge, G. & Sæther, M. S. (2018). Kommunale avløp 2017: Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2017. Gebyrer 2018. *SSB-rapport*, 2018/40: 58.
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. 3 utg.: IWA Publishing.
- DaØ. (2010 - 2018). *Årsrapport slam og utslippskontroll*: Driftassistansen i Østfold.
- DOSCON. (2019). *Vurdering av en fnokksensor for optimalisering av kjemisk fellingsprosess - DOSFLOC*: Prosjektbeskrivelse DOSCON - FREVAR.
- Eikum, A. S., Johannessen, E. & Jantsch, T. G. (2018). *Minirensaneanlegg - teori og praksis*. 2 utg.
- Esbensen, K. H., Halstensen, M., Lied, T. T., Sudland, A., Svalestuen, J., Silva, S. d. & Hope, B. (1998). Acoustic chemometrics - from noise to information. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 44 (1-2): 61-76. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(98\)00114-2](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(98)00114-2).
- Ferreira, T. & Rasband, W. (2011). The ImageJ user guide 1.44.
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrenning av forurensning*.
- Forurensningsloven. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*.
- Friborg, T. (2013). *Repitisjonshefte VANN200*.
- Hall-Beyer, M. (2005). GLCM Texture: A tutorial.
- Haralick, R. M., Shanmugam, K. & Dinstein, I. (1973). Textural features for image classification. *IEE Transactions on systems, man and cybernetics*, SMC-3 (6): 610-621.
- Hind, L. J. (2015). Gjenbruk av fosfor. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/nyheter/gjenbruk-av-fosfor> (lest 03.10.2019).
- Hongve, D. (2019). *Sprangsjikt*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/sprangsjikt> (lest 14.12.2019).
- IKS, N. R. A. (2014). *Årsrapport 2013*.
industrinett.no, T.-. *Klarsteel*. Tilgjengelig fra: <http://www.industrinett.no/wsp/tess/frontend.cgi?template=node&nodeid=783> (lest 11.11.2019).
- Johannessen, E. (2018). *Mulighetsstudie - Avløpsbehandling i Nedre Glomma regionen*.
- Joshi, K. S., Jeelani, S. A. K., Blickenstorfer, C., Naegeli, I. & Windhab, E. J. (2005). Influence of fatty alcohol antifoam suspensions on foam stability. *Colloids and Surfaces A*:

- Physicochemical and Engineering Aspects*, 263 (1-3): 239-249. doi: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.01.004>.
- Juntunen, P., Liukkonen, M., Lehtola, M. & Hiltunen, Y. (2014). Characterization of alum floc in water treatment by image analysis and modeling. *Cogent engineering*, 1: 944767: 13. doi: <https://doi.org/10.1080/23311916.2014.944767>.
- Kemira. (2015). [Datablad]*KemFoamX 2500*.
- Kemira. (2018). [Datablad] *Kemira PIX-118A05*.
- KF, F. (2019). *Årsrapport 2018*. Fredrikstad: Frevar KF.
- Krogstad, T. (2010). Hvordan kan slam bli en bedre kilde for fosfor i matproduksjonen? *VANN*, 02 2010: 251 - 256.
- Lindholm, O. G. & Bjerkholt, J. T. (2011). Store fremmedvannmengder i norske avløpsrensaneanlegg. *VANN*, 01: 5 - 14.
- Liu, D., Li, F. & Zhang, B. (2009). Removal of algal blooms in freshwater using magnetic polymer. *Water Science & Technology*, 59 (6): 1085-1091. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.046>.
- Lixin, L., Feng, G. & jinxiu, W. (2018). Underwater Acoustic Image Encoding Based in Interest Region and Correlation Coefficient. *Hindawi*, 2018: 13. doi: <https://doi.org/10.1155/2018/5647519>.
- Lomborg, C. J., Holm-Nielsen, J. B., Oleskowicz-Popiel, P. & Esbensen, K. H. (2009). Near infrared and acoustic chemometrics monitoring of volatile fatty acids and dry matter during co-digestion of manure and maize silage. *Bioresouruce Technology*, 100 (5): 1711-1719. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.043>.
- Løvås, G. G. (2018). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. 4 utg.: Universitetsforlaget.
- Marlow, W. *How do peristaltic pumps work - industrial*. Tilgjengelig fra: <https://www.watson-marlow.com/gb-en/support/how-do-peristaltic-pumps-work-industrial/> (lest 11.11.2019).
- Mesquita, D. P., Quintelas, C., Amaral, A. L. & Ferreira, E. C. (2017). Monitoring biological wastewater treatment processes: recent advances in spectroscopy applications. *Springer*, 16 (3): 395-424. doi: <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9439-9>.
- NIVA. (2017). *DOSCON sparer penger og miljø*. Tilgjengelig fra: <https://www.niva.no/tjenester/innovasjon/doscon> (lest 24.09.2019).
- Ratnaweera, H. (1997). *Chemical Wastewater Treatment: a concept for optimal dosing coagulants*, O 93034: Norwegian Institute for Water Research.

- Ratnaweera, H. (2013). Fosforgjenvinning fra avløpsvann - bør vi bygge om våre renselanlegg? *VANN*, 04: 551 - 555.
- Ratnaweera, H. & Fettig, J. (2015). State of the Art of Online Monitoring and Control of the Coagulation Process. *Water*, 7. doi: <https://doi.org/10.3390/w7116574>.
- Sigvaldsen, L. & Lindkjenn, K. T. (1992). *Rensing av avløpsvann*. 2 utg.: Universitetsforlaget AS.
- SINTEF. (2018). *Hva betyr egentlig sirkulær økonomi*. Tilgjengelig fra: <https://www.sintef.no/siste-nytt/hva-betyr-egentlig-sirkular-okonomi/> (lest 13.11.2019).
- Sivchenko, N., Kvaal, K., Ratnaweera, H. & Tsang, Y. F. (2016). Evaluation of image texture recognition techniques in application to wastewater coagulation. *Cogent engineering*, 3: 1206679: 20.
- Sivchenko, N. (2017). *Image analysis in coagulation process control*. Doktoravhandling. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Sivchenko, N., Ratnaweera, H. & Kvaal, K. (2017). Approbation of the texture analysis imaging technique in the wastewater treatment plant. *Cogent engineering*, 4: 1373416: 12.
- Sivchenko, N., Hykkerud, A., Torskenæs, T. & Ratnaweera, H. (2020). *Prototyping an image analysis sensor for coagulation process in wastewater treatment in cold climate conditions*. Upublisert manuskript.
- Smoczynski, L., Ratnaweera, H., Kosobucka, M. & Kvaal, K. (2014a). Image analysis of sludge aggregates obtained at preliminary treatment of sewage. *Water Science & Technology*: 1048 - 1055. doi: 10.2166/wst.2014.332.
- Smoczynski, L., Ratnaweera, H., Kosobucka, M. & Smoczynski, M. (2014b). Image analysis of sludge aggregates. *Separation and Purification Technology*, 122: 412 - 420.
- Tambo, N. & Watanbe, Y. (1979). Physical characteristics of flocs - I. The floc density function and aluminium floc. *Water Research*, 13 (5): 409-419. doi: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90033-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90033-2).
- Thomas, D. N., Judd, S. J. & Fawcett, N. (1999). Flocculation modelling: A review. *Water Research*, 33(7): pp. 1579 - 1592. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00392-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00392-3).
- Unscrambler.
- Vedtak. (2019). *Fylkesmannen i Oslo og Viken: Vedtak om endret tillatelse for Øra renselanlegg med vilkår, varsel om gebyr og varsel om tvangsmulkt*.

- Yang, X., Tridandapani, S., Beitler, J. J., Yu, D. S., Yoshia, E. J., Curran, W. J. & Liu, T. (2012). Ultrasound GLCM texture analysis of radation-induced parotid-gland injury in head-and-neck cancer radiotherapy: An in vivo study of late toxicity. *Medical physics*, 39 (9): 5732-5739. doi: <https://doi.org/10.1118/1.4747526>.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg*, 168 - 2009.
- Ødegaard, H. (red.). (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utgave utg. Hamar: Norsk Vann.
- Øgaard, A. F. (2013). Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam - testing av analysemetodikk for tilgjengelig fosfor. *Bioforsk Rapport*, 8 (34): 23.

Kemira PIX-118A05

Kemira PIX-118A05 jernkloridsulfat

BRUKSOMRÅDER

PIX-118A05 er et flytende fellingsmiddel for vannrensning og inneholder aktive 3-verdige jernforbindelser. PIX-118A05 egner seg for avløpsvannsrensning, overflate- og grunnvannsrensning og slamkondisjonering i de fleste renseprosesser.

SPESIFIKASJONER

Jern Fe ³⁺	10,5 ± 0,4 %
Jern Fe ²⁺	< 0,3 %
pH	< 1,0
Tetthet	1,48 ± 0,03 g/cm ³
Fri syre	50 ± 10 g/kg PIX-118A05
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	<200 g/kg PIX-118A05
Klorid (Cl)	<130 g/kg PIX-118A05
Uløst stoff	<0,05 %
Krystallasjonstemp	0°C
Aktiv stoff (Me)	ca 1,9 mol/kg (2,8 mol/l)

KVALITET

Kemira Chemicals AS er sertifisert ihht ISO 9001.2008 og 14001.2004.

DOSERING

Dosering av PIX-118A05 skjer med pumper i korrosjonsbeskyttet utførelse. Rørledninger og ventiler skal være utført i plast eller gummiert stål. PIX-118A05 doseres uten fortykning direkte fra lagertank.

SIKKER HÅNDTERING

Håndteringen av ethvert kjemikalie krever forsiktighet. Enhver ansvarlig for bruk eller håndtering av Kemira PIX-118A05 bør gjøre seg kjent med fullstendige sikkerhetstiltak beskrevet i vårt sikkerhetsdatablad. Kemira PIX-118A05 er etsende. Beskyttelsesbriller skal benyttes ved åpen håndtering av PIX-118A05. Personlig verneutstyr benyttes ved behov. Lagertanker og beholdere skal merkes:



LAGRING

PIX-118A05 bør ikke lagres mer enn 12 måneder og temperaturen bør ikke under + 5°C. Lagertank bør utføres i glassfiberarmert polyester eller gummiert ståltank. Lagertank bør inspiseres og rengjøres 1 gang per år.

Kemira stiller disse opplysningene til rådighet som en tjeneste overfor sine kunder, og det er utelukkende en veiledning for kundene når de skal vurdere produktene. Du må prøve våre produkter for å avgjøre om de egner seg til din bruk, både fra et helse-, sikkerhets- og miljøperspektiv. Du må også underrette ansatte, fullmektige, leverandører, kunder eller eventuelle tredjeparter som kan bli eksponert for produktene, om alle aktuelle forholdsregler. Alle opplysninger og all teknisk bistand gis garantifritt, eller garantien kan endres uten varsel. Du påtar deg det fulle ansvar for å overholde alle opplysninger og forholdsregler samt offentlige lover og forskrifter som gjelder behandling, transport, levering, lossing, avvikling, håndtering, salg og bruk av hvert produkt. Ingenting i dette dokumentet skal tolkes som en anbefaling til å bruke produktet i strid med patenter for eventuelle materialer eller bruken av disse. **Kemira PIX-118A05** er varemerker eller registrerte varemerker som tilhører Kemira Oyj eller dets datterselskaper

Kemira PIX-118A05

Jernkloridsulfat

PIX-118A05 er et flytende fellingsmiddel for vannrensning og inneholder aktive 3-verdige jernforbindelser. PIX-118A05 egner seg for avløpsvannsrensning, overflate- og grunnvannsrensning og slamkondisjonering i de fleste renseprosesser.

TYPISKE ANALYSEVERDIER

Bly (Pb)	< 0,06 mg/kg
Kadmium (Cd)	< 0,003 mg/kg
Kobolt (Co)	< 25 mg/kg
Kobber (Cu)	< 0,2 mg/kg
Krom (Cr)	< 5,00 mg/kg
Kvikksølv (Hg)	< 0,001 mg/kg
Nikkel (Ni)	< 25 mg/kg
Sink	< 30 mg/kg

9.7.2015

KemFoamX™ 2500

Skumdemper

Egenskaper

KemFoamX 2500 er en effektiv skumdemper basert på fettalkohol med langvarig effekt og god løslighet i vann.

Bruksområder

Produktet anvendes for å redusere skumdannelse i ulike kommunale og industrielle prosesser forårsaket av f.eks. biologiske prosesser, overflateaktive midler, pigmenter, klebemidler og tilsvarende stoffer.

Eksempel på bruksområder: •Slambehandlingsprosesser, utråtning og avvanning •Overflatebehandling
•Industriell rengjøring •Tekstilindustrien •Vannbehandling.

Doseringsnivået avhenger av mediet og kan variere mellom 2-50 ppm, normalt 2 til 10 ppm.

SPESIFIKASJONER

Utseende	Fargeløs klar væske
Viskositet : LVTDV-II 20°C A2 V60 intern metode No. 103	< 500 mPa·s
PRODUKTEGENSKAPER	
Aktive ingredienser	>99%
Specific gravity, ved 20°C	0,98 - 0,99 kg/dm ³
Ladning	Nonionisk
Løselighet i vann	Utmerket

Regulatoriske godkjenninger

Produktet er i samsvar med visse regulatoriske krav. Ta kontakt med din salgsrepresentant i Kemira for mer informasjon.

Leveranser

Leveranser kan skje i 1000 liter IBC containere, fat eller som bulk.

Lagring

Det anbefales å oppbevare produktet i lukkede beholdere ved moderat temperatur (normalt mellom 0-40°C). Imidlertid er produktet ikke påvirket av frost.

Sikkerhetstiltak

Vennligst se HMS-datablad før håndtering av produktet.

Kemira stiller disse opplysningene til rådighet som en tjeneste overfor sine kunder, og det er utelukkende en veiledning for kundene når de skal vurdere produktene. Du må prøve våre produkter for å avgjøre om de egner seg til din bruk, både fra et helse-, sikkerhets- og miljøperspektiv. Du må også underrette ansatte, fullmektige, leverandører, kunder eller eventuelle tredjeparter som kan bli eksponert for produktene, om alle aktuelle forholdsregler. Alle opplysninger og all teknisk bistand gis garantifritt, eller garantien kan endres uten varsel. Du påtar deg det fulle ansvar for å overholde alle opplysninger og forholdsregler samt offentlige lover og forskrifter som gjelder behandling, transport, levering, lossing, avviking, håndtering, salg og bruk av hvert produkt. Ingenting i dette dokumentet skal tolkes som en anbefaling til å bruke produktet i strid med patenter for eventuelle materialer eller bruken av disse. KemFoamX 2500 er varemerker eller registrerte varemerker som tilhører Kemira Oyj eller dets datterselskaper.

TOD measurements

Computer password: floy5-R%-2018

The instrument is set up to be controlled by both the instrument controller and by the software.

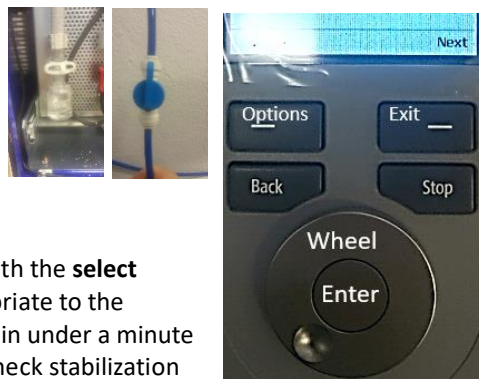
Use the key to open the front door on the instrument.

Remove the clip and empty the condensate bottle

Make sure the **gas is turned on -Blue valves on wall**

Run software QuickCOD on the computer

Click **Select calibration** fane and then set calibration range with the **select** button. This will automatically changes inlet gas flows appropriate to the measurement range. For higher ranges, the system stabilizes in under a minute but lower calibration ranges can take up to 10min. You can check stabilization of ppm O₂ in the **Sensor** fane.



Note the injection volume for the chosen method.

It is only possible to use one calibration range per sequence so it might be better to dilute high samples for one long overnight run. Running very high COD samples on a low calibration may cause soot that can block the furnace leading to instrument fault.

Click **measure** fane and then press **description** button to enter the name of your sequence. The PC is set up to only log data and it will wait for the start signal given by the instrument. Start sequence by clicking the **series** button.

Then prepare your sequence in the instrument controller.

Grab controller and press back button 1-2 times until root menu is shown (PAL LSI)

- Press options and select job queue by pressing enter button.
- Press enter on Job1(UnBubble) and then press back. Press option and then start Job1. Unbubble only have to be done once a day.
- Wait until system has purged the needle for air and then e
- Enter Job2(QuickCODLabQueue) to set up your sequence
 - o First sample index: 1
 - o Last sample index: Your number of samples
 - o **Sample volume:** Specified in calibration method in software, change if necessary. Push enter and use scroll wheel to adjust it up or down and then set by push enter.
 - o Sample Rack: LAR Rack
 - o Total number of measurements: Nr of replicates per sample, 3 to 5 is enough
 - o Total number of samples: Same as your number of samples

Then exit sequence builder

In PC software, now press the **Series** button in the measurement fane

Then in instrument controller, press **options** and **start Job2**.

After instrument is done:

Clear all vials from tray and empty the condensate bottle. Turn gas off.

DO NOT turn off instrument!

Troubleshoot: Sometimes the **PC software** forgets to finish sequences. If that happens then make sure that the instrument measurement is complete and then press cancel measurement button in the measure fane.

Samples at 1000-10 000ppm -High gas flow settings

Easy and results generally have a low variation.

Samples at 100-1000 -Medium gas flow settings

Also easy but results may vary in the first injections.

Samples below 100 -Low gas flow settings

Results vary a lot and users should know how to reduce this before analyzing samples, se below.

Select calibration run

Run Unbubble method

Inject 3 replicates of tap or deionized water and visually check oxygen levels in the chromatogram.

- 1 Oxygen level in the first 20 seconds should not vary a lot
- 2 Oxygen level in the end of the chromatogram should be about the same level as in the start
- 3 Integrated area should preferably have a nice Gaussian shape without prolonged tailing

Samples below 100

For treated black and grey waters where the COD is likely below 100 it mandatory to recalibrate the instrument before the analysis is performed.

Go to calibrate fane and select **0-50ppm Cal date:** method. Write date and then press start button. Put samples 0ppm, 10ppm, 20ppm and 60ppm onto the sample tray and then recalibrate with 5 to 6 replicate injections. Recalibration of method is ready when you click Cal auto button and starts when you run calibration samples using the controller. Calibration method is valid as long as a different method is not selected, or internal control sample is ok.

Stock calibration & internal control solutions:

Stock 10 000ppm: 8.508g Potassium Phthalate to 1L

Stock 600ppm: 0,510g Potassium Phthalate to 1L

0-60ppm		100-2 000ppm		1 000-10 000ppm	
0ppm	DI water	100ppm	4mL 600ppm + 20mL DI water	1000ppm	3mL 10 000ppm + 27mL DI water
10ppm	0.5mL 600ppm + 29.5mL DI water	300ppm	10mL 600ppm + 10mL DI water	2000ppm	6mL 10 000ppm + 24mL DI water
20ppm	1mL 600ppm + 29mL DI water	600ppm	600ppm solution	5000ppm	10mL 10 000ppm + 10mL DI water
60ppm	3mL 600ppm + 24mL DI water	2000ppm	6mL 10 000ppm + 24mL DI water	10 000ppm	10 000ppm solution
Inj vol	250µL	Inj vol	200µL	Inj vol	75µL
O2	0.6	O2	8	O2	20
N2	30	N2	20	N2	18
Baseline	10-25	Baseline	5-15	Baseline	5-15
Integrate	46-75	Integrate	52-100	Integrate	52-100

Internal control should be in the same range as your samples and not deviate more than maximum 25%



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway