



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2020 30 stp**  
Fakultetet for realfag og teknologi

## **Bærekraftig koagulant: et pilotforsøk med kitosan i tremedia- filter**

Sustainable coagulant: A pilot project with chitosan  
in a three-media filter

**Grethe Elisabeth Braathe**  
Vann- og miljøteknikk



# FORORD

---

Denne masteroppgaven er mitt avsluttende arbeid etter fem år som student ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige universitet og studiet vann- og miljøteknikk.

Det å kunne undersøke egenskapene til en bærekraftig koagulant og muligheten til å disponere et «eget» vannrensesystem, var det som avgjorde valget mitt av tema for masteroppgaven.

Lars Hem har vært hovedveileder og oppgaven er initiert av Asker og Bærum Vannverk (ABV) og vann- og avløpsetaten, Oslo kommune (VAV). Oppgaven tar for seg et aktuelt og interessant tema innenfor drikkevannsbehandling; fargefjerning ved bruk av kitosan.

Masteroppgaven tar utgangspunkt i et pilotanlegg på Kattås i Bærum, hvor jeg har hatt tilholdssted denne våren. Jeg vil gjerne takke ABV for at jeg har fått muligheten til å benytte pilotanlegget og laboratoriet til forsøkene i oppgaven, selv etter at alle ble oppfordret til å holde avstand og å være hjemme. Jeg vil gjerne takket Vigdis Bjerke for all hjelp, for opplæring og faglige innspill. Videre vil jeg takke Thorbjørn Undrum for praktisk støtte på anlegget. Arbeidet med pilotanlegget har gått nærmest knirkefritt takket være dere.

Jeg vil også takke familie og venner for faglig og personlig støtte gjennom denne prosessen. Til slutt vil jeg gi en stor takk til min hovedveileder Lars Hem, for god veiledning, for nyttige innspill og faglige tilbakemeldinger. Oppgaven hadde vært vanskelig å gjennomføre uten deres hjelp.

Grethe Elisabeth Braathe

Ås, 29.05.2020

## SAMMENDRAG

---

Denne masteroppgaven er initiert av Asker og Bærum vannverk og vann- og avløpsetaten i Oslo kommune. De samarbeider om et pilotanlegg ved Kattås rensesanlegg i Bærum for å teste om ulike rensemetoder håndterer fargeøkning i Holsfjorden. Pilotanlegget er bygd opp som et Moldeanlegg som renser vekk farge og partikler via koagulering og kontaktfiltrering. Moldeanlegget består av et tremedia-filter bygget opp av filtralite NC (0,8 – 1.6 mm), filtersand (0,4 – 0,8 mm) og filterkalk (1 – 3 mm).

Hovedmålet med oppgaven var å undersøke hvorvidt kitosan kan erstatte PIX-318 A15 (surt jernkloridsulfat) som koagulant i pilotanlegget med råvann fra Holsfjorden. Det ble undersøkt flere koagulantdoser (1,5 – 5,0 mg/l) og koagulerings-pH (4,0 – 5,6) for å se effekten av de ulike koagulantdosene på modningstid (med to ulike grenseverdier), driftstid og fargefjerning i filteret. Forsøkene er gjennomført med konstant lav filterbelastning på 3,5 m/t.

Resultatene viser kortest modningstid ved kitosandose 2,5 mg/l og lengst modning ved dose 5,0 mg/l. Driftstiden er lengst ved dose 2,5 mg/l og ingen driftstid ved dose 5,0 mg/l med turbiditetsgrense 0,1 FNU. Fargetallet er lavest ved dose 3,0 mg/l ved pH 5,6 og høyest fargetall er ved høy dose (5,0 mg/l) og lav dosering (1,5 – 2,0 mg/l). Modningstiden er innenfor anbefalt lengde, men fargetallet ved bruk av kitosan er ikke under Mattilsynets anbefalte grenseverdi for koaguleringsanlegg. Ved å sammenligne driftsresultatene fra forsøkene med PIX-318 og kitosan, viser resultatene bedre renseseffekt og lengre driftstid ved bruk av PIX-318 som koagulant.

På bakgrunn av de nevnte resultatene vil det være interessant å undersøke hygienisk barrierevirkning ved bruk av kitosan, for å undersøke om reduksjon i turbiditet korrelerer med reduksjon i bakterier, virus og parasitter. Videre indikerer resultatene fra dose 4,0 mg/l med pH-spekter 4,0 – 5,5 store forskjeller i fagereduksjon og modningstid med fast dose og ulik pH. Ytterligere studier av pH-påvirkning ved ulike doser kitosan kan gi ny kunnskap om dette.

## ABSTRACT

---

This thesis was initiated by the municipalities of Asker, Bærum and Oslo. The three municipalities are collaborating on a pilot project at Kattås drinking water treatment plant, in Bærum. The intention is to test the ability of different treatment methods to handle colour increases in Holsfjorden. The pilot project is designed based on the Molde-processing plant to remove colour and particles through coagulation and contact filtration. The Molde-processing plant is a three-media filter made up by Filtralite NC (0.8 – 1.6 mm), filter sand (0.4 – 0.8 mm) and limestone (1- 3 mm).

The main purpose of this thesis was to investigate whether chitosan can replace PIX-318 A15 (iron chloride sulphate) as a coagulant in the pilot project, with raw water from Holsfjorden. Different doses of chitosan (1.5 – 5.0 mg/l) with different pH-levels (4.0 – 5.6) were studied to see the effects upon ripening time (with two limit values), operating time and colour removal in the filter. The hydraulic load was constant at 3.5 m/h during the study.

The study shows the shortest ripening time with a chitosan dose of 2.5 mg/l and longest ripening at 5.0 mg/l. The operating time is the longest with a dose of 2.5 mg/l and non-existent operating time with a dose of 5.0 mg/l, and at turbidity limit 0.1 FNU. The colour level is lowest at a dose of 3.0 mg/l and at pH 5.6. The highest with high (5.0 mg/l) and low dosage (1.5 – 2.0 mg/l) at pH 5.4. The ripening times are within the recommended length, but the colour levels are over Norwegian Food Safety Authority's recommended limit value for coagulation plants. By comparing the operating results from the experiments with PIX-318 and chitosan, the results show better water quality and longer operating time with PIX-318 as the coagulant.

Based on the above results, it might be interesting to investigate the hygienic barrier effect of chitosan, to see whether there is a correlation between reduced turbidity and bacteria, viruses and parasites. Furthermore, the results with chitosan dose 4.0 mg/l at pH-level 4.0 - 5.5 indicate large differences in colour reduction and ripening time with fixed dosage and different pH values. Further studies on pH effects at various doses of chitosan may provide new knowledge concerning this.

# INNHALDSFORTEGNELSE

---

<b>Forord</b> .....	<b>ii</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>iii</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>iv</b>
<b>Innholdsfortegnelse</b> .....	<b>v</b>
<b>Figurliste</b> .....	<b>viii</b>
<b>Tabell-liste</b> .....	<b>x</b>
<b>Forkortelser</b> .....	<b>1</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>2</b>
1.1 Formål.....	2
<b>2 Bakgrunn</b> .....	<b>3</b>
2.1 Farge.....	3
2.2 Korrosjonskontroll.....	4
2.3 Koagulering.....	5
2.4 Kjemikalier.....	6
2.4.1 Kitosan.....	6
2.4.2 Jernklorid.....	7
2.5 Koaguleringsmekanismer.....	8
2.5.1 Adsorpsjon (I).....	9
2.5.2 Omsvøping (II).....	9
2.6 Kontaktfiltrering.....	9
2.7 Filtersyklus.....	10
2.7.1 Modningsfase.....	11
2.7.2 Stabil driftsfase.....	12
2.7.3 Gjennombrudd.....	12
2.7.4 Filterhastighet.....	12
2.7.5 Trykktap.....	12
2.8 Koaguleringsbetingelser.....	13
2.9 Krav til renseseffekt i koagulering.....	13
2.10 Moldeprosessen.....	15
<b>3 Beskrivelse av pilotanlegget</b> .....	<b>18</b>
3.1 Råvann.....	18
3.2 Pilotanlegget.....	18
3.3 Filterkolonne.....	20

3.4	Koagulant og kjemikalier .....	22
3.4.1	Jernbasert koagulant .....	22
3.4.2	Kitosan-basert koagulant .....	22
3.4.3	Polymer .....	22
3.4.4	pH-justering .....	23
3.5	Spyling av filteret .....	23
3.6	Vannprøver .....	23
3.7	Jar-test .....	24
<b>4</b>	<b>Gjennomføring av pilotforsøk .....</b>	<b>25</b>
4.1	Formål .....	25
4.2	Metode .....	25
4.2.1	Råvann .....	25
4.2.2	Jar-test .....	25
4.2.3	pH-justering .....	26
4.2.4	Forsøk med jern .....	26
4.2.5	Kitosan .....	26
4.2.6	Modningstid .....	27
4.2.7	Driftsfase .....	27
4.2.8	Vannprøver .....	27
<b>5</b>	<b>Resultater .....</b>	<b>28</b>
5.1	Jar-test .....	28
5.2	Forsøk med jern .....	31
5.2.1	Filtersyklus .....	33
5.2.2	Trykktap over filteret .....	34
5.3	Forsøk med Kitosan .....	35
5.3.1	Filtersyklus .....	38
5.3.2	Fargetall .....	39
5.3.3	Trykktap over filteret .....	41
5.4	Modningstid .....	42
5.4.1	Jern .....	42
5.4.1	Kitosan .....	43
5.5	Driftsfase .....	44
5.5.1	Jern .....	44
5.5.2	Kitosan .....	45
<b>6</b>	<b>Diskusjon .....</b>	<b>48</b>

6.1	Jar-test.....	48
6.1.1	Kitosan .....	48
6.1.2	Jern .....	48
6.2	Pilotforsøk .....	49
6.2.1	Vannkvalitet med utgangspunkt i fargetall .....	49
6.2.2	pH-påvirkning .....	51
6.2.3	Filtersyklus .....	52
6.2.4	Trykktap over filteret .....	53
6.2.5	Modningstid .....	53
6.2.6	Driftsfase .....	55
6.2.7	Sammenligne driftsfase og modningstid – kitosan .....	56
6.2.8	Totalvurdering av kitosan som koagulant .....	56
<b>7</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>58</b>
<b>8</b>	<b>Feilkilder.....</b>	<b>59</b>
8.1	Jar-test.....	59
8.2	Pilotforsøk .....	59
<b>9</b>	<b>Videre arbeid.....</b>	<b>61</b>
<b>10</b>	<b>Kilder .....</b>	<b>62</b>
	<b>Vedlegg A: Beskrivelse av pilotanlegget.....</b>	<b>i</b>
	<b>Vedlegg B: Vannanalyser og beskrivelse av laboratorieutstyr .....</b>	<b>iii</b>
	<b>Vedlegg C: Online instrumenter .....</b>	<b>vii</b>
	<b>Vedlegg D: pH-justering i styringssystemet til pilotanlegget .....</b>	<b>ix</b>
	<b>Vedlegg E: Laboratorie- og online-målinger .....</b>	<b>x</b>



## FIGURLISTE

---

Figur 2-1: Viser fnokkdannelse, fra kolloidale partikler til fnokker (Ghernaout et al., 2015)...	5
Figur 2-2: Diagrammet viser teoretisk løselighet ved ulike temperaturer og eksperimentell data (Saltnes et al., 2001). .....	8
Figur 2-3: Ulike oppbygningene av koaguleringsanlegg (Eikebrokk, 2012).....	10
Figur 2-4: Normal filtersyklus med modning, stabil driftsfase, gjennombrudd og trykktap (Eikebrokk, 2012).....	11
Figur 2-5: Diagrammet viser sammenhengen mellom filtratkvalitet, pH og koagulantdose i kontaktfiltreringsanlegg (Eikebrokk, 2012). .....	13
Figur 2-6: Prinsippskisse av et anlegg basert på Moldeprosessen (Brandt & Ording, 2014). .	16
Figur 3-1: Prinsippskisse av pilotanlegget på Kattås. Doseringpunkter for koagulant, polymer og pH-justering er vist i figuren. Det samme er online-målere for pH og turbiditet, vannmåler og uttakspunktet for vannprøver. ....	19
Figur 3-2: Prinsippskisse for oppbygning av filteret brukt i Moldeprosessen (Bjerke, 2020). 21	
Figur 3-3: Bilde fra Jar-test oppsettet brukt i forsøkene (foto: forfatter). ....	24
Figur 5-1: Fargetall ved ulike pH og dosering av kitosan. Figur 5-1 viser stor spredning i fargetall, i område 4 – 15 mg Pt/l. Diagrammet viser høye fargetall ved høy dosering (> 5,0 mg/l) og lav dosering (< 2,0 mg/l). Lavest fargetall er ved kitosandose 3,0 og 4,0 mg/l i pH-område 4,4 – 5,1.....	28
Figur 5-2: Fargetall (mg Pt/l) ved bruk av PIX-318 A15.....	31
Figur 5-3: Viser en normalsyklus ved bruk av PIX-318 A15 som koagulant, dato 1.02.2020.	32
Figur 5-4: Viser en normalsyklus ved bruk av PIX-318 A15 som koagulant, dato 21.01.2020. ....	32
Figur 5-5: Diagrammet viser lengden på de ulike filtersyklusene (timer) med PIX-318 A15 som koagulant. ....	33
Figur 5-6: Viser en normalsyklus med trykkmåling, dato 8.02.2020. ....	34
Figur 5-7: Viser normalsyklus med dosering 1,5 mg/l Kitoflokk. ....	36
Figur 5-8: Viser en normalsyklus med dosering 2,5 mg/l Kitoflokk. ....	36
Figur 5-9: Viser normalsyklus ved dosering 3,0 mg/l Kitoflokk. ....	37
Figur 5-10: Viser en normalsyklus med dosering 5,0 mg/l Kitoflokk. ....	37
Figur 5-11: Diagrammet viser lengden på filtersyklus med ulik pH og dosering av Kitoflokk. ....	38
Figur 5-12: Diagrammet viser fargetallet ved ulik pH og dosering av Kitoflokk.....	39

Figur 5-13: Diagrammet viser modningstid (timer) ved turbiditetsgrense på 0,2 FNU og 0,1 FNU. ....	42
Figur 5-14: Diagrammet viser lengde på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på 0,2 FNU og 0,1 FNU på modningsfasen. ....	44
Figur 5-15: Diagrammet viser lengde (timer) på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på < 0,2 FNU, ved ulike pH og dosering. ....	45
Figur 5-16: Diagrammet viser lengde (timer) på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på < 0,1 FNU, ved ulike pH og dosering. ....	46

## TABELL-LISTE

---

Tabell 2-1: Veiledende grenseverdier for ulike parametere (Mattilsynet, 2019). .....	14
Tabell 3-1: Fysisk og kjemisk kvalitet på råvannet tatt ved Toverud i 2013 (Brandt & Ording, 2014). .....	18
Tabell 3-2: Mål på filterkolonnen (Bjerke, 2020). .....	20
Tabell 3-3: Viser plassering av trykkmålere i filtermassen. Målt fra bunn av kolonnen (Bjerke, 2020). .....	20
Tabell 3-4: Spyleprosessen til filteret. ....	23
Tabell 5-1: Tabellen viser fargereduksjonen (%) ved ulik pH og dosering av kitosan. ....	29
Tabell 5-2: Tabellen viser turbiditet (FNU) ved ulike pH og dosering av kitosan. Gjennomsnittlig turbiditet på råvannet er målt til 0,322 FNU med standardavvik. på 0,040. .	30
Tabell 5-3: Tabellen viser koagulerings-pH, fargereduksjon (%) og turbiditet (FNU) ved bruk av PIX-318 A15. ....	30
Tabell 5-4: Gjennomsnitt og standardavvik for fargetall (målt på laboratoriet) og pH (hentet fra styringssystemet til pilotanlegget) i en periode med bruk av PIX-318 A15 som koagulant. ....	33
Tabell 5-5: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus. ....	35
Tabell 5-6: Tabellen viser fargereduksjon (%) ved ulike pH og dosering av Kitoflokk. Beregningen antar et fargetall på 20 mg Pt/l i råvannet. ....	40
Tabell 5-7: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus med dose 2,5 mg/l og pH 5,3/5,4, dato 16.03.2020. ....	41
Tabell 5-8: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus dose 2,0 mg/l og pH 5,4/5,5, dato 31.03.2020. ....	41
Tabell 5-9: Tabellen viser modningstid (timer) med turbiditetsgrense på < 0,2 FNU og < 0,1 FNU i parentes, ved ulike pH og dosering. ....	43
Tabell 5-10: Viser gjennomsnitt og standardavvik for lengde på modningstid (timer). ....	44
Tabell 5-11: Gjennomsnitt og standardavvik for de ulike driftsfasene (timer). ....	45
Tabell 5-12: Lengde på stabil driftsfase ved grenseverdi 0,2 og ,1 FNU med ulik dosering (timer). ....	46
Tabell 5-13: Viser sammenhengen mellom modningstid og driftstid (timer) for ulik pH og dosering av kitoflokk. Verdiene er gitt i timer, grenseverdi er 0,2 FNU og (0,1 FNU). ....	47

## **FORKORTELSER**

---

ABV	Asker og Bærum vannverk
VAV	Oslo kommune, vann- og avløpsetaten
NOM	Naturlig organisk materiale
TOC	Totalt organisk karbon

# 1 INNLEDNING

---

Holsfjorden har vært benyttet som vannkilde av Asker og Bærum vannverk (ABV) siden mai 1985 (Asker og Bærum vannverk IKS, 2020). Vannkvaliteten i vannkilden påvirkes av større nedbørmengder og økt temperatur som en konsekvens av klimaendringer i Norge (Miljødirektoratet, 2016). Større nedbørmengder fører til økt avrenning av jord til vannkilden, kombinert med lenger vekstsesong fører det til økt tilførsel av organisk materiale i Holsfjorden. Dette fører til mer totalt organisk karbon og høyere fargetall. Fargetall brukes i vurderingen av bruksmessig og estetisk kvalitet i vannet. Fargetallet i Holsfjorden har økt jevnt fra anlegget på Kattås i Bærum ble tatt i bruk, og er forventet å øke ytterligere i tiårene som kommer (Brandt & Ording, 2014). Med tiden vil fargetallet overskride kravet på fargetall under 20 mg Pt/l i drikkevannsforskriften (2017). Derfor skal rensemetodene på anlegget fornyes.

Asplan Viak har vurdert ulike farge fjerningsmetoder for råvannet i Holsfjorden på oppdrag fra ABV og Vann- og avløpsetaten i Oslo kommune i 2014. Etter utredningen ble det anbefalt å bygge et pilotanlegg basert på koagulering for videre testing. Etter anbefalingen fra Asplan Viak er det gjennomført flere pilotforsøk med bruk av ulike koagulanter og undersøkt returvanntilførsel i et slikt anlegg. Denne masteroppgaven fortsetter arbeidet ved uttesting av ulike koagulanter i pilotanlegget. I forsøksperioden ble det undersøkt hvordan kitosan fungerer som koagulant i et koaguleringsanlegg, basert på Moldeprosessen.

## 1.1 FORMÅL

Formålet med denne oppgaven var å teste en bærekraftig koagulant (kitosan) i et pilotanlegg basert på Moldeprosessen. For å undersøke om kitosan-basert koagulant kan fungere som erstatning for jernkloridsulfat (PIX-318). Forsøket skal undersøke hvilken koagulantdose som gir best resultater for fargetall, modningstid og driftstid. Ulike koagulantdoser er undersøkt med forskjellig koagulerings-pH for å finne riktig pH-spekter ved bruk av kitosan. Gjennom forsøket er filterhastigheten hold konstant og tilbakespylingen har vært lik ved gjennomkjøring med begge koagulantene. Oppgaven tar ikke for seg behandling av spylevann eller mengde produsert slam som følge av ulike koagulant eller dosering.

## 2 BAKGRUNN

---

### 2.1 FARGE

Humusinnholdet i vannkilder, som er en del av naturlig organisk materiale (NOM) i råvann fra overflatevann, kan gi en gulbrun farge på vannet som vil øke ved mengde jern og mangan i vannet (Ødegaard, 2014; Andersen, 2016; Crittenden et al., 2012). NOM er ofte nedbrutt plante- og dyrerester fra nedbørsfeltet, og avhenger av de ulike fysiske forholdene og påvirkningene i nedbørsfeltet, som jordtype, vegetasjon, klima, topografi og menneskelig aktivitet (Machenbach, 2007; Andersen, 2016). En typisk norsk humuspåvirket vannkilde (høyt innhold av oppløst NOM) er en innsjø med lav turbiditet ( $< 1$  FNU), lav alkalitet ( $< 0,5$  mekv/l) og bløtt vann ( $< 5$  mg Ca/l). Innsjøen vil normalt ha et fargetall i område 20 – 100 mg Pt/l og et innhold av organisk stoff rundt 2,5 – 7,5 mg C/l (Ødegaard, 2014).

Det er ingen kjent negativ helseeffekt av høye nivåer av humus i drikkevannet, men det er flere problemer knyttet til humuspartiklene (Ødegaard et al., 2009; Machenbach, 2007).

Problemene er store og har potensiale til å ta til seg farlige stoffer i vannet, som en «støvsuger», som påvirker vannkvaliteten og vannbehandlingen negativt. Typiske problemer med NOM i vannbehandling er (Ødegaard et al., 2009; Crittenden et al., 2012):

- Gi smak og lukt på vannet og gir en uappetittlig gulbrun farge
- Kan danne farlige biprodukter (reagerer med desinfeksjonsmidler og danner for eksempel trihalometaner)
- Danner komplekser med metaller og hydrofobiske stoffer, og øker mobiliteten til kjemiske stoffer (som sprøytemidler og tjærestoffer)
- Reduserer virkningsgraden av desinfeksjon (mer desinfeksjonsmiddel for samme effekt, da det brukes opp på å oksidere NOM. Fargen reduserer UV-transmisjon i vannet)
- Øker nødvendig koagulantdose og endrer koaguleringsforholdene
- Påvirker korrosjon på ledningsnett ved å endre biostabilitet i vann og øke biologisk vekst på ledningsnett

Ved fargetall over 15 mg Pt/l vil det gi synlige misfarging i for eksempel vasker, drikkeglass og badekar. Blir fargetallet høyere, mer nøyaktig over 25 mg Pt/l, vil fargen være fremtredende og humusinnholdet vil kunne misfarge klesvasken, og det vil dannes avleiringer

i kraner og i ledningsnett, som gir økt korrosjon på ledningsnett (Folkehelseinstituttet, 2018).

NOM har en kompleks sammensetning som gjør alle NOM-molekylene forskjellig fra hverandre, men allikevel er det en del fellestrekk som gjør det enklere å fjerne fra vann (Ødegaard et al., 2009):

- store partikler som gjør at det kan fjernes med nanofiltrering
- negativt ladede molekyler som gjør det mulig å fjerne ved bruk av koagulant eller ionebytting
- fargen ligger i dobbeltbindingene, dobbeltbindingene brytes ved en sterk oksidant
- ozon (sterk oksidant) kan bryte ned NOM-partiklene til mindre biter som kan fjernes ved bruk av biofilter

Disse fellestrekkene gjør at NOM kan fjernes ved bruk av membranfiltrering (nanofiltrering), koagulering/filtrering og ozonering og biofiltrering. Som et av de fremste landene i verden på fjerning av humus er koagulering/filtrering den metoden som oftest blir brukt ved større vannverk i Norge (Ødegaard, 2014).

Det er flere metoder å måle nivået av organiske stoffer i vann, men den vanligste metoden er å beregne konsentrasjonen av TOC eller måle fargetallet (antall mg Pt/l) (Ødegaard, 2014).

## **2.2 KORROSJONSKONTROLL**

Vannet i norske drikkevannskilder er ofte humusrike, sure og bløte, som gjør materialene i ledningsnett ekstra utsatt for korrosjon. Korrosjon er det generelle navnet på oksidasjon av metaller, og kan forekomme når metaller er i kontakt med vann. Derfor utføres det tiltak i vannbehandlingen for å forhindre korrosjon og korrosjonsprodukter i drikkevannet (Crittenden et al., 2012). Korrosjonskontroll har to metodiske tilnærminger for å oppnå lenger levetid på ledningsnett og de kvalifikasjonene Mattilsynet har satt. Metodene består av å tilsette en korrosjonsinhibitor (eks. vannglass) eller karbonisering av vannet (dvs. justering av pH, alkalitet og kalsium) (Ødegaard, 2014; Norsk Vann, 2005).

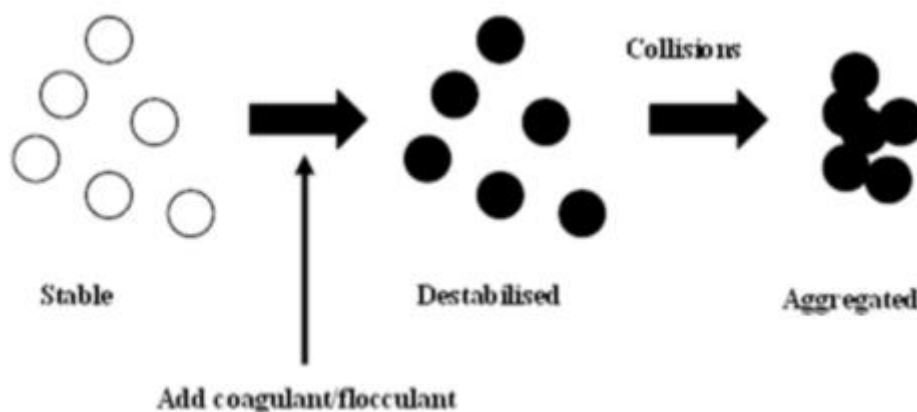
Alkalitet er definert som vannets evne til å nøytralisere en sterk syre ved en bestemt pH-verdi av blant annet Folkehelseinstituttet (2018). Ved  $\text{pH} < 4,5$  er alkaliteten lik 0, og kan økes i drikkevannet ved karbonisering av vann. I tillegg vil karbonisering føre til en økning av hardheten på vannet (innhold av kalsium og magnesium) som bidrar til å øke bufferevnen på vannet (Andersen, 2016). Bufferevnen sier noe om vannets evne til å motstå endringer i pH.

Små endringer i pH-verdi er å foretrekke utover ledningsnettet, for å hindre utløsning av tungmetaller fra ledningsnettet (Ødegaard, 2014; Folkehelseinstituttet, 2018).

Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense satt for pH på 6,5 – 9,5 og krever at drikkevannet ikke er korrosivt, men ingen grenseverdier for alkalitet eller kalsium (Drikkevannsforskriften, 2017). Folkehelseinstituttet (2018) har veiledende verdier for alkalitet på 0,6 – 1,0 mmol/l og kalsiumkonsentrasjon på 15 -30 mg Ca/l, for å redusere korrosjon på materialene i ledningsnettet.

### 2.3 KOAGULERING

Vannkilden inneholder små partikler eller kolloider ( $> 10^{-5}$  mm) som på grunn av størrelse og ladning ikke vil sedimentere. Disse kolloidene er grunnen til uønsket turbiditet og eventuell farge i vannet (Ghernaout et al, 2015). I naturlige vannkilder, med et pH-område fra 6 – 8, har kolloider en negativ ladning (Crittenden et al., 2012). Ladningen gjør at kolloidene ikke løper sammen eller sedimenterer og er «stabile». For å fjerne kolloidene tilsettes det en koagulant, normalt et metallsalt. De vanligste koagulantene er metallsalter basert på aluminium og jern, samtidig finnes det andre organiske alternativer, som for eksempel kitosan. Ved å tilsette koagulant reagerer de positive metall-ionene med de negativt ladede partiklene og de blir nøytralisert. Slik blir partiklene større og destabilisert. Ved omrøring og kollisjon mellom de små partiklene vil det dannes større partikler, ofte kalt fnokker (se figur 2-1). Dette kalles flokkulering og tar lenger tid, 20 til 45 minutter (Crittenden et al., 2012). Deretter kan fnokkene separeres fra vannet ved sedimentering eller flotasjon (Ghernaout et al., 2015; Ødegaard, 2014).



Figur 2-1: Viser fnokkdannelse, fra kolloidale partikler til fnokker (Ghernaout et al., 2015).



Det kan være flere trinn i separasjonsprosessen. Separasjonsprosessen kan begynne med grovseparasjon, som sedimentering eller flotasjon, som fjerner de groveste partiklene. Videre fjernes de finere partiklene med filtrering, gjennom for eksempel et sandfilter (Ødegaard, 2014). I vannkilder med lavere partikkelinnhold er det ikke like stort behov for grovseparasjon i koaguleringsprosessen, og det kan benyttes direktefiltrering fremfor konvensjonell filtrering. Er kvaliteten på vannkilden enda bedre, kan grovseparasjonen og flotasjonen gjøres i filteret, kalt kontaktfiltrering.

Det er de fysiske og kjemiske egenskapene til råvannet og driftsforholdene som er bestemmende for evnen til å fjerne NOM-molekyler i koaguleringsprosessen (Gregor et al., 1997). Valg av koaguleringsmetode avhenger av kvaliteten på råvannet og slamkapasiteten ved utfelling av NOM-molekyler og andre stoffer fra råvannet (Ødegaard et al., 2015).

## **2.4 KJEMIKALIER**

Ved koagulering av drikkevann brukes det normalt aluminium- og jernbaserte koagulanter. Metallbaserte koagulanter er enkle i bruk, produktet er lett tilgjengelig og koster lite, samtidig som produktet har effektiv renseseffekt (Gheraout et al., 2015). Utenom de metallbaserte koagulantene finnes det koagulanter av naturlig eller syntetisk organisk polymer som kan brukes alene som koagulant, eller kombinert med en metallbasert koagulant (Crittenden et al., 2012).

### **2.4.1 Kitosan**

Kitosan er deacetylering av kitin (Slinde, 2018). Kitin finnes i skallet til krepsdyr, som for eksempel reke- og krabbeskall (Christensen, 2018). De siste årene har kitosan fått mye oppmerksomhet innenfor flere ulike fagområder, siden det er en biologisk nedbrytbar kationisk polymer med flere unike egenskaper. Det er flere leverandører av kitosan-baserte produkter, over store deler av verden, som leverer produkter med flere ulike bruksområder, for eksempel til vann- og avløpsrensing (Bakshi et al., 2020).

Løseligheten til kitosan varierer med pH. I en løsning med  $\text{pH} > 7$  vil kitosan være uløselig (Bakshi et al., 2020). Derfor tilsettes det gjerne en svak organisk syre eller fortynnet HCl for å kunne løse kitosan (Liltved & Norgaard, 1999). Ved pH under 4 har kitosan høyest destabiliseringseffekt, og det er i pH-spekteret ( $\text{pH} < 4$ ) kitosan oppnår best affinitet for anioniske partikler. Ved pH 4 - 6,5 vil aminogruppene være positivt ladet, og kunne initiere

koagulering med aggregatdannelse og ladningsnøytralisering av de negativt ladede humusmolekylene. Nødvendig mengde koagulant for en god koaguleringsprosess vil reduseres med pH (Christensen, 2018; Bakshi et al., 2020; Liltved, 2000).

Kitosan er lang-kjedede molekyler hvor aminogruppene har en positiv ladning. Dette skiller kitosan fra konvensjonelle metallkoagulanter (Christensen, 2018). Polymerkjedene festes på overflaten av partiklene, der partiklene adsorberes på de ladede aminogruppene. På grunn av egenskapene til polymeren dannes det «bruer» mellom partiklene, det vil si større fnokker som er lettere å fjerne (Crittenden et al., 2012). Disse kvalitetene gjør at kitosan kan brukes som primær koagulant, men normalt brukes en slik polymer i kombinasjon med andre metallbaserte koagulanter for å forlenge filtersyklusen (Crittenden et al., 2012).

Det er flere fordeler ved bruk av kitosan som koagulant i drikkevannsrensing. Den åpenbare fordel er fraværet av restmetall i rentvannet og slammet, sammenlignet med bruk av metallsalter som koagulant. Det gjør at slammet inneholder organisk materiale fremfor store mengder uorganisk materiale (Christensen, 2018; Liltved, 2000). Det gir en høy næringsverdi ved gjenbruk til jordforbedring og gjødsling.

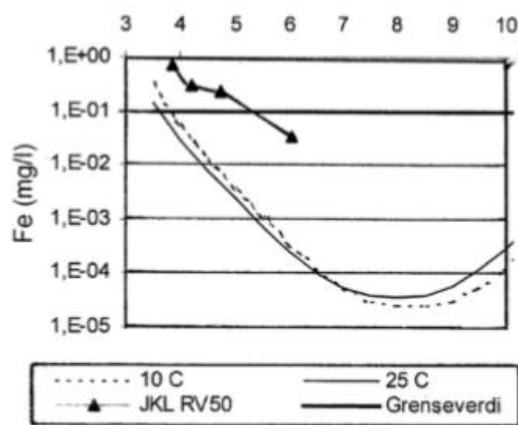
Ved bruk av metallsalter vil slamdannelsen bli 2 – 3 ganger større enn ved bruk av kitosan, det er fordi den manglende dannelsen av hydrolyseprodukter gjør at 1 gram tilsatt kitosan gir 1 gram slam (Christensen, 2018). Mindre slam gir en betydelig mindre belastning på separasjonstrinnet, redusert slamvolum og kostnader til slambehandling, hovedsakelig kostnader knyttet til transport og avvanning (Liltved, 2000; Christensen, 2018).

#### **2.4.2 Jernklorid**

Ved bruk av moldeprosessen brukes det jernbaserte fellingskjemikalier, der jernkloridsulfat er vanligst (Liltved et al., 2001). pH-området for en god koaguleringsprosess ved bruk av jernklorid i moldeprosessen er pH 4,0 – 4,3, og styres ofte av mengden tilsatt koagulant på grunn av råvannets lave alkalitet (Liltved et al., 2001). Generelt passer bruk av jernbaserte koagulanter til råvann med lavt turbiditetsnivå, slik at omsvøpings (sweep flocc) metoden blir benyttet under koaguleringen. I tilfeller med lavere pH, vil adsorpsjon egne seg grunnet de oppløste Fe-forbindelsene i vannet (Crittenden et al., 2012; Ødegaard, 2014). For å oppnå ønsket koagulerings effekt må det tilsettes tilstrekkelig mengder koagulant. Doseringen styres av flere faktorer, med synkende temperatur og økt turbiditet vil nødvendig koaguleringsdose

øke. Normalt er det barriereindikatorer-kravene til turbiditet (< 0,2 NTU) og restmetal (< 0,15 mg/l) i utløpsvannet som bestemmer doseringen (Eikebrokk, 2012).

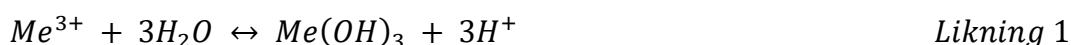
Figur 2-2 viser at teoretisk løselighet for jern er lavest ved pH 8, og må være i overkant av pH 5 for å komme under kravet på < 0,15 mg/l jern i utløpsvannet (Saltnes et al., 2001). I området over kurven eksisterer fast stoff, Fe(OH)<sub>3</sub>. For å øke pH-vinduet kan en bruke prepolymerserte koagulanter, som jernkloridsulfat eller kjent ved handelsnavnet PIX. Ved bruk av PIX blir nødvendig koaguleringsdose lavere og pH-område bredere sammenlignet med jernklorid, som gjør prosessen mer hardfør, selv om produktet er noe dyrere enn jernklorid (Ødegaard, 2014).



Figur 2-2: Diagrammet viser teoretisk løselighet ved ulike temperaturer og eksperimentell data (Saltnes et al., 2001).

## 2.5 KOAGULERINGSMEKANISMER

Som nevnt tidligere er koagulering å destabilisere kolloidene ved å tilsette en positivt ladet koagulant, som aluminium- eller jernsalt og /eller en organisk polymer. Positivt ladet koagulant/polymer vil absorberes til de negativt ladede partiklene i vannet. Ved å tilsette koagulant i vann, med rett koagulantdose og pH i vannet, kan det også observeres en utfelling. Turbiditeten øker, i det metallhydroksider utfelles. Den forenklete likningen illustreres slik (Ødegaard, 2014):



Me = Metall (som Fe og Al)

Utfellingsproduktet vises i likning 1 som metallhydroksid,  $Me(OH)_3$ . Separasjon vil vise at turbiditet eller mengde kolloider blir redusert, som betyr at det er flere mellomsteg i

separasjonsprosessen. Mellomstegene kan forklares ved fire ulike koaguleringsmekanismer, der hvilken mekanisme som opptrer bestemmes av koagulantdose og pH (Jiao et al., 2017; Ødegaard, 2002). Tradisjonelt er det to dominerende koaguleringsmekanismer, adsorpsjon av kationiske koagulantforbindelser og påfølgende ladningsnøytralisering (I) og omsvøping/adsorpsjon til utfelt metallhydroksid (II) (Ødegaard, 2002; Ghernaout et al., 2015).

### **2.5.1 Adsorpsjon (I)**

Som nevnt tidligere brukes det positivt ladet koagulant for å nøytralisere negativt ladede partikler i vann. Dannelse av metallhydroksid (f.eks.  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ ) eller annen positivt ladet koagulant er pH avhengig. Et eksempel er ved bruk av jernbasert koagulant. Ved lavere pH (< 6) vil positivt ladede Fe-forbindelser være løst i vannet (se figur 2-2) og reagere med de negativt ladede kolloidene. Når partiklene er nøytrale, vil de fnokke seg sammen. For å oppnå god koagulering krever det en lav koagulantdose, i forhold til konsentrasjonen av kolloider, med intensiv innblanding. Er koagulantdosen for høy, vil partiklene re-stabiliseres som positivt ladede partikler og utløpsturbiditeten øker (Crittenden et al., 2012; Ødegaard, 2002; Ødegaard, 2014). Ved adsorpsjon er det turbiditetsinnholdet eller mer spesifikt, partikkeloverflatearealet som bestemmer koagulantdoseringen (Crittenden et al., 2012).

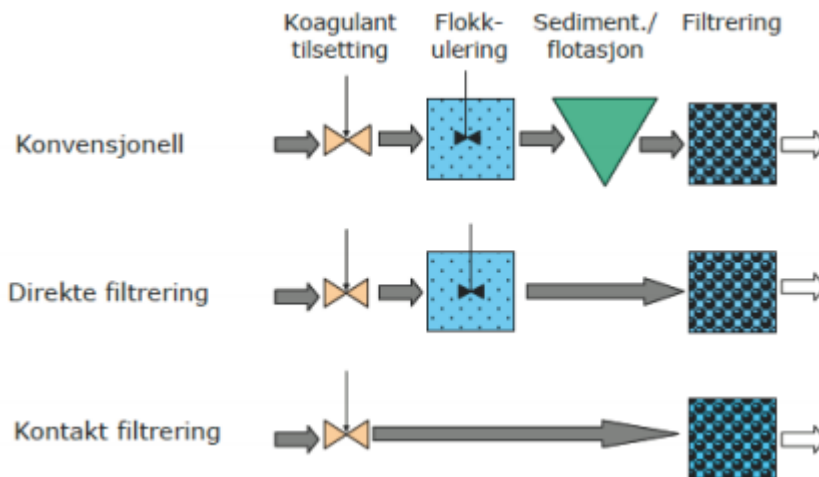
### **2.5.2 Omsvøping (II)**

Ved tilsetning av høye doser med koagulant i forhold til konsentrasjonen av kolloider. De negativt ladede partiklene vil bli omsvøpt av de amorfe hydrolyseproduktene, og felles ut med bunnfallet (Machenbach, 2007). Ved omsvøping bestemmes koagulantdose av pH-nivå, som gjør denne prosessen pH-avhengig. Når løseligheten på metallet er minst, vil utfellingen av metallhydroksider være størst. I området over grafen (vist i figur 2-2) eksisterer fast stoff, da felles  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  ut, godt egnet for omsvøping. Det er pH og temperatur som er bestemmende for løseligheten av metall (Crittenden et al., 2012). Er dosen for høy, vil det derimot dannes skjøre fnokker (Ødegaard, 2014).

## **2.6 KONTAKTFILTRERING**

Det er tre vanlige utforminger av koaguleringsprosessen (se figur 2-3), der valg av type koaguleringsanlegg avhenger av kvaliteten på råvannet. Det vanligste anlegget i Norge er et kontaktfiltreringsanlegg, der koagulanten tilsettes etterfulgt av et filter (Eikebrokk, 2012). Det kommer av at turbiditeten i de aller fleste drikkevannskildene i Norge er lav, som passer godt til et kontakt- eller direktefiltreringsanlegg. Ved bruk av direktefiltrering bør turbiditeten ligge

under 15 FNU, og ved kontaktfiltrering bør turbiditeten ligge under 10 FNU, for å oppnå ønsket renseseffekt (Crittenden et al., 2012). I andre land eller vannkilder med høyere turbiditet, og slam i større mengder, vil flere rensetrinn, som flokkulering og sedimentering/flotasjon, være nødvendig for å oppnå god drikkevannskvalitet.

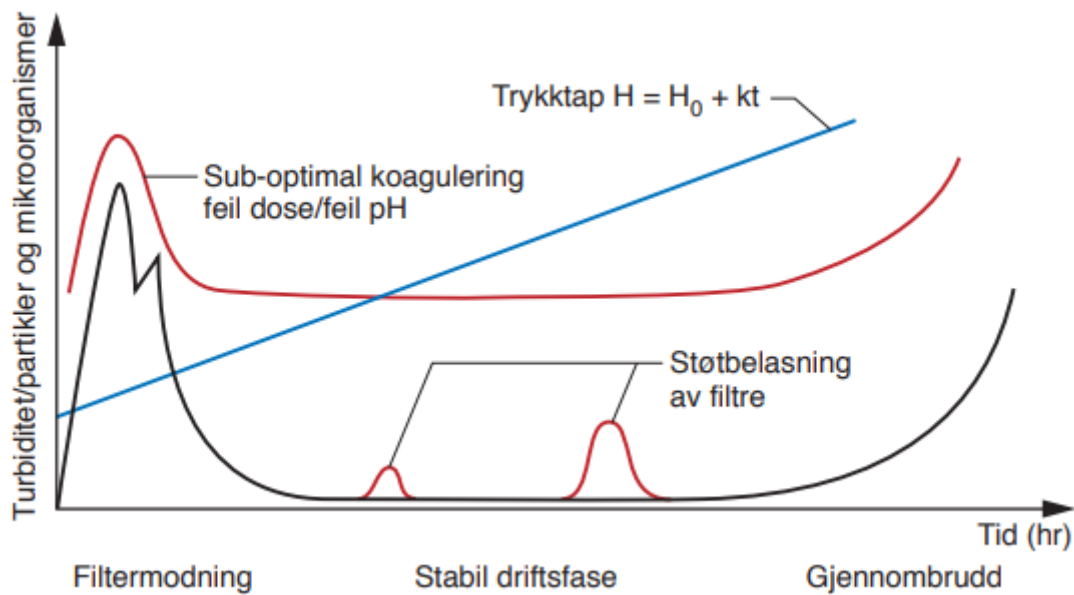


Figur 2-3: Ulike oppbygningene av koaguleringsanlegg (Eikebrokk, 2012).

Kontaktfiltrering brukes ofte til å fjerne kolloide partikler og humusstoffer fra humusholdige innsjøer med høyt fargetall i drikkevannrensing. Ved kontaktfiltrering er det adsorpsjon til utfellingsprodukter (metallhydrosider) i filteret som er dominerende koaguleringsmekanisme (Eikebrokk, 2005; Ødegaard et al., 2015). På den måten fjernes andre stoffer som er absorbert på humuspartiklene, som tungmetaller, mikrobiell forurensning, jern, mangan og organisk forurensning (Ødegaard, 2014).

## 2.7 FILTERSYKLUS

En filtersyklus kan deles inn i flere deler; modningsfasen, stabil driftsfase og filter gjennombrudd, se figur 2-4. Figuren viser utløpsturbiditet med hensyn på tid og forskjellen på god og dårlig koagulering. I tillegg viser figuren ulike stadier under modning, eventuelle støtbelastninger og gjennombrudd (Eikebrokk, 2012).



Figur 2-4: Normal filtersyklus med modning, stabil driftsfase, gjennombrudd og trykktap (Eikebrokk, 2012).

### 2.7.1 Modningsfase

Modningsfasen er fasen rett etter filterspyling. Da vil turbiditeten være høy i en periode, gjerne med en eller to turbiditetstopper, for så å gradvis avta. Høy turbiditet og lang modningsfase kan forekomme av tre hovedårsaker (Eikebrokk, 2012):

- Rester av løsnede partikler etter filterspyling
- Blanding av spylevann og råvann som gir dårlige koaguleringsforhold
- Dårlig absorberingsevne i filteret på grunn av lite metallhydroksid i filtermateriale

I modningsfasen produseres det ikke rent vann. Modningsvannet går enten til retur for resirkulering, eller til avløp så lenge utløpskvaliteten er for lav, dvs. så lenge turbiditeten er  $> 0,2$  FNU (Mattilsynets anbefalte grenseverdi, se kapittel 2.9). For å oppnå en forbedret hygienisk barriereeffekt brukes ofte  $< 0,1$  FNU som turbiditetsgrense i driftssammenheng (Sogn, 2009; Ødegaard et al., 2014). Modningsperioden vil normalt være på 10 – 60 minutter (Eikebrokk, 2012) eller under 10 % av filtersyklusen (Hem, 2020) hvis ikke under 60 minutter gir tilstrekkelig rensing. Siden det ikke produseres rentvann i denne perioden, er det et ønske om at modningsperioden skal være så kort som mulig for å øke kapasiteten på anlegget (Eikebrokk, 2012). Det er flere metoder for å redusere modningstiden. Det kan for eksempel gjøres ved å overdosere koagulant under modningstiden eller øke filterhastigheten i samme periode. Varigheten på modningstiden påvirkes av flere faktorer som forandringer i

filtermediet, tilbakespylingsprosessen, koagulerings effektivitet og koagulant, råvannets egenskaper eller eventuell reduksjon i filterets virkning (Eikebrokk, 2012; Amburgey, 2005)

### **2.7.2 Stabil driftsfase**

Etter modningsfasen og turbiditeten er under gitt verdi, er filteret i en stabil driftsfase. Vannproduksjonen vil i denne perioden normal være stabil og vannkvaliteten er jevnt god, men kan forstyrres ved økt filterbelastning eller spyling av parallelle filtre (Eikebrokk, 2012). Det er vannet i driftsfasen som leveres til forbruker. Driftsfasen er den lengste perioden i løpet av en filtersyklus, og varer så lenge turbiditeten er under 0,2 FNU (Mattilsynet, 2019), eventuelt en lavere turbiditet dersom dette er valgt av vannverket. Driftsfasen kan forlenges ved å redusere filterhastigheten og/eller lavere hydrauliskbelastning på filteret (Eikebrokk, 2012).

### **2.7.3 Gjennombrudd**

Ved gjennombrudd i filteret menes ofte turbiditetsgjennombrudd, det vil si når utløpsturbiditeten øker kraftig. Høy utløpsturbiditet kommer av oppbrukt lagringsevne og/eller adsorpsjonskapasitet. En annen måte å beregne sykluslengden på, er når trykkfallet over filteret overstiger dimensjonert trykkehøyde. Gjennombruddet kan forsinkes ved å redusere filterhastighet, redusere koagulantdose eller tilsette polymer (Eikebrokk, 2012; Ødegaard, 2014). Når gjennombrudd er nådd, vil en ny tilbakespyling settes i gang, og syklusen starter på nytt. Det er anbefalt å ikke ha en filtreringstid kortere enn 8 timer, for å unngå unødvendig slitasje på ventiler og pumper (Ødegaard et al., 2015).

### **2.7.4 Filterhastighet**

Den hydrauliske belastningen på filteret, også kjent som filterhastighet har stor påvirkning på lengden av driftssyklusen. Ved å øke filterhastigheten øker mengden produsert rent vann, men filtergjennombrudd vil oppnås tidligere. Ettersom avsetning av partikler og vannhastigheten gjennom filteret øker, vil skjærkreftene på partiklene bli gradvis større. Når skjærkreftene overstiger fastholdningskreftene på partiklene i filteret, er filtergjennombruddet påbegynt. Derfor anbefales det å holde vannmengden konstant eller avtagende for å redusere trykket på filtermediet, for å forlenge driftssyklusen (Eikebrokk, 2012; Amburgey, 2005).

### **2.7.5 Trykktap**

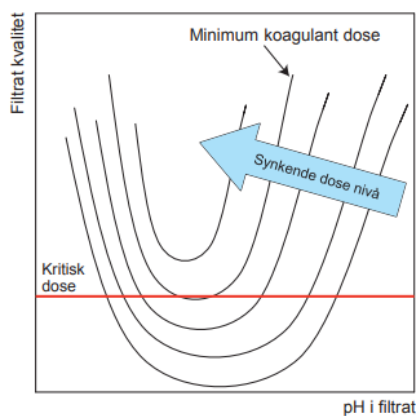
Over tid vil trykktapet over filteret øke på grunn av gjentetting av filteret, som vist i figur 2-4. En lineær økning viser at filteret er godt dimensjonert og tilpasset det aktuelle råvannet slik at hele filterdybden benyttes. Er økningen eksponentiell tyder det på dårlig utnyttning og kun

del av filteret er tatt i bruk. Det kan komme av sterke/store fnokker som har vanskeligheter med å trenge gjennom det øvre laget i filteret. Er det derimot en flat utvikling holdes ikke partiklene tilbake, som tyder på gjennombrudd (Eikebrokk, 2012).

## 2.8 KOAGULERINGSBETINGELSER

Når koagulering brukes til NOM-fjerning, er det konsentrasjonen av NOM i vannet som setter betingelsene for koaguleringen. For å oppnå gode koaguleringsforhold, må reduksjonen av NOM (80 – 90 %) og TOC (50 – 60 %) være tilstrekkelig, og rest-koagulant må være tilstrekkelig lav (< 0,1 – 0,15 mg Me/l) (Ødegaard, 2014). Ved sub-optimal koaguleringsdose og/eller pH kan reduksjonen i NOM og TOC være tilstrekkelig, selv om rest-koagulant er for høy.

Forholdet mellom pH, koaguleringsdose og filtratkvalitet, det vil si restfarge og rest-koagulant, er illustrert i figur 2-5. Kritisk dose, vist med den røde streken, er minimumsdosen av koagulant som skal til for å oppnå kravet til rest-koagulant. Her er pH-spennet smalt. Ved å øke dosen vil kvaliteten og pH-spennet øke, og driften av anlegget normal bli enklere (Ødegaard, 2014). For å gjøre anlegget mer mottagelig for endringer i råvannet, og enklere å drifte, er det normalt å dosere 25 % over kritisk dose for å øke pH-spennet (Eikebrokk, 2012).



Figur 2-5: Diagrammet viser sammenhengen mellom filtratkvalitet, pH og koagulantdose i kontaktfiltreringsanlegg (Eikebrokk, 2012).

## 2.9 KRAV TIL RENSEEFFEKT I KOAGULERING

Som nevnt, er det drikkevannsforskriften som setter bestemmelser knyttet til rensekraft og sikker levering av trygt drikkevannet, for å sikre forbrukers helse. Det er fastsatte tiltaksgrenser og grenseverdier for å sikre at turbiditet, farge, lukt og smak er akseptabel for



forbruker og uten «unormal endring». Forskriften anbefaler at farge ikke bør overskride 20 mg Pt/l og turbiditet bør ligge under 1 FNU (Drikkevannsforskriften, 2017)

I drikkevannsforskriften kreves det at vannbehandlingsanlegget har et tilstrekkelig antall hygieniske barrierer for å sikre et helsemessig trygt drikkevann. I tillegg til de spesifikke grensene for renseparametere, har Mattilsynet en faglig veiledende grense for viktige parametere, når et koaguleringsanlegg benyttes i vannbehandlingen. Normalt når parameterne holdes under de anbefalte grensene, kan koagulering brukes som en hygienisk barriere, se tabell 2-1 (Mattilsynet, 2019; Drikkevannsforskriften, 2017).

*Tabell 2-1: Veiledende grenseverdier for ulike parametere (Mattilsynet, 2019).*

<b>Parameter</b>	<b>Grenseverdi</b>
Farge	< 5 mg Pt/l
Turbiditet	< 0,2 FNU
Restmetall	< 0,15 mg/l
Organisk materiale	< 3 mg C/l

Før drikkevannsforskriften ble endret i 2017 var det forskjellige anbefalinger til farge i rentvannet ut fra type koagulant som ble brukt. Anbefalingen om < 5 mg Pt/l gjelder bruk av metallbasert koagulant som aluminium og jern, andre godkjente koagulanter er anbefalt et fargetall < 10 mg Pt/l står det i Vannrapport 127 (Andersen, 2016). Veiledningen til drikkevannsforskriften har endret til anbefalt fargetall < 5mg Pt/l for alle koagulanter for tilstrekkelig barrierevirkning ved koagulering og filtrering.

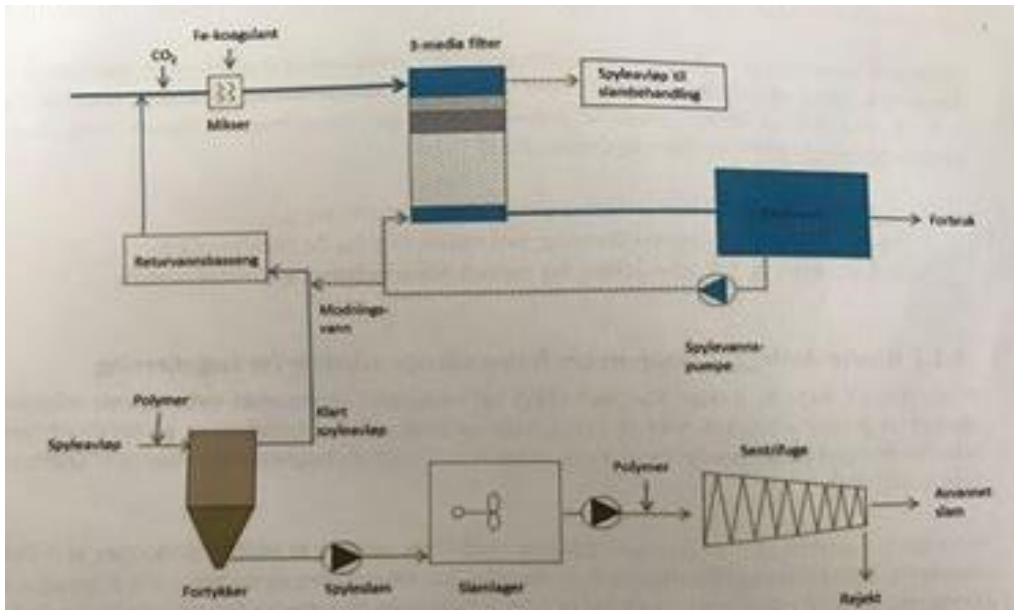
En hygienisk barriere er definert som: «en naturlig eller konstruert hindring eller tiltak som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre mikroorganismer, eller som fortynner, fjerner eller omdanner kjemiske stoffer til et nivå hvor de ikke lenger utgjør en helserisiko» i drikkevannsforskriften (Drikkevannsforskriften, 2017). Ved kildebeskyttelse og vannbehandling, vil det til sammen gi tilstrekkelig med hygieniske barrierer. I Norsk Vann sin rapport «Veiledning i mikrobiell analyse (MBA)» benytter Ødegaard med flere (2014) ofte strengere grenseverdier enn anbefalingene fra Mattilsynet i sine beregninger. Rapporten benytter en fargereduksjon på minst 70 % og turbiditet under 0,1 FNU i minst 90 % av tiden, i flere av sine beregninger. Resultatene i rapporten tilsier at det gir en større hygienisk barriere enn grenseverdiene satt av Mattilsynet (Ødegaard et al., 2014; Mattilsynet, 2019).

## 2.10 MOLDEPROSESSEN

Moldeprosessen er et koagulerings/kontaktfiltreringsanlegg med et tremedia-filter, som består av et sandlag over en dyp alkalisk masse, 1,5 – 3 meter. Denne prosessen kombinerer fjerning av organisk stoff og korrosjonskontroll i ett filter. Det gir fordeler i både vannbehandling og korrosjonskontroll når det kommer til plassbehov, at det unngås omfattende tilsetting av filterkalk og god kontroll på restmetall. Siden metallrest fra koagulant skilles ut som metallhydroksid i det alkaliske filteret, på grunn av gunstige pH-forhold i kalsiumkarbonatet (Eikebrokk, 2012).

Moldeprosessen er bygget opp av et tremedia-filter med et dysesystem i støttelaget, til tilbakespyling. Det øverste filterlaget er antrasitt eller filtralite, et grovkornet materiale med lav egenvekt. Midtlaget består av finkornet filtersand av kvarts med kalsiumkarbonat som nederste laget. Figur 2-6 viser en prinsippskisse av moldeprosessen (Brandt & Ording, 2014). Jernklorid har lav fellings-pH og er i seg selv en sur blanding. Derfor trenges det normalt ikke annen form for pH-justering. For å øke alkaliteten, kan det brukes CO<sub>2</sub> før koaguleringen for korrosjonskontroll (Brandt & Ording, 2014).

Det er over 40 anlegg som bruker Moldeprosessen rundt om i Norge i dag. Navnet kommer fra de første pilotforsøkene gjort på vannverket i Molde i 1991/92 hvor denne prosessen ble testet ut, selv om det første anlegget i bruk var i Tingvoll kommune (Ording, 2011). Frem til i dag er det kun gjort små endringer av kjemikaliedosering og filtermassen, uten at det grunnleggende i prosessen har blitt forandret. Siden Moldeprosessen er både robust, og enkel i drift, egner prosessen seg for små og store anlegg. Det minste anlegget basert på Moldeprosessen ligger i Røst kommune, med drift på 15 l/s og det største anlegget er Svartediket vannbehandlingsanlegg i Bergen, med en drift på 925 l/s (Ording, 2011; VA-nytt, 2019).



Figur 2-6: Prinsippskisse av et anlegg basert på Moldeprosessen (Brandt & Ording, 2014).



## 3 BESKRIVELSE AV PILOTANLEGGET

### 3.1 RÅVANN

Råvannet blir hentet fra Holsfjorden, en sidegren fra Tyrifjorden. Råvannet blir pumpet opp fra 50 meters dyp fra Toverud til Kattås-anlegget, gjennom en overføringstunnel.

Ved ugunstig vindpåvirkning av nordavind på sprangsjiktet, er det opplevd vipping av sjiktet, som medfører at overflatevann er observert på inntaket. Overflatevannet gir endringer i råvannskvalitet, spesifikt endringer i turbiditet og temperatur. Med et dyptgående basseng, med største dybde på 295 meter, og fordi Tyrifjorden har et stort nedbørsfelt med store fjellområder, regnes Holsfjorden for å være en god og stabil kilde med lang oppholdstid (se tabell 3-1). I 2013 ble fargetallet målt til 19 mg Pt/l og med klimaendringer og lengre vekstsesong, er maks fargetall estimert til 27 mg Pt/l i 2040 (Brandt & Ordning, 2014).

Tabell 3-1: Fysisk og kjemisk kvalitet på råvannet tatt ved Toverud i 2013 (Brandt & Ordning, 2014).

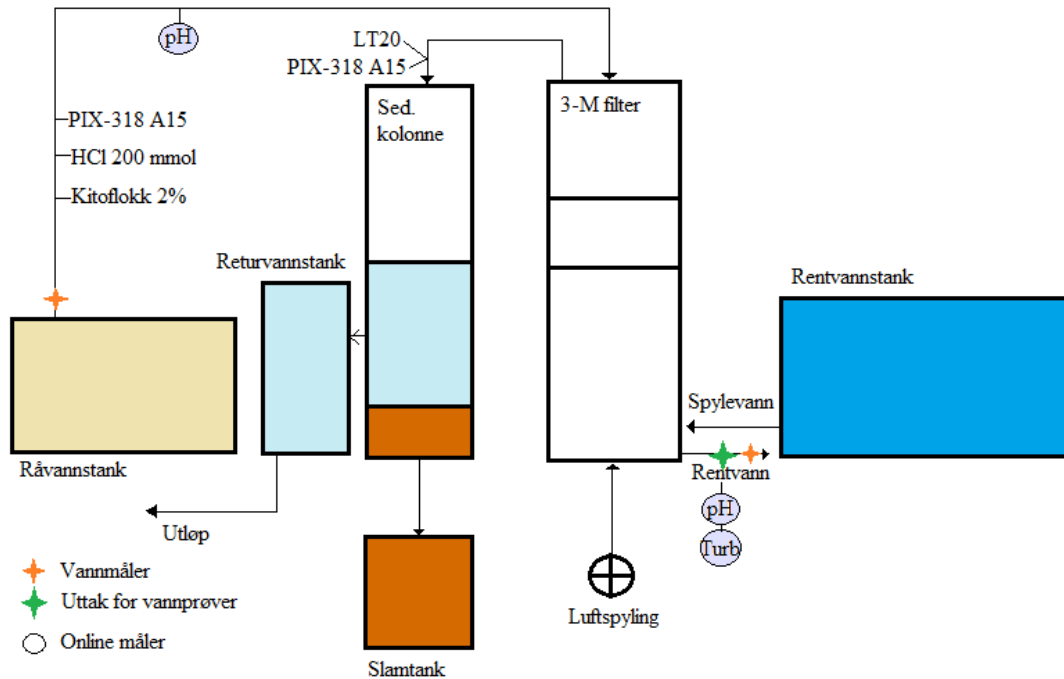
Parameter	Antall målinger	Middelverdi ± std. avvik	Variasjonsbredde
pH	53	7,03 ± 0,05	6,88 – 7,14
Turbiditet	52	0,39 ± 0,06 FNU	0,35 – 2,44
Fargetall	53	19,0 ± 0,9 mg Pt/l	16,5 – 21
Konduktivitet mS/m	52	4,05 ± 0,06	3,90 – 4,17
SSK, UV-abs/m	52	12,1 ± 0,6 abs/m	11,4 – 15,1
% UV-trans. 1 cm	52	75,7 ± 1,0 % /cm	70,6 – 76,9
Alkalitet*	-	0,27 mmol/l	
Lukt	33	Ingen	

\*Kilde: (Asker og Bærum vannverk IKS, 2020)

### 3.2 PILOTANLEGGET

Pilotanlegget på Kattås er basert på koagulering eller kontaktfiltrering. Anlegget er helautomatisert med mulighet for manuell styring. Utformingen på anlegget og prøvetakningspunkter for uttak av vannprøver er vist i figur 3-1. Råvannet fra Holsfjorden overføres til en råvannstank. Råvannet overføres deretter i en ledning fra råvannstanken til filterkolonnen, her tilsettes koagulant og saltsyre (til pH-justering). Vannet renner så ut av filterbunnen og fyller opp rentvannstanken. Syretilsetningen bestemmes av et pH-meter på

overføringsledningen, for å oppnå ønsket koagulerings-pH etter tilsatt koagulant. Gjennom de tre online-målerne før og etter filterkolonnen forsvinner noe vann.



Figur 3-1: Prinsippsskisse av pilotanlegget på Kattås. Doseringspunkter for koagulant, polymer og pH-justering er vist i figuren. Det samme er online-målere for pH og turbiditet, vannmåler og uttakspunktet for vannprøver.

Ved spyling brukes rentvannet til tilbakespyling, og renner i overløp til sedimenteringskolonnen. I overløpet tilsettes PIX-318 A15 og polymer for å effektivisere sedimenteringsprosessen. Etter tilstrekkelig oppholdstid i sedimenteringskolonnen, pumpes 5 eller 10 liter (5 ved bruk av kitoflokk og 10 ved bruk av PIX-318 A15 i anlegget) over til slamtanken og resten til returvannstanken. Modningsvannet fra filterkolonnen overføres til returvannstanken, de første 90 minuttene av filtersyklusen. Resten av vannet fra rentvannstanken som ikke brukes som spylevann og returvannet går gjennom et filter for fjerning av lakseparasitter, før det slippes ut i naturen.

### 3.3 FILTERKOLONNE

Pilotanlegget består av en filterkolonne. Filteret består av et støttelag av grus, over ligger det filterkalk, deretter filtersand med filtralite på toppen. Utformingen og kornstørrelsene er vist i figur 3-2 og målene for filterkolonnen er oppgitt i tabell 3-2. Filtralite og kvartssand skal fjerne partikler og andre forurensninger i vannet, det nederste laget består av kalsiumkarbonat som fungerer som korrosjonskontroll og holder tilbake eventuelt rest-jern, i de forsøkene der PIX-318 (jernklorid) er brukt som koagulant. Etter gjennomkjøringer med vann og underveis i forsøket kan filtralite- og sandlaget ha blitt komprimert, og kalsiumkarbonaten blitt brukt opp. Målene i figur 3-2 kommer fra fylling av filterkolonnen, ikke fra underveis i forsøkene. Det gir en liten forskyvning i type filtermasse ved trykkmålepunktene.

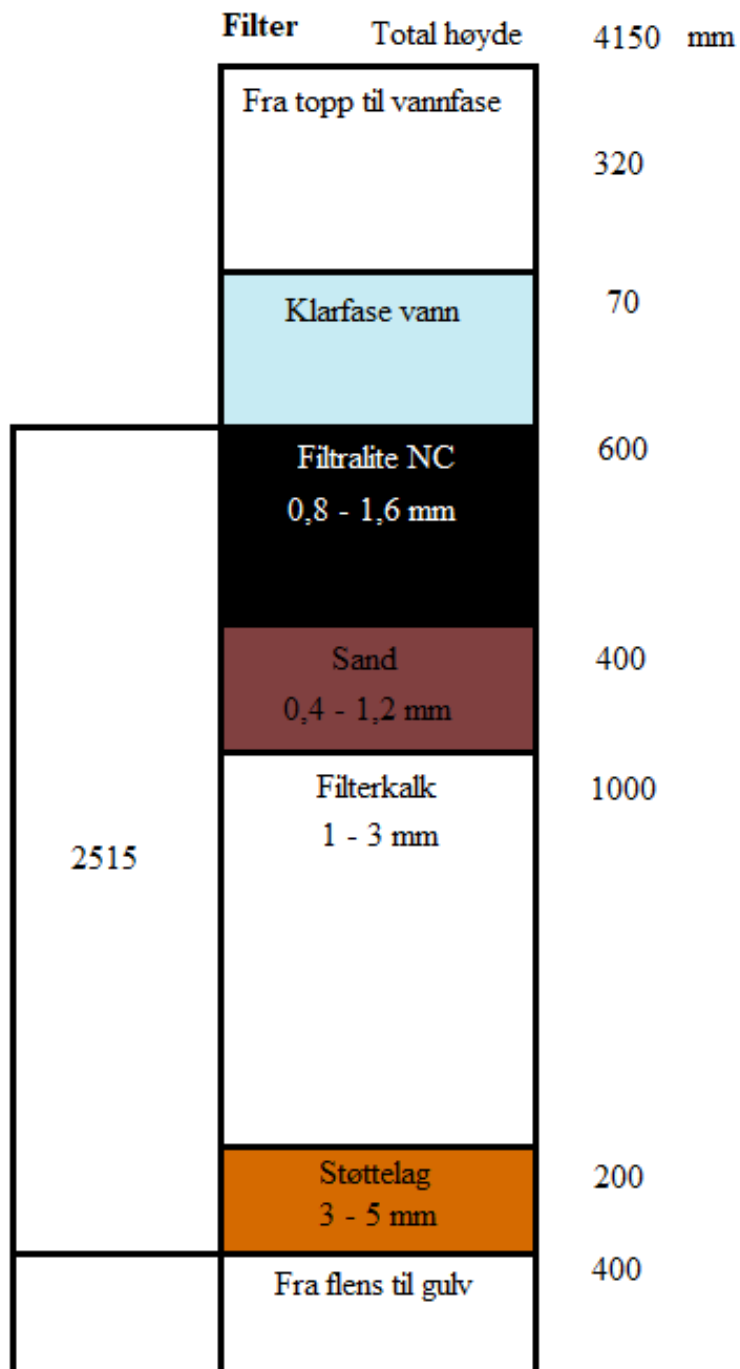
Tabell 3-2: Mål på filterkolonnen (Bjerke, 2020).

Indre diameter	290 mm
Filterhøyde	2515 mm
Areal	6,6 dm <sup>2</sup>

Ved å undersøke trykktapet på ulike nivåer i filtermassen, kan det bestemmes hvilken del av filtermassen som holder tilbake partiklene. På denne måten kan det undersøkes om filteret er godt dimensjonert. Tabell 3-3 viser plasseringen av 11 trykkmålere plassert jevnt over filtermassen.

Tabell 3-3: Viser plassering av trykkmålere i filtermassen. Målt fra bunn av kolonnen (Bjerke, 2020).

Trykkmåler	Fra bunn av kolonne (cm)
12	208
11	188
10	168
9	148
8	128
7	108
6	88
5	68
4	48
3	28
2	8



Figur 3-2: Prinsippskisse for oppbygning av filteret brukt i Moldeprosessen (Bjerke, 2020).

Gjennom forsøkene er det produsert vannmengde til rentvannsbassenget på ca. 3,5 l/min. I online-instrumentene er det forsvunnet 0,84 l/min vann, hvor kun 0,62 l/min har belastet filteret. Filterbelastningen blir derfor på ca. 3,0 m/t.



## **3.4 KOAGULANT OG KJEMIKALIER**

### **3.4.1 Jernbasert koagulant**

I referanseforsøkene er det brukt PIX-318 A15 (jernkloridsulfat) som koagulant, levert av Kemira Chemicals AS. For en optimal koaguleringskonsentrasjon for dosering av PIX-318 A15 fortynnes løsningen med milliporevann (1:1). Det blandes 1 liter milliporevann og 1 liter PIX-318 A15 i en målekolbe. Ved utføringen av forsøkene står koagulanten under konstant røring på en magnetrører. Doseringpumper doserer ønsket mengde, dette styres automatisk i styringssystemet.

For mer informasjon henvises til produktets datablad (Kemira, 2016).

### **3.4.2 Kitosan-basert koagulant**

I forsøkene er det benyttet Kitoflokk levert av Teta Vannrensing. Kitoflokk står på Mattilsynets liste over godkjente kjemikalier til vannrensing. I utblandingen av koagulanten benyttes saltsyre (HCl) siden kitoflokk er svært tungløselig i vann, se kapittel 2.4.1.

Oppskriften på utblandingen av koagulanten i dette forsøket er hentet fra Teta. 100 gram kitoflokk blandes ut i 5 liter milliporevann. Pulveret tilsettes under sakte omrøring, før hastigheten økes. Når blandingen er homogen, tilsettes 50 ml HCl 35 % ved rolig omrøring. Deretter skal blandingen røres i minst 30 minutter (til alt av kitosan er oppløst). Blandingene har en holdbarhet på ca. en uke, og byttes etter behov.

Under Jar-testene ble det laget en ny nedskalert mengde koagulant til hver forsøksdag. pH i blandingen er målt til 1,65.

For mer informasjon henvises til produktets datablad (Teta vannrensing, u. å.).

### **3.4.3 Polymer**

Magnafloc LT20 (nonionisk) blir brukt som polymer for å fremskynde sedimenteringsprosessen i fortykkeren. Blandingene består av 1,5 gram polymerpulver og 1 liter milliporevann og røres til blandingen er helt oppløst, helst ett døgn. Gjennom forsøkene er dosen satt til 0,5 mg/l gjennom PLS-systemet, og dosert automatisk av en membranpumpe. Vigdis Bjerke, ABV IKS, utførte arbeidet med polymer.

For mer informasjon henvises til produktets datablad (O-BASF, 2013).

### 3.4.4 pH-justering

For å oppnå ønsket fellings-pH ble det brukt HCl 35%. Ønsket konsentrasjon av saltsyre er 200 mmol/l, det oppnås ved å blande ut 830 ml HCl i 50 liter springvann. Dosering av saltsyre ble styrt automatisk. Det var utfordringer med å oppnå ønsket pH med styringssystemet. Det ble løst med noen endringer i styringssystemet, se vedlegg D: *pH-justering* for endringer.

For mer informasjon henvises til produktets datablad (Merck KGaA, 2020).

## 3.5 SPYLING AV FILTERET

Tilbakespylingsprosessen av filteret blir bestemt etter innstillinger i pilotens styringssystem og vist i tabell 3-4. I forsøkene har innstillingene om nedsenkning, luftspyling, vannspyling og modningstid vært konstant både for bruk av jern- og kitosan-basert koagulant, mens driftstiden har variert ut fra koagulant og dosering. Driftstid er tiden det tar fra filterspyling til fortetting av filteret, altså at vannmengden ut av filteret minker fordi trykktapet blir for høyt.

Tilbakespyling er i tillegg brukt for å sikre at utførte forsøk ikke påvirkes av nye forsøk, for eksempel ved bytte av dosering. Derfor er filteret spylt før nye endringer og nye forsøk ble gjennomført.

Tabell 3-4: Spyleprosessen til filteret.

Prosess	Lengde	Mengde
Nedsenkning	3,35 → 2,60 m	
Luftspyling	180 sek	
Vannspyling	270 sek	72,00 l/min
Modningstid	90 min	

## 3.6 VANNPRØVER

Vannprøvene under forsøkene med kitosan, ble tatt for å dokumentere vannkvalitet på rentvannet. Vannprøvene ble tatt i stabil driftstid, det vil si uten betydelig trykktap over filterkolonnen og under 0,1 FNU i turbiditet, hentet fra styringssystemet. Ved enkelte unntak

er prøven tatt etter fortetting eller med for høy turbiditet. Vannprøven er tatt fra ferdigrenset vann og analysert for farge på det lokale laboratoriet på Kattås av forfatter.

Beskrivelse av utførelse og online instrumenter er videre utdypet i Vedlegg B: *Vannanalyser og laboratorieutstyr* og Vedlegg C: *Online instrumenter*.

### 3.7 JAR-TEST

Jar-test brukes til å studere koagulerings- og flokkuleringsprosessen i laboratoriet, se figur 3-3. Det gjøres ofte Jar-tester for å undersøke et startpunkt til forsøk i større omfang. Jar-test består av f.eks. flere begerglass med vann. Deretter tilsettes ønsket dose koagulant og eventuell pH-justering, før vannet røres kraftig. Etter ønsket lengde (eks. 1 min) senkes hastigheten på omrøringen for flokkulering. Til slutt stoppes røringen og de dannede partiklene får sedimentere, før vannprøven tas fra klarvannet øverst i begerglassene og analyseres. Vannprøvene kan analyseres for farge, pH og turbiditet.



Figur 3-3: Bilde fra Jar-test oppsettet brukt i forsøkene (foto: forfatter).

## 4 GJENNOMFØRING AV PILOTFORSØK

---

### 4.1 FORMÅL

Formålet med arbeidet med piloten var å kartlegge om bruk av kitosan som koagulant er like effektiv som PIX-318 A15 til fargefjerning og undersøke sammenhengen mellom koagulantdosering, koagulerings-pH og fargetall, og modningstid sammenlignet med driftstid. Vannmengden gjennom filteret og spylevann er fastsatte mengder. Derfor ble det gjort følgende målinger:

- sammenligne fargetall, koagulerings-pH og rentvann-pH
- undersøke driftstid og modningstid ved ulike koagulantdosering og fellings-pH
- korrosjonskontrollparametere (pH, farge) ved ulik dosering

### 4.2 METODE

#### 4.2.1 Råvann

Resultatet av råvannskvalitet er hentet fra analysene gjort i sammenheng med Jar-testene. Disse resultatene er brukt ved sammenligning av rentvannet etter rensing med både PIX-318 A15 og kitosan. Fargetallet på råvannet kan være noe lavere, online-målinger gjort av ABV gir normalt et fargetall på 17 (Bjerke, 2020). Målinger gjort i samme pilotanlegg i 2019 gir et gjennomsnittlig fargetall på 18,57 med standardavvik 0,9 (Teigset, 2019).

#### 4.2.2 Jar-test

For å undersøke doseringsmengde av kitosan til pilotforsøkene, er koaguleringsprosessen undersøkt i Jar-tester på laboratoriet. I forsøket ble det brukt 6 begerglass (1 liter) i en regulerbar omrører Stuart Flocculator SW6. Forsøkene ble gjort med 3 ulike doseringer med duplikat, og hovedsakelig med pH-justert råvann. Det er gjort et forsøk uten pH-justering for å bli kjent med forsøksprosedyren. Samme fremgangsmåte er benyttet med PIX-318 A15 som referanse. Denne fremgangsmåten er nok ikke egnet for jernbaserte koagulanter, da turbiditet og fargetall er litt høyt. Fremgangsmåten var denne (Sveine, 2020):

- Begerglassene fylles med 1 liter vann, ferdig pH-justert
- Ønsket mengde koagulant tilsettes (0,1, 0,15, 0,2, 0,25 eller 0,3 ml/l)

- Blandingen omrøres i 30 sekunder på 295 rotasjoner pr. minutt (rpm)
- Hastigheten senkes til 50 rpm i 5 minutter
- Etterfulgt av 60 minutter sedimentasjonstid
- Deretter tas en vannprøve ut (ca. 1 cm fra vannoverflaten) med en liten sprøyte.
- Vannprøven testes så for pH, turbiditet og farge (se Vedlegg B: *Vannanalyser og laboratorieutstyr* for utdypende beskrivelse)

#### **4.2.3 pH-justering**

Råvannet har en gjennomsnittlig pH på 7,06 med standardavvik på 0,28. Det ble benyttet en saltsyreløsning på 200 mmol for å justere pH på råvannet. Det ble tilsatt 1,52 – 2,28 ml (avhengig av ønsket pH) syreløsning pr. liter vann i en vannbeholder med 7 liter vann, det er for å sikre lik pH gjennom hvert forsøk. pH er målt før og etter tilsetning av koagulant, for å se pH-reduksjon ved tilsetning av koagulant.

#### **4.2.4 Forsøk med jern**

Første periode med forsøk ble utført med PIX-318 A15 som koagulant. Filteret er driftet på normalt vis, med en driftstid på 60 timer før tilbakespyling. Første del av perioden med PIX-318 A15 som koagulant ble brukt til å finne ønsket tilbakespyling og lengde på driftstiden. I denne perioden er det registrert modningstid og driftstid på filtersyklusene for å kunne sammenligne verdiene med bruk av kitosan som koagulant. Helt til slutt i perioden ble det montert trykkmålere på filterkolonnen. Det ble gjort for å kartlegge hvor i filteret det er størst trykktap gjennom filtersyklusen.

#### **4.2.5 Kitosan**

Før perioden med kitosan som koagulant ble gjennomført, ble hele anlegget rensert med syre og filtermassen byttet ut. Deretter ble anlegget kjørt med kun vann i ca. 6 dager. Gjennomkjøringen med vann ble gjort for å få spylt vekk marmorstøv og andre små partikler ut av filteret. Forsøket begynte med en kitosandose på 4 mg/l ut fra resultatene i Jar-testene. Deretter ble fellings-pH justert for å prøve å forkorte modningstiden. Forsøkene ble gjort med pH i spekteret 4,9 – 5,6.

Deretter ble det gjort forsøk med ulike kitosan dosering. I løpet av en filtersyklus ble det registrert modningstid, pH-nivå, driftstid og trykktapet gjennom filteret. Under stabil driftsperiode tas det en vannprøve for å undersøke fargefjerning. Piloten ble kjørt med kitosandose fra 1,5 mg/l – 5,0 mg/l.

Ved beregning av fargereduksjon er det tatt utgangspunkt i råvannsmålingene fra Jar-testene, gjennomsnittlig fargetall er målt til 20, med standardavvik 2,45.

#### **4.2.6 Modningstid**

Online-målinger tar konstant prøver der resultatene plottes som grafer i datasystemet, her ble turbiditet, koagulerings- og rentvanns-pH målt. Rett etter spyling er turbiditetsnivået på sitt høyeste og det produseres ikke rent vann før turbiditeten synker til et akseptabelt drikkevannsnivå (kapt. 2.9). Derfor er det undersøkt hvor lang tid det tok før nivået er under 0,2 FNU. I tillegg ble det sammenlignet med turbiditetsnivå under 0,1 FNU, ønsket av ABV. Alle verdiene er registrert i pilotens datasystem og ligger inne som grafer. Tallene er beregnet fra spylingen er ferdig til ønsket turbiditetsnivå. I dette forsøket er det ønskelig å oppnå en modningstid under 10 % av filtersyklusen.

#### **4.2.7 Driftsfase**

I oppgaven er driftsfase beregnet ut fra lengden på syklus subtrahert modningstiden. I forsøkene er syklusen tiden fra spylingene er over til filteret har gått tett eller gjennombrudd. Enkelte forsøk er avsluttet før gjennombrudd eller tett filter, på grunn av for lang modningstid.

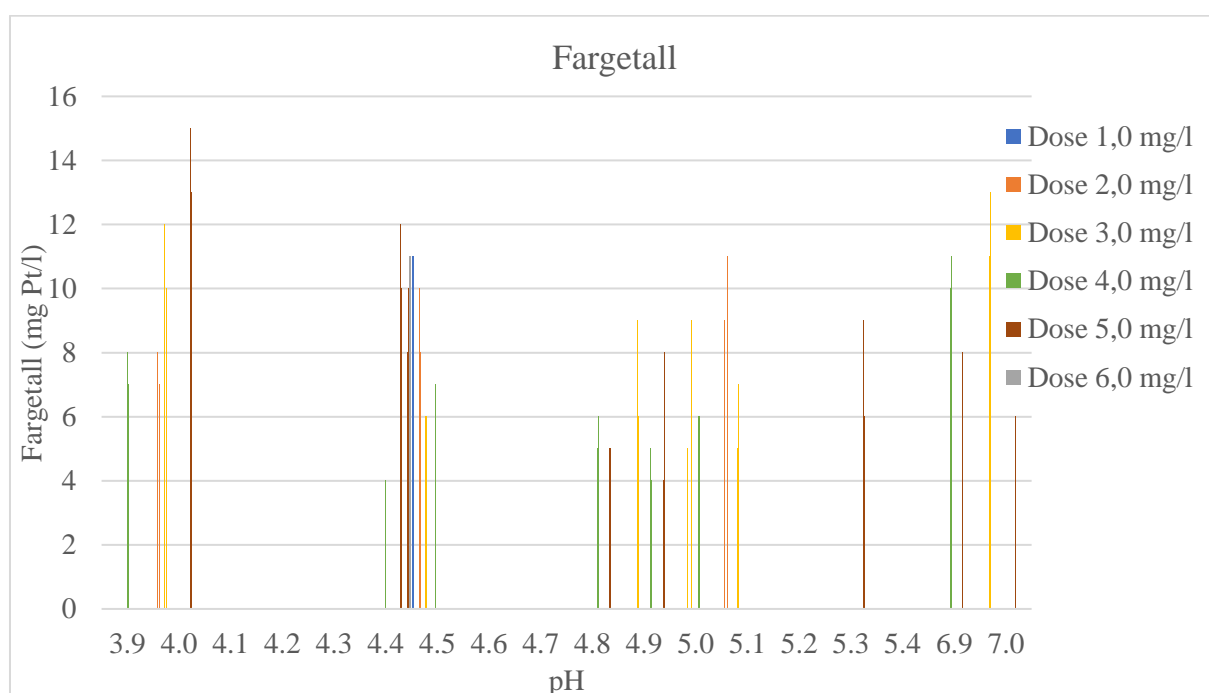
#### **4.2.8 Vannprøver**

Vannprøvene er tatt ut fra prøvepunktet markert i figur 3-1, under stabil driftsfase. Vannprøvene ble analysert for farge på det lokale laboratoriet av forfatteren (se Vedlegg B: *Vannanalyser og laboratorieutstyr* for utdypende beskrivelse av analysemetode). Turbiditet, koagulerings- og rentvanns-pH er lest av i grafer fra pilotens styringssystem.

## 5 RESULTATER

### 5.1 JAR-TEST

Figur 5-1, tabell 5-1 og 5-2 viser målte parametere fra Jar-testene utført med ulik kitosandose. Figur 5-1 viser målt fargetall, mens tabell 5-1 viser fargereduksjon etter gjennomført Jar-test. Tabell 5-2 viser turbiditet etter reaksjon, hvor råvannet har gjennomsnittlig turbiditet på 0,322 FNU med standardavvik 0,040.



Figur 5-1: Fargetall ved ulike pH og dosering av kitosan.

Figur 5-1 viser stor spredning i fargetall, i område 4 – 15 mg Pt/l. Diagrammet viser høye fargetall ved høy dosering (> 5,0 mg/l) og lav dosering (< 2,0 mg/l). Lavest fargetall er ved kitosandose 3,0 og 4,0 mg/l i pH-område 4,4 – 5,1.

Tabell 5-1: Tabellen viser fargereduksjonen (%) ved ulike pH og dosering av kitosan.

Fellings-pH										
3.9	4.0	4.4	4.5	4.8	4.9	5.0	5.1	5.3	6.9	7.0
Dose - 1,0 mg/l										
-	-	-	-	48	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	48	-	-	-	-	-	-
Dose - 2,0 mg/l										
-	62	-	52	-	-	-	57	-	-	-
-	67	-	62	-	-	-	48	-	-	-
Dose - 3,0 mg/l										
-	43	-	71	-	50	76	67	-	-	27
-	52	-	71	-	67	57	76	-	-	13
Dose - 4,0 mg/l										
67	-	81	67	72	76	71	-	-	33	-
62	-	-	-	67	81	71	-	-	27	-
Dose - 5,0 mg/l										
-	35	62	-	72	81	-	-	61	47	60
-	43	52	-	72	62	-	-	74	-	-
-	-	48	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	57	-	-	-	-	-	-	-	-
Dose - 6,0 mg/l										
-	-	48	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	48	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 5-1 viser fargereduksjon i et bredt spekter, fra 13 til 81 %. Tabellen viser størst fargereduksjon med dosering 4,0 og 5,0 mg/l og lavest fargereduksjon ved lav (1,0 mg/l) og høy dose (6,0 mg/l), i tillegg til testen av forsøksoppsettet med pH 6,9 og 7,0.

Tabell 5-2 viser høyere partikkelinnhold med kitosandose 2,0 og 3,0 mg/l, med unntak av resultatene fra testen av forsøksoppsettet som er høyere ved pH 6,9 og 7,0. Dose 4,0 og 6,0 mg/l gir lavest turbiditetsverdier.



Tabell 5-2: Tabellen viser turbiditet (FNU) ved ulike pH og dosering av kitosan. Gjennomsnittlig turbiditet på råvannet er målt til 0,322 FNU med standardavvik. på 0,040.

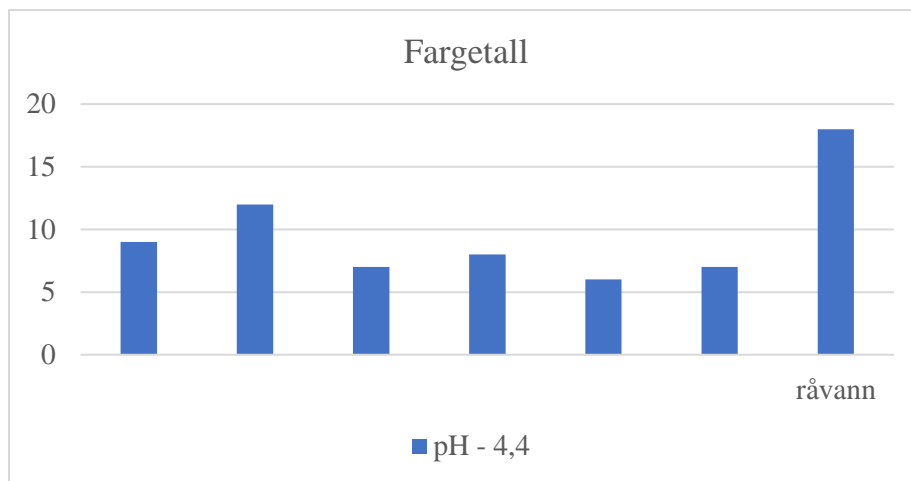
Fellings-pH										
3.9	4.0	4.4	4.5	4.8	4.9	5.0	5.1	5.3	6.9	7.0
Dose - 1,0 mg/l										
-	-	-	-	0.58	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	0.63	-	-	-	-	-	-
Dose - 2,0 mg/l										
-	0.70	-	0.78	-	-	-	0.87	-	-	-
-	0.69	-	0.85	-	-	-	0.87	-	-	-
Dose - 3,0 mg/l										
-	0.45	-	0.55	-	0.86	0.83	0.90	-	-	1.5
-	0.40	-	0.50	-	0.88	0.83	0.83	-	-	1.2
Dose - 4,0 mg/l										
0.40	-	0.43	0.49	0.59	0.39	0.55	-	-	2.2	-
0.37	-	-	-	0.56	0.51	0.50	-	-	1.9	-
Dose - 5,0 mg/l										
-	0.45	0.36	-	0.45	0.36	-	-	0.52	3.4	2.2
-	0.46	0.36	-	0.43	0.38	-	-	0.54	-	-
-	-	0.44	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	0.40	-	-	-	-	-	-	-	-
Dose - 6,0 mg/l										
-	-	0.35	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	0.35	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 5-3 og figur 5-2 viser målte verdier ved bruk av PIX-318 A15 i Jar-testen. Alle seks prøvene er gjennomført samtidig og med lik dosering i Jar-test, før de ble analysert på laboratoriet. I dette forsøket er turbiditeten på råvannet målt til 0,33 FNU, råvanns-pH er målt til 7,2 og fargetallet er målt til 18 mg Pt/l.

Tabell 5-3 viser fargereduksjon i spennet 33 – 67 % og høye turbiditetsverdier. Figur 5-2 viser store forskjeller i fargetall mellom 6 og 12 mg Pt/l med likt utgangspunkt i alle forsøkene.

Tabell 5-3: Tabellen viser koagulerings-pH, fargereduksjon (%) og turbiditet (FNU) ved bruk av PIX-318 A15.

	Dose – 3,0 mg Fe/l					
<b>Koagulerings-pH</b>	4,47	4,46	4,48	4,45	4,45	4,42
<b>Fargereduksjon (%)</b>	50	33	61	56	67	61
<b>Turbiditet</b>	2,9	2,8	2,8	2,8	2,8	2,7



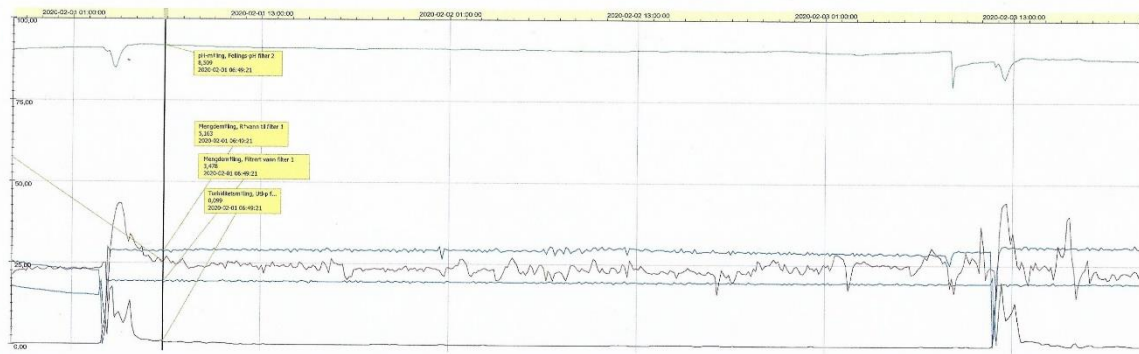
Figur 5-2: Fargetall (mg Pt/l) ved bruk av PIX-318 A15.

## 5.2 FORSØK MED JERN

Figurene 5-2 – 5-4 viser en normalsyklus med bruk av PIX-318 A15 i piloten, fra en spyling til den neste (vist i de ulike kurvene). Kurvene i figurene vises som funksjon av tid og viser:

- rentvanns-turbiditet (svart graf)
- vannmengde inn på filteret (mørkeblå graf, inkluderer vannmengden som forsvinner ut av pH-meteret før filteret)
- koagulerings-pH (brun graf, kalt fellings-pH filter 1)
- rentvanns-pH (grønn graf, kalt fellings-pH filter 2)
- vannmengde ut av filteret (lysere blå graf, ikke inkludert vannmengden som forsvinner ut av turbidimeteret og pH-meteret etter filter)
- trykkmåler 2 – 12 (de resterende fargene på grafene)

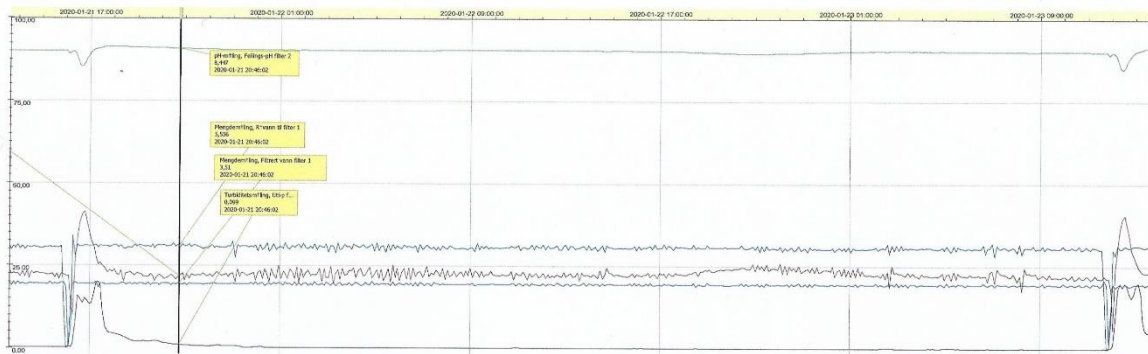
Forskjellen i vannmengdene skyldes vannmengdene som forsvinner ut av turbidimeteret og begge pH-meterne. Allikevel vi grafene godt vise hvordan prosessen fungerer. Måleenheten l/s i kolonnen «units» er ikke korrekt, vannmengden inn og ut av filteret er målt i l/min.



Legend

Name	Start	End	Duration	Scale	Units	Min	Max	Avg	Std Deviation
Turbiditetsmåling, Utb-p filter 1	2020-01-31 21:08:33	2020-02-03 21:08:33	3d 00:00:00	0,00 - 10,00	FNU	0,001	2,00	0,076	0,236
Mengdemåling, Rtvann til filter 1	2020-01-31 21:08:33	2020-02-03 21:08:33	3d 00:00:00	0,00 - 18,00	l/s	0,00	5,657	5,139	0,538
pH-måling, Fellings-pH filter 1	2020-01-31 21:08:33	2020-02-03 21:08:33	3d 00:00:00	3,00 - 9,00	pH	3,75	5,659	4,464	0,217
pH-måling, Fellings-pH filter 2	2020-01-31 21:08:33	2020-02-03 21:08:33	3d 00:00:00	3,00 - 9,00	pH	7,796	8,524	8,417	0,084
Mengdemåling, Filtrert vann filter 1	2020-01-31 21:08:33	2020-02-03 21:08:33	3d 00:00:00	0,00 - 18,00	l/s	0,553	3,899	3,442	0,235

Figur 5-3: Viser en normalsyklus ved bruk av PIX-318 A15 som koagulant, dato 1.02.2020.



Legend

Name	Start	End	Duration	Scale	Units	Min	Max	Avg	Std Deviation
Turbiditetsmåling, Utb-p filter 1	2020-01-21 13:38:19	2020-01-23 13:38:19	2d 00:00:00	0,00 - 10,00	FNU	0,00	2,00	0,114	0,365
Mengdemåling, Rtvann til filter 1	2020-01-21 13:38:19	2020-01-23 13:38:19	2d 00:00:00	0,00 - 18,00	l/s	0,00	6,127	5,433	0,593
pH-måling, Fellings-pH filter 1	2020-01-21 13:38:19	2020-01-23 13:38:19	2d 00:00:00	3,00 - 9,00	pH	3,356	5,48	4,378	0,173
pH-måling, Fellings-pH filter 2	2020-01-21 13:38:19	2020-01-23 13:38:19	2d 00:00:00	3,00 - 9,00	pH	8,088	8,484	8,412	0,041
Mengdemåling, Filtrert vann filter 1	2020-01-21 13:38:19	2020-01-23 13:38:19	2d 00:00:00	0,00 - 18,00	l/s	0,001	3,761	3,481	0,229

Figur 5-4: Viser en normalsyklus ved bruk av PIX-318 A15 som koagulant, dato 21.01.2020.

Tabell 5-4 viser gjennomsnitt og standardavvik for målt fargetall og pH under renseprosessen ved bruk av PIX-318 A15. Tabellen viser i tillegg fargetall på råvannet for sammenligning.

Fargetall i rentvann med bruk av PIX-318 fra tabell 5-4 gir en fargereduksjon på 88 %.

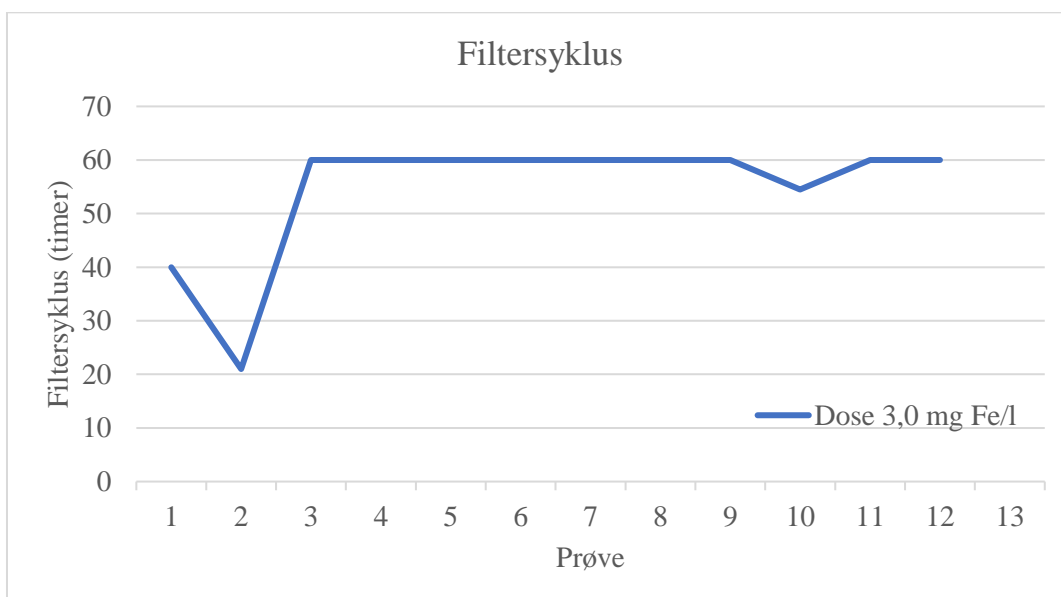
Tabellen viser i tillegg pH i råvannet, rentvann og koagulerings-pH.

Tabell 5-4: Gjennomsnitt og standardavvik for fargetall (målt på laboratoriet) og pH (hentet fra styringssystemet til pilotanlegget) i en periode med bruk av PIX-318 A15 som koagulant.

Parameter		Farge (mg Pt/l)	pH
Råvann	Gjennomsnitt	20	7,06
	Standardavvik	2,45	0,28
Inn på filter	Gjennomsnitt	-	4,35
	Standardavvik	-	0,09
Rentvann	Gjennomsnitt	2,50	8,30
	Standardavvik	0,50	0,25

### 5.2.1 Filtersyklus

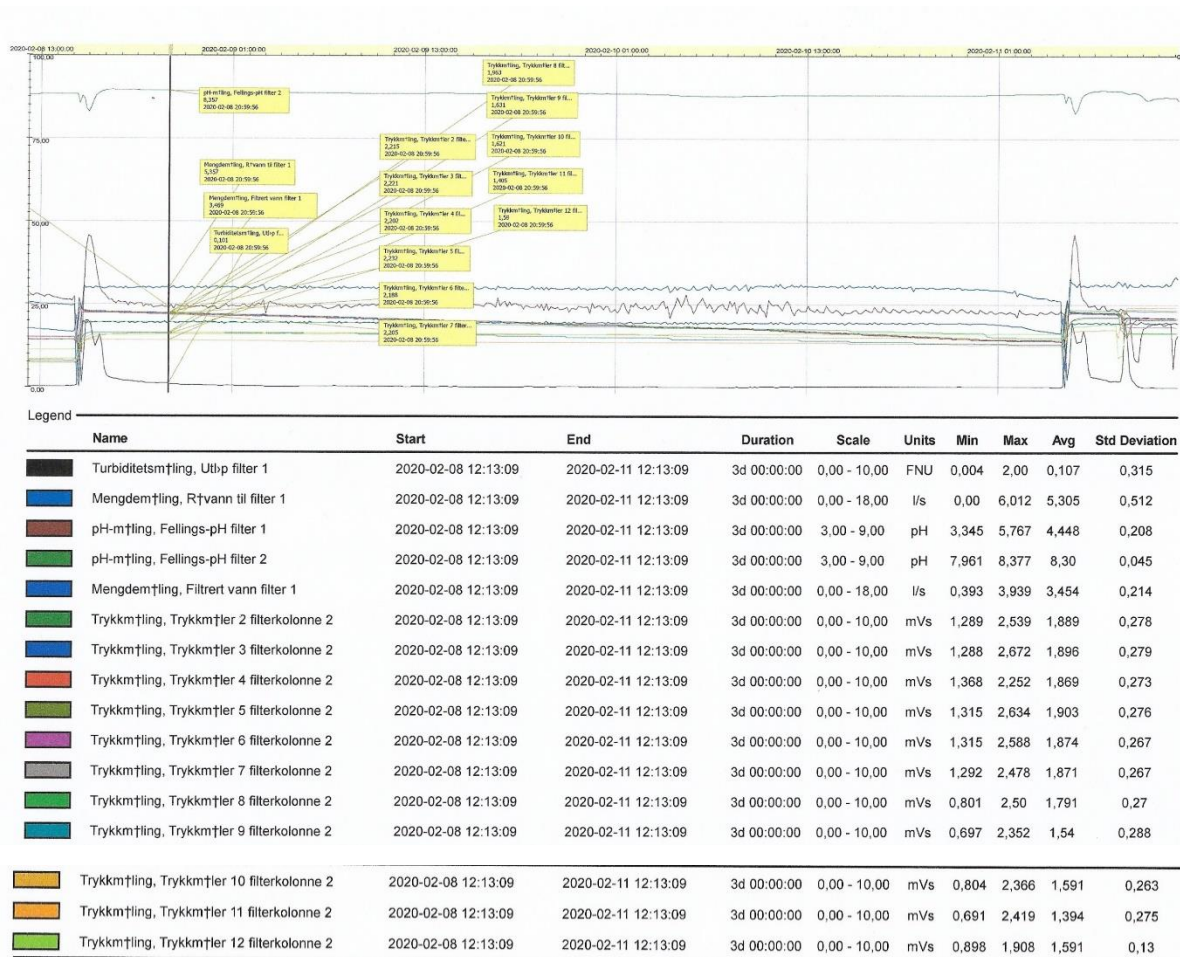
Figur 5-5 viser lengden på filtersyklus, fra en spyling til den neste, med PIX-318 A15 som koagulant. De 2 første syklusene er noe kortere, da pilotanlegget trengte en liten innkjøringsperiode. Figuren viser en jevn lengde på syklusene.



Figur 5-5: Diagrammet viser lengden på de ulike filtersyklusene (timer) med PIX-318 A15 som koagulant.

## 5.2.2 Trykktap over filteret

Figur 5-6 viser en normalsyklus med trykkmålinger, fra en spyling til den neste. Generelt er tallverdiene på trykkmålerne ikke korrekte, det er utviklingen og forskjellen mellom to tidspunkter som er undersøkt, og derfor har ukorrekte tallverdier har liten praktisk betydning for resultatet.



Figur 5-6: Viser en normalsyklus med trykkmåling, dato 8.02.2020.

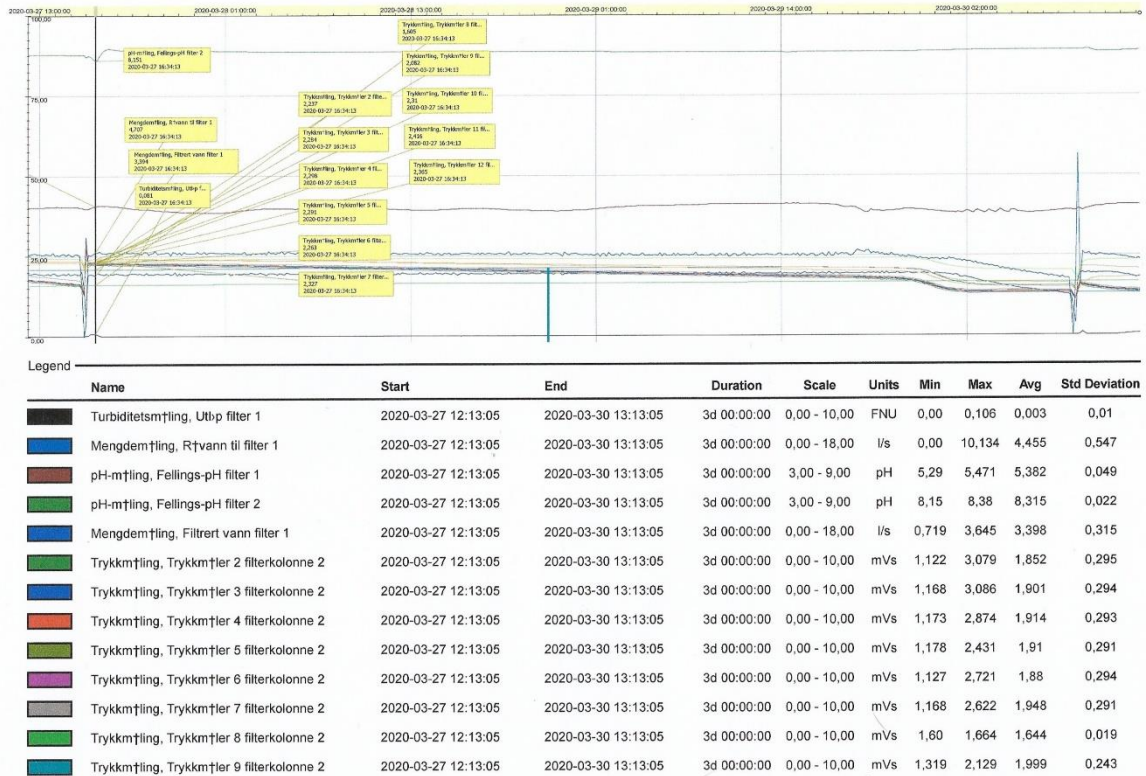
Tabell 5-5 viser trykktapet over filteret ved en normal syklus. Først er trykket lest av under modningstiden, deretter er trykket lest av etter filteret har gått tett. Det største tapet mellom prøvepunktene er markert i tabell 5-5 med gult. Tabellen viser lavere trykk etter gjennombrudd enn ved modning. Det har vist seg at verdiene lest av i datasystemet til pilotanlegget ikke er korrekt, men i dette tilfellet er det fokuset på differansen, og de ukorrekte verdiene har liten praktisk betydning i vurderingen. Prøvepunkt 12 er i vannfasen over filtermassen.

Tabell 5-5: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus.

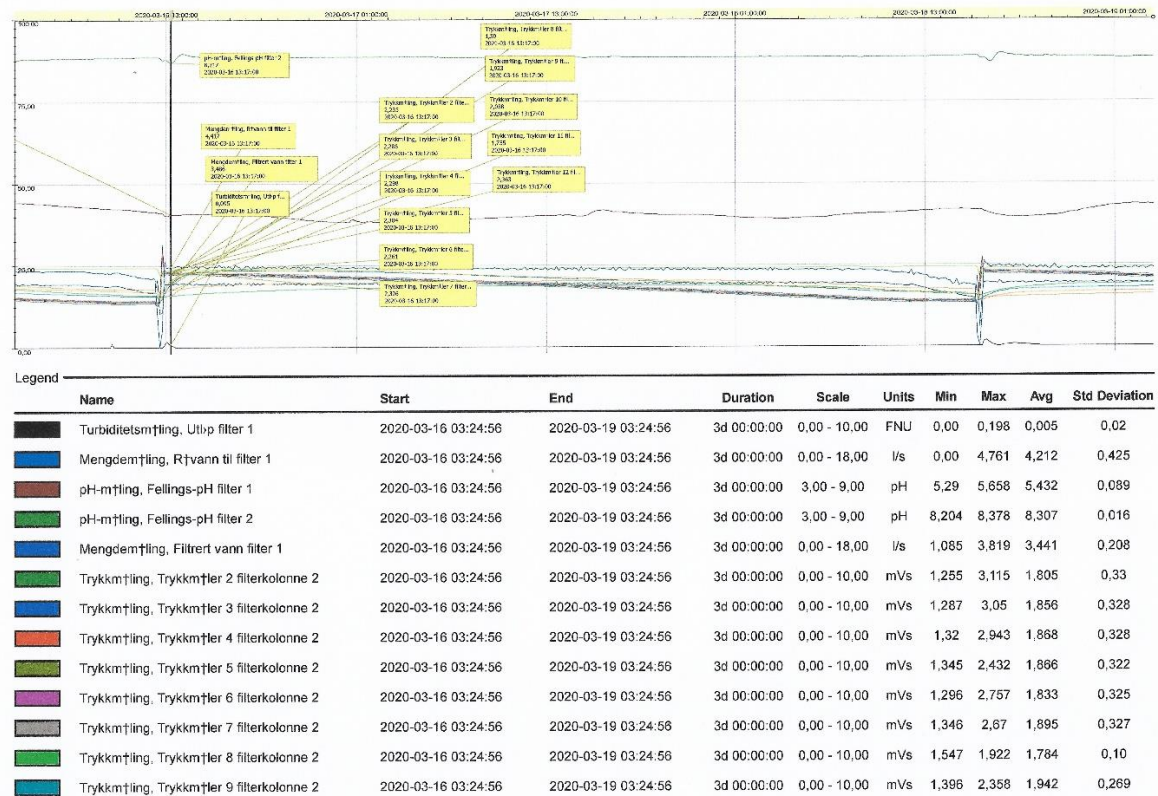
Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
2	2.25	1.65	0.60	
3	2.26	1.66	0.60	-
4	2.26	1.66	0.60	-
5	2.28	1.68	0.60	-
6	2.25	1.64	0.61	- 0.01
7	2.32	1.72	0.60	0.01
8	2.36	1.81	0.55	0.05
9	2.41	2.05	0.36	0.19
10	2.43	2.12	0.31	0.05
11	2.43			

### 5.3 FORSØK MED KITOSAN

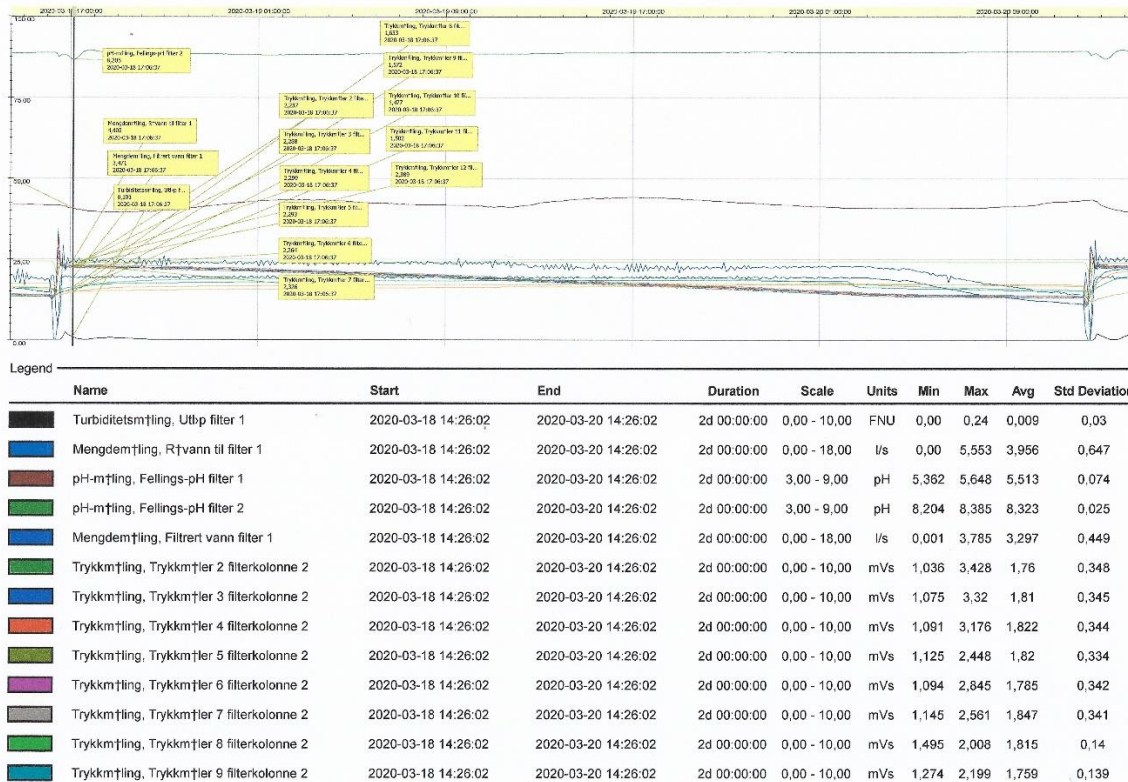
Figur 5-6 – 5-9 viser en normalsyklus ved bruk av Kitoflokk (2 %) som koagulant i piloten, fra en spyling til den neste (vist i de ulike kurvene). Det er normalsyklus fra den laveste doseringen (1,5 mg/l), den høyeste (5,0 mg/l) og de to doseringene med størst reduksjon av farge på vannet (2,5 og 3 mg/l). Kurvene viser det samme som i figur 5-2 – 5-4. I disse figurene er trykkmålingene for trykkmåler 10 – 12 ikke tatt med. Grafene er beskrevet tidligere under 5.2.



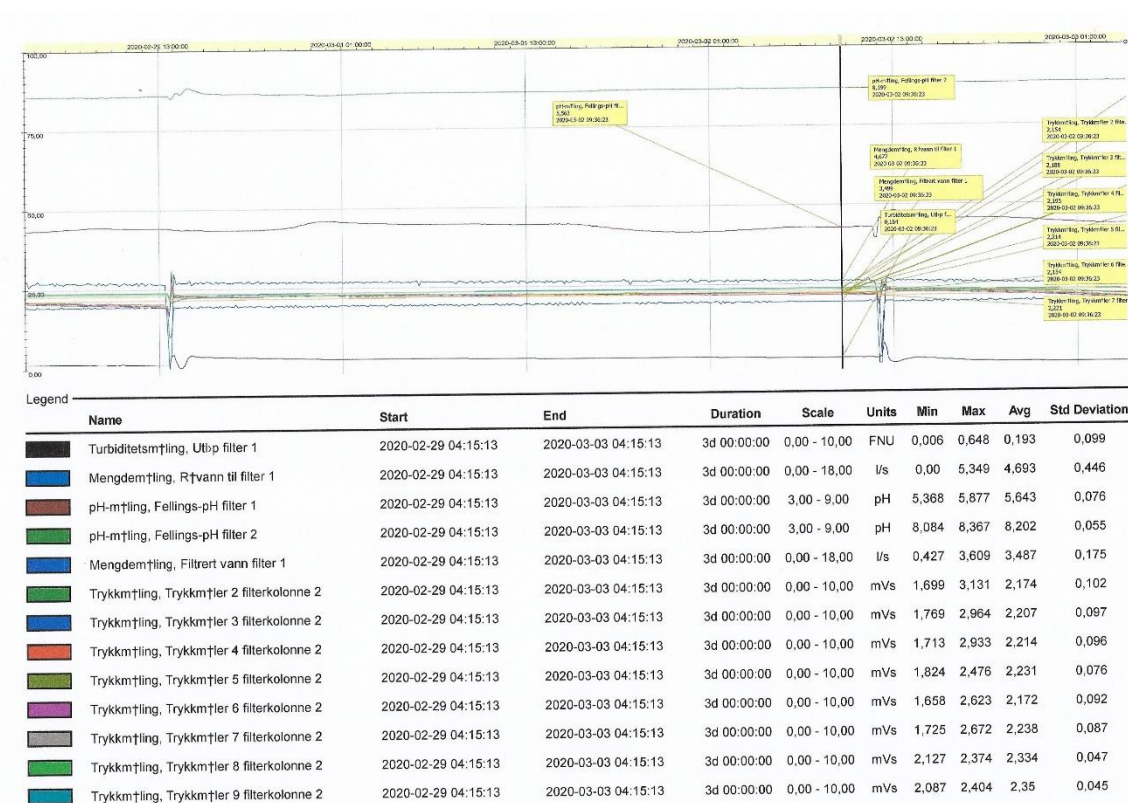
Figur 5-7: Viser normalsyklus med dosering 1,5 mg/l Kitoflokk.



Figur 5-8: Viser en normalsyklus med dosering 2,5 mg/l Kitoflokk.



Figur 5-9: Viser normalsyklus ved dosering 3,0 mg/l Kitoflokk.



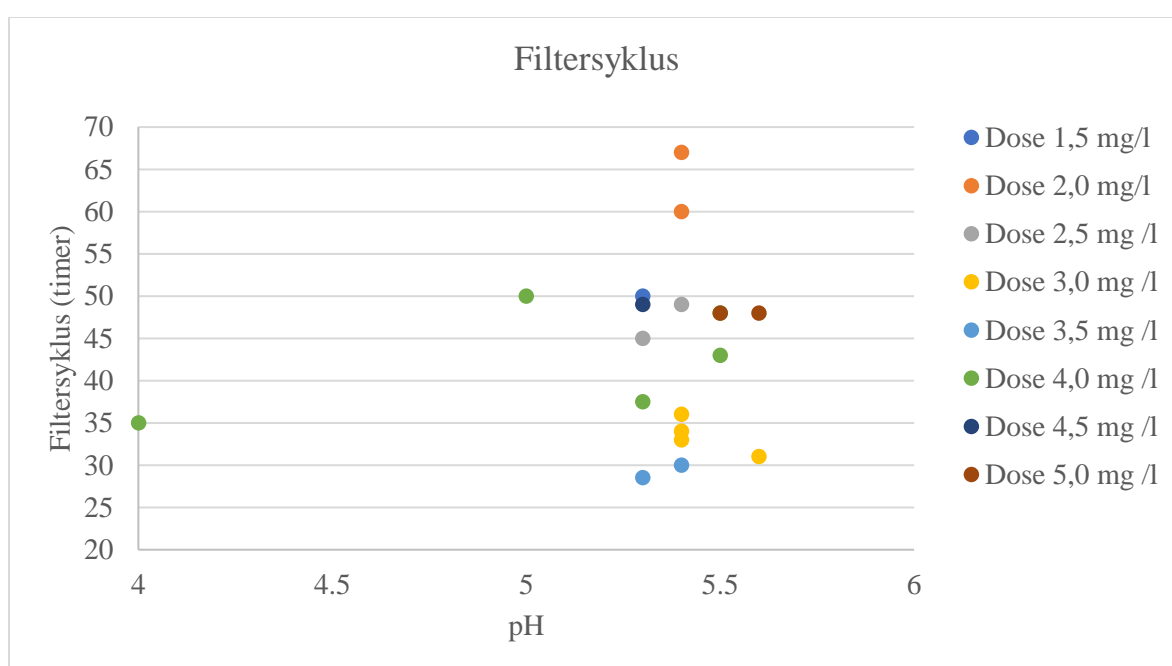
Figur 5-10: Viser en normalsyklus med dosering 5,0 mg/l Kitoflokk.



### 5.3.1 Filtersyklus

Figur 5-11 viser lengden på filtersyklusen, fra en spyling til den neste, med ulik dosering av kitosan og pH. To punkter i figur 5-11 ligger oppå hverandre. Det er to punkter med plassering (pH 5,5, 48 timer) hvor fargen for dose 5,0 mg/l ligger over fargepunktet for dose 4,0 mg/l.

Diagrammet i figur 5-11 viser lengst filtersyklus ved lav dosering (2,0 mg/l) og kortest med dose 3,5 mg/l. Resultatene med dose 4,0 mg/l ved ulik pH viser pH-virkningen på sykluslengden.



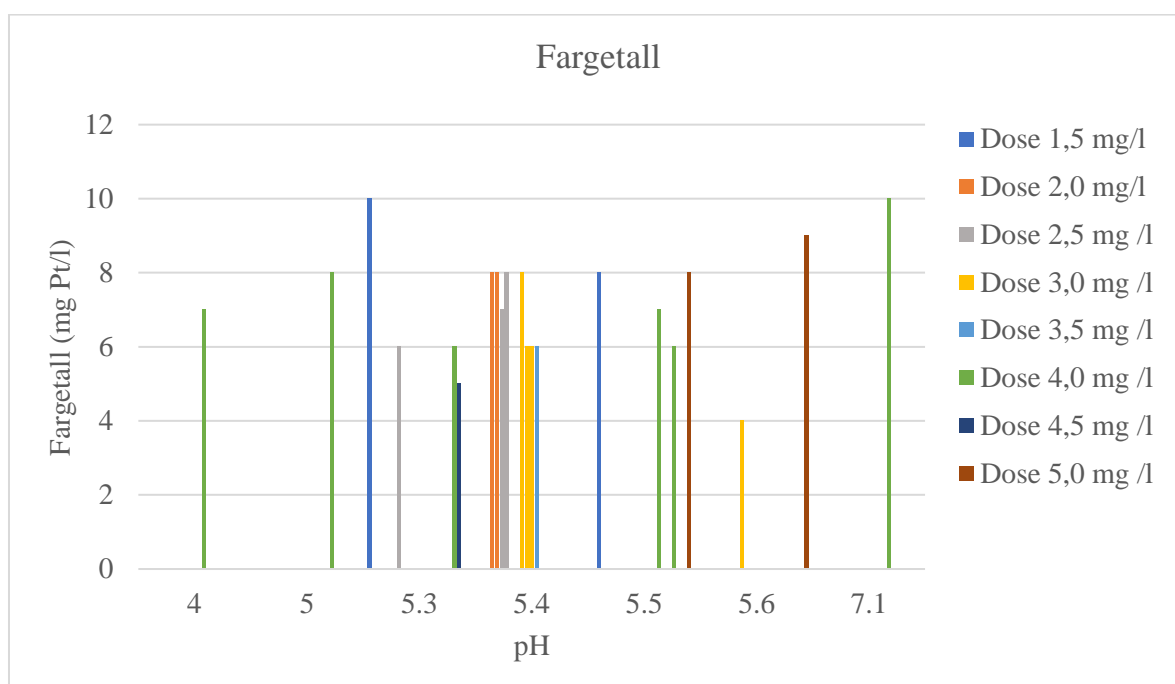
Figur 5-11: Diagrammet viser lengden på filtersyklus med ulik pH og dosering av Kitoflokk.

### 5.3.2 Fargetall

Figur 5-12 viser målt fargetall under renseprosessen med kitosan som koagulant. Tabell 5-6 viser fargereduksjonen i renseprosessen. Fargetallet er analysert på laboratoriet.

Figur 5-6 viser fargetall i område 4 – 10 mg Pt/l. Diagrammet gir høye fargetall ved høy (5,0 mg/l) og lav dosering (1,5 – 2,0 mg/l). Lavest fargetall er ved dosering 2,5 – 4,5 mg/l.

Forsøkene med dose 3,0 mg/l gir lave og mindre varierende resultater.



Figur 5-12: Diagrammet viser fargetallet ved ulike pH og dosering av Kitoflokk.

Tabell 5-6: Tabellen viser fargereduksjon (%) ved ulike pH og dosering av Kitoflokk. Beregningen antar et fargetall på 20 mg Pt/l i råvannet.

Fellings-pH						
4.0	5.0	5.3	5.4	5.5	5.6	7.1
Dose - 1,5 mg/l						
-	-	50	-	60	-	-
Dose - 2,0 mg/l						
-	-	-	60	-	-	-
-	-	-	60	-	-	-
Dose - 2,5 mg/l						
-	-	70	65	-	-	-
-	-	-	60	-	-	-
Dose - 3,0 mg/l						
-	-	-	60	-	80	-
-	-	-	70	-	-	-
-	-	-	70	-	-	-
Dose - 3,5 mg/l						
-	-	-	70	-	-	-
Dose - 4,0 mg/l						
65	60	70	-	65	-	50
-	-	-	-	70	-	-
Dose - 4,5 mg/l						
-	-	75	-	-	-	-
Dose - 5,0 mg/l						
-	-	-	-	60	55	-

Tabell 5-6 viser normal fargereduksjon i område 60 – 70 %. Tabellen gir lav fargereduksjon med dosering 1,5 og 5,0 mg/l. Høy fargereduksjon er med dosering 3,0 og 4,5 mg/l.

### 5.3.3 Trykktap over filteret

Tabell 5-7 og 5-8 viser trykktapet over filtermassen ved en normal syklus med dose 2,5 mg/l og pH 5,3/5,4 i tabell 5-7 og dose 2,0 mg/l med pH 5,4/5,5 i tabell 5-8. Trykket er lest av under modningstiden og etter filteret er tett. Det er det største tapet mellom prøvepunktene som er interessant, markert i gult i tabell 5-7 og 5-8. Som nevnt i 5.2.2 er differansen mellom punktene interessant, og de avleste verdiene ikke korrekt. Prøvepunkt 8 har tett slange, og derfor ikke med i tabell 5-7 og 5-8. I tabell 5-7 har prøvepunkt 11 tett slange, og derfor fjernet fra tabellen. Tabellene viser lavere trykk etter gjennombrudd enn ved modning.

Tabell 5-7: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus med dose 2,5 mg/l og pH 5,3/5,4, dato 16.03.2020.

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
2	2.22	1.38	0.84	
3	2.27	1.43	0.84	-
4	2.28	1.44	0.84	-
5	2.28	1.45	0.83	0.01
6	2.25	1.41	0.84	- 0.01
7	2.31	1.47	0.84	-
9	2.25	1.68	0.57	0.27
10	2.28	1.72	0.56	0.01

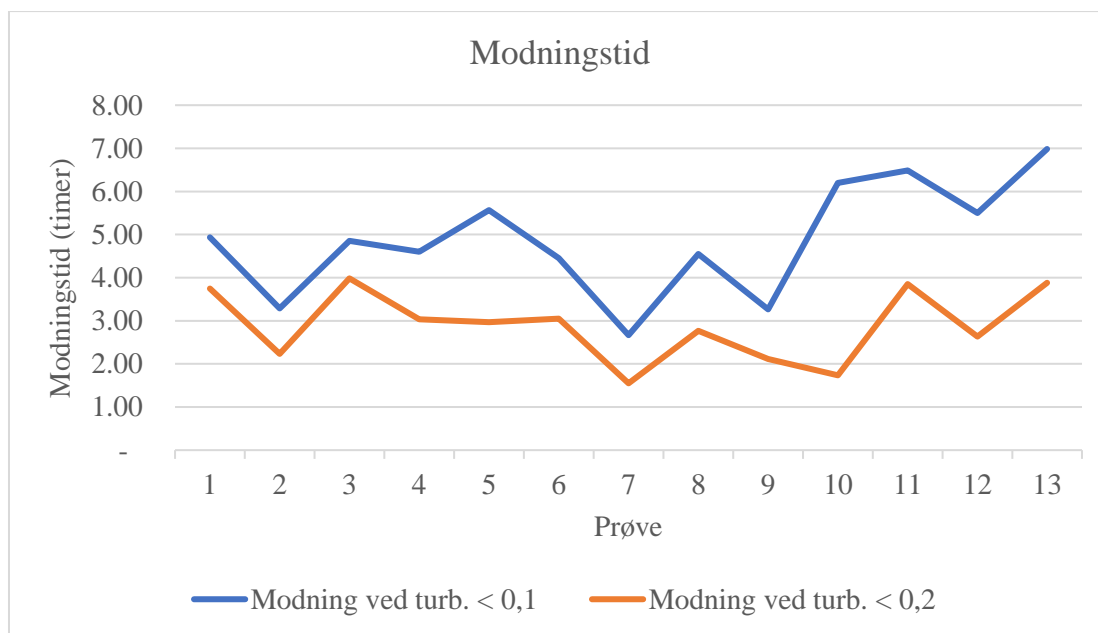
Tabell 5-8: Viser trykktapet over filteret ved en normal syklus dose 4,0 mg/l og pH 4, dato 17.02.2020.

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
2	2.28	1.35	0.93	
3	2.30	1.37	0.93	-
4	2.31	1.39	0.92	0.01
5	2.31	1.40	0.91	0.01
6	2.27	1.36	0.91	-
7	2.34	1.41	0.93	- 0.02
9	2.42	2.39	0.03	0.90
10	2.44	2.41	0.03	-
11	2.43	2.42	0.01	0.02

## 5.4 MODNINGSTID

### 5.4.1 Jern

Figur 5-13 viser modningstid med to ulike grenseverdier (0,2 og 0,1 FNU) ved bruk av PIX-318 som koagulant. Gjennomsnittet for modningstid med turbiditetsgrense 0,2 er målt til 2,9 timer (standardavvik 0,79), med turbiditetsgrense 0,1 er gjennomsnittet målt til 4,87 timer (standardavvik 1,24).



Figur 5-13: Diagrammet viser modningstid (timer) ved turbiditetsgrense på 0,2 FNU og 0,1 FNU.

### 5.4.1 Kitosan

Tabell 5-9 viser lengden på modningstid i timer med turbiditetsgrense på < 0,2 FNU og < 0,1 FNU. Verdien i parentes viser modningstiden ved turbiditesgrense < 0,1 FNU, og utenfor parentes viser tiden ved turbiditetsgrense < 0,2 FNU. Tabell 5-10 viser gjennomsnitt og standardavvik for modningstid for ulik dosering uten hensyn på pH-påvirkning av modningslengde.

Tabell 5-9 og 5-10 viser korte modningstider under en time ved lave doseringer (< 3,0 mg/l) for begge grenseverdiene. Lengden på modningstiden øker ved høyere dosering (> 3,5 mg/l). Det er et tydelig skille på lengden av modningen. Ved grenseverdi 0,2 FNU er skille fra 3,5 mg/l og høyere. Med grenseverdi 0,1 FNU er skille fra dose 3,0 mg/l.

Tabell 5-9: Tabellen viser modningstid (timer) med turbiditetsgrense på < 0,2 FNU og < 0,1 FNU i parentes, ved ulike pH og dosering.

Fellings-pH						
4	5	5.3	5.4	5.5	5.6	7.1
Dose - 1,5 mg/l						
-	-	0* (0.53)	-	0.62 (0.87)	-	-
Dose - 2,0 mg/l						
-	-	-	0* (0.30)	-	-	-
-	-	-	0.52 (0.63)	-	-	-
Dose - 2,5 mg/l						
-	-	0.32 (0.58)	0* (0*)	-	-	-
-	-	-	0.27 (0.33)	-	-	-
Dose - 3,0 mg/l						
-	-	-	0 (2.75)	-	0.38 (4.48)	-
-	-	-	0 (2.52)	-	0* (1.93)	-
-	-	-	0* (0*)	-	-	-
-	-	-	0.28 (0.55)	-	-	-
Dose - 3,5 mg/l						
-	-	4.32 (6.40)	3.73 (5.75)	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-
Dose - 4,0 mg/l						
1.27 (2.63)	11.77 (20.95)	6.77 (10.73)	-	25.17 (26.47)	-	0.25 (0.28)
-	25.10 (-)	-	-	6.72 (13.08)	-	-
Dose - 4,5 mg/l						
-	-	9.05 (16.83)	-	-	-	-
Dose - 5,0 mg/l						
-	-	-	-	23.02 (49.38)	39.03 (-)	-

\*Der det ikke er avlest turbiditetsverdier over satt grense (0,2 og 0,1) er verdien satt til 0 i tabellen.

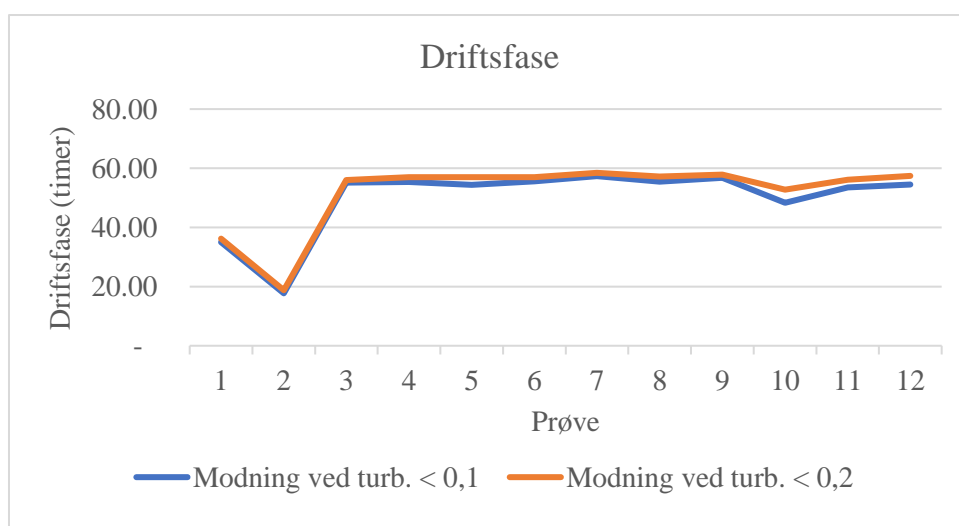
Tabell 5-10: Viser gjennomsnitt og standardavvik for lengde på modningstid (timer).

Dose (mg/liter)		1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	5,0
< 0,2 (FNU)	Gjennomsnitt	0,31	0,26	0,11	0,11	4,03	12,80	31,03
	Standardavvik	0,31	0,26	0,15	0,16	0,30	9,23	8,01
	Antall prøver	2	2	3	6	2	6	2
< 0,1 (FNU)	Gjennomsnitt	0,70	0,47	0,29	2,03	6,08	12,31	49,69
	Standardavvik	0,17	0,17	0,24	1,47	0,33	8,27	0,31
	Antall prøver	2	2	3	6	2	5	2

## 5.5 DRIFTSFASE

Stabil driftsfase er filtersyklusen uten modningstiden. Denne oppgaven har tatt utgangspunkt i modningstid ved to ulike grenseverdier for turbiditet. Figur 5-14 viser driftsfasene med grenseverdi på < 0,2 FNU og < 0,1 FNU ved bruk av PIX-318 A15 som koagulant. Figur 5-15 viser driftsfasene ved ulik pH og dosering med en grenseverdi på < 0,2 FNU, og figur 5-16 viser det samme med en grenseverdi på < 0,1 FNU. Tabell 5-11 viser gjennomsnitt og standardavvik for lengden på stabil driftsfase ved grenseverdi 0,2 og 0,1 FNU.

### 5.5.1 Jern



Figur 5-14: Diagrammet viser lengde på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på 0,2 FNU og 0,1 FNU på modningsfasen.

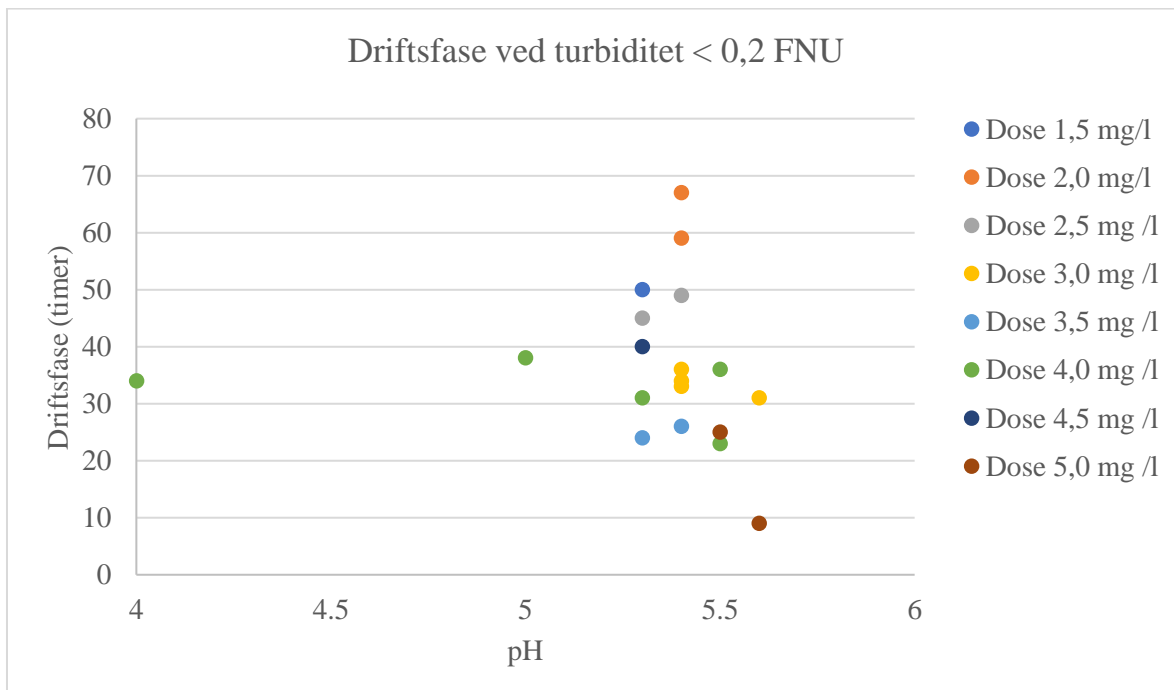
Figur 5-14 og tabell 5-11 viser jevn lengde på stabil driftsfase, som danner en god referanseramme for drift med kitosan.

Tabell 5-11: Gjennomsnitt og standardavvik for de ulike driftsfasene (timer).

Driftsfase		Alle sykluser	Uten innkjøringsperiode
< 0,2 (FNU)	Gjennomsnitt	51,82	56,68
	Standardavvik	11,52	1,47
< 0,1 (FNU)	Gjennomsnitt	49,93	54,64
	Standardavvik	11,31	2,36

### 5.5.2 Kitosan

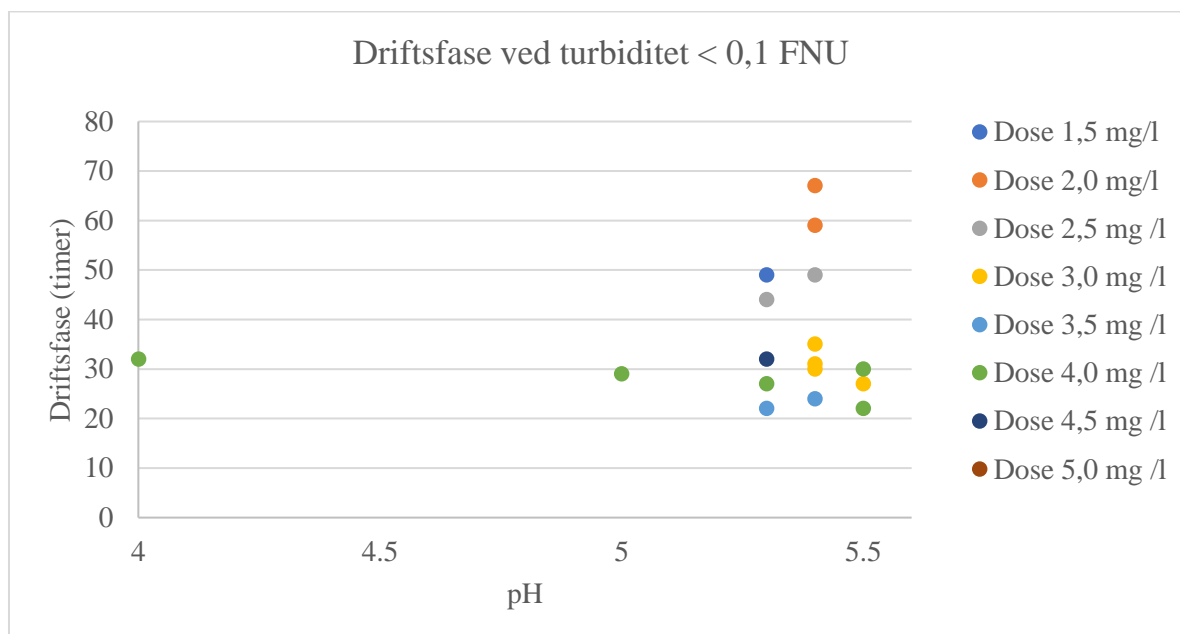
Figur 5-15 og 5-16 viser lengden på stabil driftsfase ved ulik dosering og pH med kitosan. Figur 5-15 viser driftsfase med grenseverdi 0,2 FNU og figur 5-16 viser grenseverdi 0,1 FNU. Tabell 5-12 viser gjennomsnitt og standardavvik for lengde på driftsfase ved ulik dosering, uten hensyn til pH-påvirkning på kitosan.



Figur 5-15: Diagrammet viser lengde (timer) på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på < 0,2 FNU, ved ulike pH og dosering.



Figur 5-15 og figur 5-16 viser relativt lik lengde på de ulike driftsfasene med samme dosering. Med unntak av dose 4,0 og 5,0 mg/l. Figur 5-15 viser lengst driftsfase med dosene 1,5 – 2,0 mg/l og kortest driftsfase med dose 5,0 mg/l. Figur 5-16 viser lengst driftsfase ved lav dosering (< 2,5 mg/l) og kortest driftsfase med dose 3,5 mg/l. Dose 5,0 mg/l oppnår ikke driftsfase i figur 5-16.



Figur 5-16: Diagrammet viser lengde (timer) på stabil driftsfase med turbiditetsgrense på < 0,1 FNU, ved ulike pH og dosering.

Tabell 5-12 tar ikke hensyn til pH-påvirkning av resultatene. Men resultatene gir samme resultat som i figur 5-15 og 5-16. Tabellen gir et tydeligere innblikk i lengde på stabil driftsfase sammenlignet med de ulike doseringene.

Tabell 5-12: Lengde på stabil driftsfase ved grenseverdi 0,2 og ,1 FNU med ulik dosering (timer).

Dose (mg/liter)		2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	5,0
< 0,2 (FNU)	Gjennomsnitt	63,24	46,84	33,33	25,23	32,36	16,98
	Standardavvik	3,76	2,16	1,85	1,04	5,39	8,01
	Antall prøver	2	2	4	2	5	2
< 0,1 (FNU)	Gjennomsnitt	63,03	46,71	30,93	23,18	27,93	0
	Standardavvik	3,67	2,29	3,17	1,08	3,66	-
	Antall prøver	2	2	4	2	5	2

Tabell 5-13 viser sammenhengen mellom modningstiden og optimal drift. Både modningstid og driftsfase er vist med to ulike grenseverdier (0,2 og 0,1 FNU).

Tabell 5-13: Viser sammenhengen mellom modningstid og driftstid (timer) for ulik pH og dosering av kitoflokk. Verdiene er gitt i timer, grenseverdi er 0,2 FNU og (0,1 FNU).

		Fellings-pH					
		4	5	5.3	5.4	5.5	5.6
		Dose - 1,5 mg/l					
Modningstid		-	-	0* (0.53)	-	-	-
Driftstid				50 (49)			
		Dose - 2,0 mg/l					
Modningstid		-	-	-	0* (0.30)	-	-
Driftstid					67 (66,5)		
Modningstid		-	-	-	0.52 (0.63)	-	-
Driftstid					59		
		Dose - 2,5 mg/l					
Modningstid		-	-	0.32 (0.58)	0* (0*)	-	-
Driftstid				45 (44)	49 (49)		
		Dose - 3,0 mg/l					
Modningstid		-	-	-	0* (2.75)	-	0.38 (4.48)
Driftstid					34 (31)		31 (27)
Modningstid		-	-	-	0* (2.52)	-	-
Driftstid					33 (30)		
Modningstid		-	-	-	0.28 (0.55)	-	-
Driftstid					36 (35)		
		Dose - 3,5 mg/l					
Modningstid		-	-	4.32 (6.40)	3.73 (5.75)	-	-
Driftstid				24 (22)	26 (24)		
		Dose - 4,0 mg/l					
Modningstid		1.27 (2.63)	11.77 (20.95)	6.77 (10.73)	-	25.17 (26.47)	-
Driftstid		34 (32)	38 (29)	31 (27)		23 (22)	
Modningstid		-	-	-	-	6.72 (13.08)	-
Driftstid						36 (30)	
		Dose - 4,5 mg/l					
Modningstid		-	-	9.05 (16.83)	-	-	-
Driftstid				40 (32)			
		Dose - 5,0 mg/l					
Modningstid		-	-	-	-	23.02 (49.38)	39.03 (-)
Driftstid						25 (0**)	9 (0**)

\* Der det ikke er avlest turbiditetsverdier over satt grense (0,2 og 0,1) er verdien satt til 0 i tabellen.

\*\* Turbiditeten har ikke vært lavere enn satt grense. Det vil si at stabil driftsfase ikke er oppnådd før filteret har gått tett.

Resultatene i tabell 5-13 viser minkende driftstid likt med økende modningstid. Med unntak av resultatene fra dose 4,0 og 4,5 mg/l, hvor driftstiden øker.

## 6 DISKUSJON

---

### 6.1 JAR-TEST

#### 6.1.1 Kitosan

##### 6.1.1.1 Fargetall

Det ble utført Jar-tester for å finne koagulantdosen som gir størst fargereduksjon, uten hensyn på lengde til modningstid og filtersyklus. I pilotanlegget har fargetallsreduksjonen vært sett i sammenheng med lengde på modningstid og turbiditetsnivå gjennom hele filtersyklusen.

Fargetallene har stor spredning i figur 5-1, i hele spekteret 4 – 15 mg Pt/l. Resultatene fra Jar-testene viser lavest fargetall med dose 3,0 og 4,0 mg/l med pH i område 4,4 – 5,1.

Diagrammet viser høye fargetall ved høy dosering (> 5,0 mg/l) og lav dosering (< 2,0 mg/l).

Resultatene støtter opp om teorien som tilsier størst effekt i pH-området 4,0 – 5,0. Lavest fargetall er med pH i overkant av 4,0 med dose 4,0 mg/l. Tabell 5-1 viser størst

fargereduksjon med dosering 4,0 og 5,0 mg/l. Resultatene i tabellen brer seg over hele spekteret, fra 13 til 81 % fargereduksjon. Med lavest fargereduksjon ved lav (1,0 mg/l) og høy dose (6,0 mg/l), i tillegg til test av forsøksoppsettet med pH rundt 7. Ut fra resultatene med lavt fargetall og høy fargereduksjon ble det valgt dose 4,0 mg/l med pH i overkant av 4 som startpunkt i pilotforsøkene med kitosan.

##### 6.1.1.2 Turbiditet

I tillegg til fargetall ble det målt turbiditet etter Jar-testen for å undersøke hvor mye partikler som ikke har sedimentert etter sedimenteringstiden. Tabell 5-2 viser høyere innhold av partikler ved dose på 2,0 og 3,0 mg/l, med unntak av resultatene fra testen av forsøksoppsettet som er høyere ved pH 7,0 og 6,9 i samme tabell. Resultatene i tabell 5-2 tilsier at koaguleringsprosessen danner fnokker som sedimenterer godt ved lav pH med dose 4,0 og 6,0 mg/l med lave turbiditets verdier. Tabellen viser høyere turbiditets verdier ved lav dosering (<3,0 mg/l) som kan tilsi dårlig fnokkdannelse pga. dårligere koaguleringsforhold.

#### 6.1.2 Jern

Med samme forsøksoppsett ble det gjort et forsøk med PIX-318 for å kunne sammenligne med kitosan. I dette oppsettet er det testet dose 3,0 mg Fe/l av PIX-318, som skal brukes i pilotforsøkene. Forsøksoppsettet er tilpasset kitosan sine forutsetninger for god koagulering. Figur 5-2 viser fargetall mellom 6 og 12 mg Pt/l med lav fargereduksjon. Fargereduksjonen

presenteres i tabell 5-3. Tabellen viser fargereduksjon i spennet 33 – 67 %, som er noe lavere enn de beste resultatene fra Jar-test forsøkene med kitosan. Målte fargetall med PIX-318 er i samme område som målte fargetall med kitosan. Allikevel er det enkelte målinger med lavere fargetall etter testene gjennomført med kitosan.

Tabell 5-3 viser høye turbiditetsverdier og dårlig dannelse av sedimenterbare fnokker ved koagulering med PIX-318. Sammenlignet med resultatene fra kitosan forsøkene viser tabellen høye turbiditetsverdier, høyere enn høyeste målte verdi fra kitosan forsøk. Resultatene i tabell 5-3 og figur 5-2 tilsier en dårlig koaguleringsprosess med forutsetningene fra Jar-testene.

## **6.2 PILOTFORSØK**

### **6.2.1 Vannkvalitet med utgangspunkt i fargetall**

Det er det ingen spesifikk grenseverdi for fargetall i drikkevannsforskriften, men en anbefaling om et fargetall under 20 mg Pt/l i rentvann. Videre anbefaler forskriften et fargetall < 5 mg Pt/l i rentvann fra et koaguleringsanlegg ved bruk av metallbasert koagulant. Ved bruk av andre koagulanter (ikke metallbasert koagulant) er det anbefalt et fargetall < 10 mg Pt/l i vannrapport 127.

Resultatene fra Jar-testene viser et gjennomsnittlig fargetall på 20 (standardavvik 2,45) og en forventet fargetallsøkning på råvannet i Holsfjorden (kapt. 3.1). Det er høye fargetall som er en av hovedgrunnene til at dagens drikkevannsanlegg skal forbedres. Derfor er kitosan undersøkt som et mulig koaguleringsmiddel i pilotanlegget på vannverket.

#### **6.2.1.1 Jern**

Det er tatt prøver av rentvannet med bruk av PIX-318 i renseprosessen for å analysere fargetallet. Resultatene i tabell 5-4 gir et fargetall på 2,5 (standardavvik 0,50). Det tilsvarer en fargereduksjon på 88 %. Dette viser et fargetall innenfor de anbefalte grenseverdiene til Mattilsynet, og samsvarer med anbefalingen på 70 % reduksjon fra Ødegaard med flere (2014), tidligere nevnt i kapittel 2.9.

#### **6.2.1.2 Kitosan**

Figur 5-12 viser fargetall mellom 4 og 10 for ulike doseringer i renseprosessen med bruk av kitosan. Figuren viser et høyere fargetall i rentvannet ved høy dosering (5,0 mg/l) og lav dosering (1,5 – 2,0 mg/l) enn renseprosesser med dosene (2,5 – 4,5 mg/l). Resultatene gir lavest og mindre varierende fargetall ved dose 3,0 mg/l, med unntak av en vannprøve som er

tatt etter gjennombrudd. Tabell 5-6 viser en normal fargereduksjon i området mellom 60 og 70 %, og ingen resultater med fargereduksjon under 50 %. Resultatene tilsier en lavere fargereduksjon ved dosering 1,5 og 5,0 mg/l.

Høye fargetall (> 8 mg Pt/l) i dette forsøket skyldes vannprøver tatt utenfor stabil driftsfase. Resultatene viser at selv uten gode koaguleringsforhold er det en relativt god fargefjerning med bruk av kitosan, både ved høy pH og tett filter. Med dosering 5,0 mg/l ble ikke stabil driftsfase oppnådd, allikevel ble det tatt fargeprøve av behandlet vann.

Ødegaard med flere (2014) anbefaler en fargereduksjon på minst 70 % for å oppnå en god hygienisk barriere. Resultatene i tabell 5-6 gir en reduksjon på 70 % ved dosering på 3,0 og 4,5 mg/l. Resultatene i tabell 5-6 er beregnet ut fra gjennomsnittlig fargetall på 20 mg Pt/l (standardavvik 2,45) fra Jar-testene. Analysert fargetallet på råvannet er litt høyt sammenlignet med opplysninger gitt av ABV. Som nevnt i kapittel 4.2.1 har målinger ved ABV gitt fargetall 17 mg Pt/l (Vigdis, 2020), som samsvarer med resultatene fra masteroppgaven til Teigset (2019) med fargetall 18. Hadde fargetall 18 vært brukt i beregningene vil kun et par av resultatene i tabell 5-6 vært over 70 % fargereduksjon. Enkelte resultater med kitosan dose 3,0 – 4,5 mg/l oppfyller anbefalt rensing om minst 70 % fargereduksjon. Med kun fargetallet lagt til grunn, kan renseprosesser med kitosan anses som en hygienisk barriere med dosering 3,0 – 4,5 mg/l ved riktig pH.

For et kontaktfiltreringsanlegg er det anbefalt et fargetall på < 10 mg Pt/l i råvannet. Med gjennomsnittlig fargetall på 20 mg Pt/l i råvannet, kan det høye fargetallet i råvannet kanskje påvirke anleggets evne til fargereduksjon i form av lengre modningstider og kortere stabil driftsfase. Resultatene fra forsøkene med jernbasert koagulant tilsier at anlegget kan redusere fargen til under anbefalt grense. Det kan tyde på at det er kjemikalies evne til tilstrekkelig koagulering som er begrensende faktor for fargereduksjonen og ikke anleggets slamkapasitet, da anleggets fargereduksjon er innenfor anbefalt grense ved bruk av jernbasert koagulant.

Resultatene i figur 5-12 oppfyller ikke anbefalingen om fargetall < 5 mg Pt/l fra Mattilsynet, med unntak av et tilfelle med dose 3,0 mg/l. Forsøket er ikke omfattende nok til å kunne fastslå kitosan sin evne til tilstrekkelig fargereduksjon på dette råvannet. I Vannrapport 127 (2016) er anbefalt fargetall < 5 mg Pt/l ved bruk av metallbasert koagulant, og fargetall < 10 mg Pt/l ved bruk av andre koagulanter, dvs. ikke metallbasert koagulant (f.eks. kitosan). Med utgangspunkt i Vannrapport 127 (2016) er resultatene i tabell 5-6 og figur 5-12 tilfredsstillende i forhold til anbefalingen om fargetall < 10 mg Pt/l. Drikkevannsforskriften

ble fornyet i 2017, derfor har Vannrapport 127 tatt utgangspunkt i en tidligere utgave av veiledningen og drikkevannsforskriften. Det ble gjort flere endringer i drikkevannsforskriften, blant annet rundt hygieniske barrierer, som påvirker anbefalingene i Vannrapport 127. I tidligere utgave av veiledning til drikkevannsforskriften, er det forskjellige anbefalinger om grenseverdier for fargetall for metallbaserte og ikke metallbaserte koagulanter. I dag anbefales det fargetall  $< 5$  mg Pt/l i koagulerings/filtreringsanlegg uavhengig av type koagulant for å sikre at direkte- eller kontaktfiltrering utgjør en hygienisk barriere. Det gjør at før 2017 ville fargetallet etter rensing med kitosan oppfylt grenseverdiene anbefalt av Mattilsynet, men med dagens anbefalinger gir ikke resultatene tilstrekkelig fargefjerning.

### **6.2.2 pH-påvirkning**

Det ble ikke brukt pH-justering før tilsetning av koagulant i forsøkene med PIX-318. Det ble tilsatt mer koagulant for å justere pH ned til gjennomsnittlig 4,35 (standardavvik 0,09) for å oppnå gode koaguleringsforhold. Løselighet på metall er bestemt av pH, koaguleringsprosessen er avhengig av rett pH i vannet for å fungere godt. Med  $\text{pH} < 6$  vil det oppnås adsorpsjon i filteret, som er foretrukket koaguleringsmekanisme i et kontaktfiltreringsanlegg. I Moldeprosessanlegg bør pH være mellom 4,0 – 4,3 for å oppnå god farge- og turbiditetsfjerning og legge til rette for en god reaksjon i det alkaliskelaget av filtermassen.

For å undersøke virkningen av pH-forskjeller på koaguleringsprosessen er det brukt en fast dose kitosan ved ulike pH. Som nevnt vil en reduksjon i pH føre til en reduksjon av nødvendig koagulantdose (kapittel 2.4.1). Hvis det antas at høy fargereduksjon indikerer en nødvendig koagulantdose kan resultatene i tabell 5-6 antyde virkningen av pH-forskjeller på fast dose i dette forsøket. Det vil komme frem ved økning i fargereduksjon når nødvendig koagulantdose og pH reduseres, hvis antagelsen om korrelasjon mellom høy fargereduksjon og nødvendig koagulantdose stemmer. Resultatene i kolonne «pH 5,6» i tabell 5-6 samsvarer med antagelsen om korrelasjon. pH mellom 5,3 og 5,6 gir generelt tvetydige resultater, i likhet med resultatene for kitosandose 4,0 mg/l. Ved å undersøke dosering kommer det frem at resultatene fra dose 2,5 og 5,0 mg/l støtter opp om antagelsen, mens dose 1,5 og 3,0 mg/l motsier antagelsen. Gjennom forsøkene er det ofte én filtersyklus pr. pH og dose som gjør dataene usikre. Resultatene fra forsøket kan verken avkrefte eller bekrefte en sammenheng mellom reduksjon i pH og økning av fargereduksjon.

Det var ikke tid nok til å undersøke et bredt pH-spekter ved alle de ulike doseringene. Forsøkene er gjort med pH ca. 5,4 og ulik dosering. Resultatene av forsøk med dose 4,0 mg/l og pH i spekteret 4,0 – 5,5 indikerer store forskjeller i modningstid og fargereduksjon med fast dose og ulik pH. Dette indikerer forskjeller ved andre kitosandoser som ikke er undersøkt. Ved å undersøke et større pH-spenn (4,0 – 6,0) for de ulike doseringene kan det gi bedre og nye opplysninger om kitosan sin evne til ønskelig fargereduksjon på vannet.

Rentvanns-pH i normalsyklusene i figur 5-3, 5-4 og 5-6 med PIX-318 i renseprosessen viser jevne rentvanns-pH kurver. Tabell 5-4 viser gjennomsnittlig rentvanns-pH 8,30 (standardavvik 0,25) med PIX-318. Grafene med rentvanns-pH i normalsyklusene med kitosan i figurene 5-7 – 5-10 viser jevne kurver. Normalsyklusene med kitosandose 1,5, 2,5, og 3,0 gir rentvanns-pH 8,3 og normalsyklusen med dose 5,0 gir rentvanns-pH 8,2. Disse verdiene for både PIX-318 og kitosan indikerer pH i område for gode reaksjoner i det alkaliske laget av filteret på koaguleringsvannet. Rentvanns-pH i dette forsøket er innenfor pH-området 6,5 – 9,5 som oppfyller kravet fra Mattilsynet på vannet ut til forbruker.

### **6.2.3 Filtersyklus**

Filtersyklus er fra en spyling til den neste. Figur 5-5 viser lengde på filtersyklusene for renseprosesser med PIX-318. Som forventet viser figur 5-5 en jevn lengde på filtersyklusene ved bruk av PIX-318. Filtersyklusen ved bruk av PIX ble satt til 60 timer i styringssystemet til pilotanlegget, etter et par gjennomkjøringer for å finne lengden på filtersyklusen. Med lav belastning på filteret, er en lang filtersyklus å forvente. Figur 5-5 viser filtersykluser med lengde langt over de anbefalte minimum 8 timene fra Norsk Vann i rapport 212/2015.

Figur 5-11 viser tiden det tar før filteret går tett ved ulik pH og dosering av kitosan i renseprosessen. Diagrammet viser lengst filtersyklus ved lav dosering (2,0 mg/l), og kortest syklus med dose 3,5 mg/l. De resterende dosene har en lengde i område 45 – 50 timer, bortsett fra dose 3,0 mg/l som er noe kortere. Filtersykluser med dose 4,0 mg/l er registrert med varierende lengder. Det kan komme av pH forskjeller i koaguleringsprosessen og kan vise effekten av ulik fnokkdannelse på sykluslengden. Filtersyklusene fra renseprosesser med kitosan har lengde godt over anbefalt minimumslengde fra Norsk Vann rapport 212/2015, med det må her bemerkes at filterhastighetene var lave.

Lengden på filtersyklusene alene er ikke nok til å fastslå hvilken kitosan dose som bør anbefales. Det kan heller være en tilleggsfaktor i totalvurdering av optimal dosering.

## **6.2.4 Trykktap over filteret**

I forsøkene er det undersøkt trykktapet over ulike nivåer i filtermassen, for å undersøke hvor partiklene hovedsakelig fanges opp i filteret. Det er gjort en syklus ved bruk av PIX-318 for å ha en referanseramme til testing av trykktapet over filteret ved bruk av kitosan. Tabell 5-5 viser resultatene fra referansesyklusen med jern. Differansen i trykkforskjellene mellom prøvepunktene er en klar indikasjon på at partiklene hovedsakelig holdes tilbake av filtralite, dvs. i øvre del av filteret, ved bruk av PIX-318. Prøvepunkt 12 er i vannfasen over filteret, og viser trykket over filteret.

Tabell 5-7 og 5-8 viser trykktapet over filteret fra ulike sykluser med kitosan. Tabell 5-7 er trykktapet med dosering 2,5 mg/l kitosan og tabell 5-8 har dosering 4,0 mg/l kitosan. I tabellene er punktene (8 og 11 i tabell 5-7 og 8 i tabell 5-8) der prøvepunktet har gått tett, tatt ut på grunn av ukorrekte data. Tabell 5-7 viser et jevnt trykktap i bunn og toppen av filtermassen, med et skille mellom prøvepunkt 7 og 9. Prøvepunktene ligger i sandlaget, som fanger opp størst andel av partikler gjennom filteret. Det samme viser resultatene i tabell 5-8, der størst tap er mellom prøvepunkt 7 og 9. Resultatene viser en stor andel av partikler holdes tilbake i overgangen mellom filtralite og sand, og flest partikler tilbakeholdes i øvre del av sandlaget i filteret ved bruk av kitosan.

Resultatene fra tabell 5-5, 5-7 og 5-8 tilsier størst tilbakeholdelse av partikler i filtralite ved bruk av PIX-318, og ved bruk av kitosan vil partiklene holdes tilbake i øvre del av sandlaget. Store partikler vil holdes tilbake tidligere i filteret og mindre partikler holdes tilbake lenger ned i filteret. Resultatene tilsier dannelse av større fnokker ved bruk av PIX-318 enn ved bruk av kitosan ut fra lokalt trykktap over filtermassen. Antagelig vil plassering av tilbakeholdelse av kitosan-dannede partikler i filteret være avhengig av valgt dose. Resultatene kan antyde tilbakeholdelse av kitosan-dannede partikler i øvre del av sandlaget i filteret.

## **6.2.5 Modningstid**

### **6.2.5.1 Jern**

Modningstid med bruk av PIX-318 ble undersøkt og deretter brukt som referanseramme til forsøk med kitosan. Figur 5-3 og 5-4 viser en normalsyklus med PIX-318. Grafen for turbiditet viser en betydelig økning etter spyling, før turbiditeten reduseres betraktelig, for deretter å være stabilt lav gjennom resten av syklusen (under grenseverdi 0,1 FNU). I styringssystemet til pilotanlegget er modningstiden satt til 1,5 timer, før produsert vann føres til rentvannstanken. Med gjennomsnitt på 2,89 timer (standardavvik 0,79) er satt modningstid



litt kort. Normalt er modningstid i tidsspennet 10 – 60 minutter (kapt. 2.7.1), resultatet i figur 5-13 viser lang modningstid. Den lave modningstiden kan ellers ha sammenheng med lav filterhastighet og dermed lav vannproduksjon. For å redusere modningstiden kan dosering av PIX-318 økes under modningstiden. Det er ikke gjort i forsøket siden modningstiden er under 10 % av filtersyklusen, med enkelte unntak.

#### **6.2.5.2 Kitosan**

Grafen for turbiditet i figurene 5-7 – 5-10 viser betydelig mindre turbiditetstopper enn turbiditetstopperne i figur 5-3 og 5-4 med PIX-318. Normalsyklusene viser turbiditetstopper som ikke nødvendigvis overstiger grenseverdiene på 0,2 og 0,1 FNU, før grafen stabiliseres under 0,1 FNU. Resultatene i tabell 5-9 og 5-10 viser målt modningstid under en time ved lave doseringer (< 3,0 mg/l), både for grenseverdi 0,2 og 0,1 FNU. Kortest modningstid er ved dose 2,5 mg/l. Ved dose 3,0 mg/l øker lengden på modningstiden (grenseverdi 0,1) til over en time, med gjennomsnitt på 2,03 timer (standardavvik 1,47) (tabell 5-9 og 5-10). Lengden på modningstiden øker betydelig ved høyere dosering (>3,5 mg/l). For metallbaserte koagulanter foreslås det å øke koagulantdose under modning for å redusere modningstiden. Resultatene i tabell 5-9 og 5-10 viser lengre modningstid ved høyere dose. Derfor vil det ikke være hensiktsmessig å øke dosering under modning for å redusere modningstiden, det vil heller ha motsatt effekt.

Tabell 5-10 viser gjennomsnitt og standardavvik for lengde av modningstiden ved ulike dosering av kitosan. Høye standardavvik og lite utvalg av sykluser med forskjellig dosering antyder usikre data. Selv med usikre data viser tabellen tydelig hvilke doseendringer som medfører størst endring i modningstid. Tabellen viser et skille mellom dose 3,0 og 3,5 mg/l. Ved en grenseverdi på 0,2 FNU er økningen ved dose 3,5 mg/l, med grenseverdi på 0,1 kommer økningen i modningstid tidligere (dose 3,0 mg/l). Dose 4,5 mg/l er tatt ut av tabellen, da det kun er én målt verdi.

Lave doseringer (< 3,0 mg/l) har modningstid under 10 % av filtersyklusen, sammenlignet med resultatene i figur 5-11, og oppfyller derfor ønsket lengde på modningen. Det er flere av de registrerte modningstidene som er markert som 0 i tabell 5-9. Det vil fortsatt være et behov for modning av filteret etter spyling. Derfor vil det ikke anbefales å begynne på driftsfase direkte etter spyling, som resultatene i tabell 5-9 tilsier. Her vil det være interessant å undersøke om reduksjon av turbiditet henger sammen med log-reduksjon av bakterier, virus og parasitter, for å kunne fastslå nødvendig lengde på modning av filteret.

Ved dosering  $> 3,0$  mg/l er det få registrerte modningstider under 10 % av filtersyklusen. Ved dose 3,0 mg/l er det ett tilfelle med modningstid over 10 %, ved høyere dose er det kun ett tilfelle med dose 4,0 mg/l som er innenfor 10 % av filtersyklusen. Det indikerer ønsket modningstid  $< 10$  % av filtersyklusen ved kitosandose  $< 3,0$  mg/l.

Treg reduksjon av turbiditet eller lang modningstid kan tyde på re-stabilisering av partiklene gjennom filteret ved overdosering. Figur 5-10 viser en tydelig dal i turbiditetsgrafene før den øker kraftig igjen, for deretter å reduseres i liten grad. Dette kommer tydeligst frem ved en dose på 5,0 mg/l, og ved en betydelig lenger modningstid ved høyere dosering ( $> 3,5$  mg/l) som kan tyde på det samme. Gjennom forsøk med dose 5,0 mg/l er det ikke registrert turbiditet under 0,1 FNU før filteret går tett. Som vist i figur 5-10 er turbiditetsnivået relativt høyt, sammenlignet med andre doseringer. Grenseverdi på 0,2 FNU er nådd etter 23 og 39 timer, som tilsvarer ca. 50 % og mer av filtersyklusen, se figur 5-11. Det er høyt over anbefalingen om modningstid under 10 % av filtersyklusen.

## **6.2.6 Driftsfase**

### **6.2.6.1 Jern**

Driftsfasen er perioden etter modning og frem til gjennombrudd. Det er presentert driftsfaser med grenseverdi på 0,2 og 0,1 FNU i figur 5-14, siden stabil driftsfase beregnes ut fra filtersyklus uten modningstiden. Det er brukt to sykluser på å stabilisere filteret, kommer det frem i figuren, et enkelt unntak. Tabell 5-11 viser gjennomsnitt og standardavvik for driftsfasene med bruk av PIX-318. Tabell 5-11 viser gjennomsnittlig driftsfase på 56,68 timer (standardavvik 1,47) med grenseverdi 0,2 FNU og gjennomsnittlig 54,64 timer (standardavvik 2,36) med grenseverdi 0,1 FNU uten data fra innkjøringsfasen. Tabell 5-11 og figur 5-14 viser en jevn lengde på stabil driftsfase, en god referanseramme for drift av pilotanlegget med kitosan.

### **6.2.6.2 Kitosan**

Figur 5-15 og 5-16 viser lengde på stabil driftsfase med ulik dosering og pH, med grenseverdi 0,2 og 0,1 FNU. Med grenseverdi 0,2 FNU er lengden på de ulike driftsfasene med samme dosering relativt lik, med unntak av dose 4,0 og 5,0 mg/l. Tabell 5-12 viser gjennomsnitt og standardavvik for driftsfase ved ulik dosering. Tabellen tar ikke hensyn til virkning av pH, som kan ha relativt stor betydning på lengden av driftsfasene. Derfor bør det ikke trekkes konklusjoner fra resultatene i tabell 5-12 alene. Resultatene i tabellen samsvarer med spredningen i figur 5-15. Figuren viser lengst stabil driftsfase med dosene 1,5 – 2,5 mg/l.

Samme figur viser resultater med samlet lengde i område 30 – 40 timer, med dosering 3,0, 4,0 og 4,5 mg/l. Som forventet er driftstiden kortest ved høy dosering (5,0 mg/l), da modningstiden er veldig lang. Med dose 5,0 mg/l ble det ikke målt turbiditet < 0,1 FNU i løpet av filtersyklusen og driftstiden med denne turbiditeten ble derfor null. Tabell 5-12 viser kortest driftstid ved dosering 3,5 mg/l, og lengst driftstid oppnås ved lav dosering (2,0 mg/l).

Forsøkene er kjørt med lav belastning/filterhastighet. Det gir lange driftsfaser i forhold til drift med høy belastning/filterhastighet. Ved å øke filterbelastningen, vil lengden på driftsfasen bli kortere. Ved dosering på 5,0 mg/l har en av driftsfasene vært under 10 timer, og kanskje ikke kommet under grenseverdien på 0,2 FNU, før filtret er tett. Ut fra resultatene i figur 5-16 vil dosering på 3,5 og 5,0 mg/l være ugunstig ved økt filterbelastning, spesielt sammenlignet med driftslengde med de andre doseringene. Ved økt filterbelastning vil driftsfasen bli kortere og modningstiden lenger. Det byr på praktiske utfordringer med mer modningsvann som må renses og mindre produsert rent vann til forbruker og spyling, som er økonomisk ugunstig.

#### **6.2.7 Sammenligne driftsfase og modningstid – kitosan**

Ved lang modningstid, vil driftsfasen vanligvis bli kortere. Ved lang modningstid, tar modning for mye tid av filtersyklusen, tid som helst skal være en del av stabil driftsfase. Resultatene viser driftstid som blir kortere ved lang modningstid, med enkelte unntak. Unntakene er ved dose 4,0 og 4,5 mg/l. I dette tilfelle øker lengden på driftsfasen, sammenlignet med lavere dosering. Ved høy dosering (5,0 mg/l) er modningstiden så lang at renseprosessen ikke oppnår en stabil driftsfase før filteret har gått tett. Driftsfasen i de tilfellene der modningstiden er satt til null, er like lang som filtersyklusen i seg selv. Det anbefales en viss modningstid, da filteret trenger tid til å få satt seg (modnes) etter filterspyling. Derfor vil driftsfasen i realiteten være noe kortere enn det som står i tabell 5-13.

#### **6.2.8 Totalvurdering av kitosan som koagulant**

Resultatene i Jar-testene indikerer størst fargereduksjon ved kitosandose 4,0 mg/l og gir en forventning til gode resultater med samme dose i pilotanlegget. Forsøkene i pilotanlegget viser derimot bedre resultater ved lavere dosering enn 4,0 mg/l. Resultatene fra forsøkene i pilotanlegget indikerer lavere dose enn 4,0 mg/l for å ta hensyn til høy fargefjerning og kort modningstid. Det oppnås lengst stabil driftsfase, filtersyklus og kort modningstid ved kitosandose under 2,5 mg/l, men med denne dosen er fargereduksjonen lavest. Ved å øke kitosandose til 3,0 mg/l vil fargereduksjonen bli større, men filtersyklusen og driftsfasen blir

kortere. Kortere filtersyklus og driftsfase kan indikere flere og større fnokker som fører til raskere gjentetting av filteret.

Ved lav dosering (< 2,5 mg/l) er sjelden turbiditeten over grenseverdi 0,2 FNU, og modningen satt til null i resultatene. Filteret har et behov for modning for god kvalitet av rentvannet. Ved å øke doseringen til 3,0 mg/l indikerer resultatene en økt fargereduksjonen og litt lenger modningstiden. Det kan gi bedre rentvannskvalitet, selv om lengden på stabil driftsfase reduseres. Derfor bør kanskje fargereduksjon og modningstid være større faktorer i totalvurderingen enn lengde på stabil driftsfase og filtersyklus, når koagulantdosering i et Moldeprosessanlegg skal bestemmes.

Doseringene i forsøket er undersøkt ved pH rundt 5,4 med unntak av dose 4,0 mg/l som er undersøkt i pH-spekteret 4,0 – 5,5. Resultatene med dosering 4,0 mg/l antyder store forskjeller i modningstid og fargereduksjon med fast dose kitosan og ulik pH. Det indikerer store forskjeller i fargereduksjon og modningstid for andre faste doseringer med ulik pH, som vil være interessant å undersøke videre. Det kan gi en mulighet for fargetall under Mattilsynets anbefalte verdi ved bruk av kitosan.

Resultatene i forsøket viser større fargereduksjon ved bruk av PIX-318 som koagulant i pilotanlegget sammenlignet med bruk av kitosan. På den andre siden har kitosan betydelig kortere modningstid enn renseprosesser med PIX-318 når kitosandosen er under 3,0 mg/l. Ved bruk av kitosan øker modningstiden ved økt dosering. Det gjør overdosering av koagulant for å redusere modningstiden lite hensiktsmessig sammenlignet med bruk av PIX-318, der modningstiden vil reduseres ved økt dosering. Selv med kortere modningstid er filtersyklus og stabil driftsfase kortere ved bruk av kitosan som koagulant sammenlignet med bruk av PIX-318. Både ved bruk av kitosan og PIX-318 oppfylles kravet til rentvanns-pH bestemt av Mattilsynet.

## 7 KONKLUSJON

---

I dette forsøket er det undersøkt om kitosan er en tilstrekkelig effektiv koagulant til å kunne erstatte PIX i kontaktfiltrering.

Kitosandosen som i forsøkene gir høyest fargereduksjon (4,0 mg/l) i Jar-test gir dårligere resultater i pilotanlegget, med hensyn på modningslengde og stabil driftstid, enn lavere doser. Det oppnås størst fargereduksjon ved dose 3,0 mg/l ved pH 5,6 i pilotanlegget. Dose 3,0 mg/l gir modningstid og stabil driftstid innenfor anbefalte normer, men fargereduksjonen oppfyller ikke anbefalt fargetall < 5 mg Pt/l fra Mattilsynet. Med PIX-318 som koagulant blir fargetallet 2,50 (standardavvik 0,50), som er godt under Mattilsynets anbefalt grenseverdi for fargetall. Forsøket tilsier lavere fargetall ved bruk av PIX-318 som koagulant enn ved bruk av kitosan i kontaktfiltrering.

Modningstiden er lavest ved kitosandose 2,5 mg/l og under en time for alle undersøkte kitosandoser lavere enn 3,5 mg/l med turbiditetsgrense 0,2 FNU. Med turbiditetsgrense 0,1 FNU er modningstiden under en time ved alle undersøkte kitosandoser lavere enn 3,0 mg/l. Forsøket tilsier kortere modningstid ved bruk av kitosan enn ved bruk av PIX-318 som koagulant ved kitosandoser under 3,0 mg/l.

Lengst filtersyklus oppnås ved kitosandose 2,0 mg/l og kortest ved 3,5 mg/l. Ut fra filtersyklus og modningstid er lengst stabil driftsfase ved kitosandose 2,0 mg/l og kortest ved doser større eller lik 3,0 mg/l. Lengden på filtersyklusen og stabil driftsfase ved dose 2,0 mg/l er godt over anbefalt minimumsverdi fra Norsk Vann rapport 212/2015, men dette er ved lav filterhastighet og vannproduksjon. I forsøkene er filtersyklus og stabil driftsfase lenger ved bruk av PIX-318 som koagulant, enn ved bruk av kitosan som koagulant ved pH 5,4.

Rentvanns-pH er ca. 8,2 med bruk av kitosan som koagulant, uavhengig av valgt dosering. Ved bruk av PIX-318 som koagulant er rentvanns-pH 8,30 (standardavvik 0,25). Begge koagulantene oppfyller kravet til rentvann-pH i drikkevannsforskriften (pH 6,5 – 9,5).

De viktigste forskjellene for driftsresultatene fra pilotanlegget mellom bruk av kitosan og PIX-318 som koagulant, er bedre fargereduksjon og lengre driftstider med bruk av PIX-318 fremfor bruk av kitosan. Med utgangspunkt i driftsresultatene fra kontaktfiltreringen alene, tilsier resultatene bruk av PIX som koagulant fremfor kitosan.

## 8 FEILKILDER

---

### 8.1 JAR-TEST

Det er flere mulige feilkilder ved utførelse av jar-testene. En årsak til feil i forsøket kan være at koagulanten er tilsatt etter hverandre, og ikke nøyaktig samtidig. En annen årsak til feil i resultatene kan være tiden fra vannprøven er tatt, til prøven analyseres. Temperaturen i vannprøvene øker gradvis mot romtemperatur og kan påvirke turbiditeten i vannprøven.

Det ble utført jar-test med PIX-318 A15 for å ha en referanseramme mellom jernbasert koagulant og kitosan. Samme fremgangsmåte ble benyttet med begge koagulantene.

Jernkloridsulfat og kitosan har ulike koaguleringsmekanismer, det gjør at de krever forskjellig flokkulering og omrøring for å oppnå gode resultater. Metallhydroksidene fra jernkloridsulfat krever kraftig og lenger omrøring sammenlignet med kitosan. Derfor er antagelig resultatene fra jar-test med PIX-318 A15 dårligere enn ved bruk av kitosan. Det burde vært gjennomført jar-tester tilpasset PIX-318 som koagulant, for så å sammenligne resultatene fra de to ulike oppsettene som er tilpasset koagulantene.

### 8.2 PILOTFORSØK

Feil i fargetallene er størst i tilfellene der vannprøven er tatt utenfor stabil driftsfase, enten etter at filteret er tett eller i tilfeller der modningstiden ikke er ferdig enda. Det kommer tydelig frem i fargetallene fra dosering 1,5 mg/l. Resultatet viser fargetall 10 ved tett filter og fargetallet 8 i stabil driftsfase med de samme forutsetningene. Resultatene viser potensielt store feilkilder ved unøyaktig prøvetidspunkt. I tillegg er ikke vannprøvene tatt fra et fast punkt i syklusen.

Under forsøkene var det enkelte utfordringer med å oppnå en jevn koagulant av Kitoflokk ved utblanding. Når syre tilsettes i blandingen med utblandet Kitoflokk endres viskositeten drastisk. Det kan medføre at Kitoflokk ikke er fullstendig oppløst, noe som vil gi en dårlig koagulant. I tillegg kan unøyaktig oppmåling av milliporevann og syre påvirke nivået av kitosan i koagulantene. Samme feil kan forekomme ved tilsetning av Kitoflokk, pulveret er fint, og støver lett ut av beholderen ved utblanding av koagulantene.

Ved trykktapsutviklingen gjennomfilteret har det vært utfordringer med at noe av filtermaterialet forsvinner ut i trykktransmittene. Filtermassen tetter igjen slangene slik at målingene bli unøyaktig. Det er satt inn et gitter i hver slange for å forhindre gjentetting, men

slangene gikk fortsatt tett. Ved tilbakespyling av målepunktene, varer effekten frem til neste tilbakespyling av filteret.

Tilbakespyling av filteret er tilpasset drift av filteret med PIX-318 A15 som koagulant. Det kan påvirke resultatene med kitosan, men utslage av påvirkningen er umulig å vite ut fra resultatene i dette forsøket. Observasjoner fra forsøket tilsier at filteret ikke ble rent etter en tilbakespyling. Ettersom forsøkene pågikk, ble det siste spylevannet mer og mer skittent. Derfor vil det være interessant å undersøke tilbakespyling med ulik lengde og kombinasjon av luft og vann.

## 9 VIDERE ARBEID

---

Det er kommet frem flere interessante resultater av denne oppgaven som gir et lite inntrykk av koagulering med kitosan. Resultatene fra oppgaven er det kommet frem enda flere spørsmål og områder som er verdt å undersøke ved bruk av kitosan i kontaktfiltreringsanlegg. Under er det listet opp forslag til videre arbeid med kitosan i kontaktfiltreringsanlegg:

- **pH-påvirkning av kitosan.** Ved å undersøke et større pH-spenn (4,0 – 6,0) kan effektene av pH-justering ved ulike kitosandoser kartlegges påvirkningen på fargereduksjon, lengde på modning og andre ukjente områder.
- **Hygienisk barrierevirkning.** Det bygges opp store fnokker i kontaktfiltreringsanlegg hvorav typisk 99 % fjernes i filteret som dermed utgjør en hygienisk barriere. Ved lave kitosandoser dannes antagelig mindre og færre fnokker. Det gjør at den hygieniske barrierevirkningen i filteret blir mer usikker ved lave kitosandoser. Derfor vil det være interessant å undersøke om reduksjon i turbiditet korrelerer med reduksjon av virus, bakterier og parasitter.
- **Filterhastighet.** I dette forsøket er det kun undersøkt drift ved lav produksjon og filterhastighet. Ved å øke filterhastigheten kan renseeffekten ved høy produksjon undersøkes.
- **Tilbakespyling.** Spyling av filteret er tilpasset bruk av PIX-318, det er ukjent hvilken effekt det har på koaguleringsprosessen å optimalisere tilbakespyling til bruk av kitosan. Det vil være interessant å undersøke ulike kombinasjoner av luft- og vannspyling og nødvendig lengde av tilbakespylingen.
- **Langtidstester.** Ved å kjøre langtidstester kan resultatene fra dette forsøket verifiseres i større skala.



## 10 KILDER

---

Amburgey, J. E. (2005). *Optimization of the extended terminal subfluidization wash (ETSW) filter backwashing procedure*. Water research 39 (2-3): 314-330. doi:

10.1016/j.watres.2004.09.020

Andersen, E. (red.) (2016). *Vannforsyning og helse*. Vannrapport 127. tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/publ/2016/vannrapport-127/> (lest 2.04.2020)

Asker og Bærum vannverk IKS (2020). *Historikk*. Tilgjengelig fra: <http://www.abvann.no/om-oss/historikk/> (lest 24.05.2020)

Bakshi, P. S., Selvakumar, D., Kadirvelu, K. & Kumar, N. S. (2020). *Chitosan as an environment friendly biomaterial – review on recent modifications and applications*.

International Journal of Biological Macromolecules 150 (1): 1072-1083. doi:

10.1016/j.ijbiomac.2019.10.113

Bjerke, V. (2020). *Personlig meddelelse*. Upublisert manuskript.

Brandt, J. & Ording, F. (2014). *Holsfjorden – Aktuelle metoder for NOM-fjerning*.

Christensen, E. (2018). *Use of zirconium and chitosan coagulants for physicochemical and hygienic water treatment*. Doktoravhandling. Adamstuen: Norwegian University of Life Sciences.

Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. & Tchobanoglous G. (2012). *Principles and design*. 3. utg. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

Drikkevannsforskriften (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann av 22. desember 2016 nr. 1868*. tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 14.04.2020)

Eikebrokk, B. (2005). *Optimalisering og videreutvikling av koagulering og kontaktfiltreringsprosessen*. Rapport fra SINTEF STF50 A05239. Tilgjengelig fra: <https://www.sintef.no/globalassets/upload/byggforsk/vann-og-miljo/sintef-rapport-faglig-endelig-2005-be.pdf> (lest 17.04.2020)

Eikebrokk, B. (2012). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Norsk Vann Rapport 188/2012. Hamar: Norsk Vann

Folkehelseinstituttet (2018). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. Tilgjengelig fra:

<https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/> (lest 10.04.2020)

Ghernaout, D., Al-Ghonamy, A. I., Boucherit, A., Ghernaout, B., Naceur, M. W., Messaoudene, N. A., Aichouni, M., Mahjoubi, A. A. & Elboughdiri, N. A. (2015). *Brownian Motion and Coagulation Process*. American Journal of Environmental Protection 4 (5-1): 1-15. doi: 10.11648/j.ajeps.s.2015040501.11

Gregor, J. E., Nokes, C. J. & Fenton E. (1997). *Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation*. Water research 31 (12): 2949-29958.

Hem, L. (2020). *Personlig kommunikasjon*.

Jiao, R., Fabris, R., Chow, C. W. K., Drikas, M., van Leeuwen, J., Wang, D. & Xu, Z. (2017). *Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability*. Journal of Environmental Sciences, 57: 338-345. doi: 10.1016/j.jes.2017.01.006

Kemira (2016). *Kemira PIX-318 A15*. Technical Data Sheet 5.02.2016

Liltved, H. (2000). *Fjerning av farge med kitosan som koagulant ved Haugesund vannverk*. Rapport fra Norsk institutt for vannforskning 09/2000. Tilgjengelig fra: [https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210969/4270\\_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210969/4270_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (lest 9.04.2020)

Liltved, H., Frydenberg, T., Brandt, J. & Vogelsang, C. (2001). *Bruk av biopolymerer for fjerning av humus fra drikkevann i fem Sørlandskommuner*. Rapport fra Norsk institutt for vannforskning 04/2001. Tilgjengelig fra: [https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/211222/4361\\_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/211222/4361_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (lest 7.04.2020)

Mattilsynet (2019). *Veileder drikkevannsforskriften*. Tilgjengelig fra: [https://www.mattilsynet.no/om\\_mattilsynet/gjeldende\\_regelverk/veiledere/veiledning\\_til\\_drikkevannsforskriften.25091](https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091) (lest 13.04.2020)

Merck KGaA (2020). *Sikkerhetsdatablad nr. 1907/2006*. 9,5 utg.

- Miljødirektoratet (2016). *Vannforsyning*. Tilgjengelig fra: <https://www.klimatilpasning.no/sektorer/vann-og-avlop/oppgaver/vannforsyning/> (Lest 25.05.2020)
- Norsk Vann (2005). *Korrosjonsprodukter i drikkevann*. VA-fakta V4 Vannforsyning
- O-BASF (2013). *Magnafloc® LT20*. Technical information. Tilgjengelig fra: [https://aniq.org.mx/pqta/pdf/Magnafloc\\_LT20\(HT\).pdf](https://aniq.org.mx/pqta/pdf/Magnafloc_LT20(HT).pdf) (lest 27.05.2020)
- Ording, F. (2011). *En 20 år gammel suksesshistorie*. Tilgjengelig fra: [https://issuu.com/foyn/docs/kvartalet\\_til\\_web\\_2/2](https://issuu.com/foyn/docs/kvartalet_til_web_2/2) (lest 22.03.2020)
- Saltnes, T., Ødegaard, H. & Eikebrokk, B. (2001). *Restmetall i drikkevann*. *Vann*, 3 (36): 253 – 257.
- Slinde, E. (2018). *Kitosan*. I: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kitosan> (lest 7.04.2020)
- Sogn, K. (2009). *Er dagens vannbehandlingsanlegg gode nok? Koagulering/partikkelseparasjon*. *VANN*, (4): 409-414
- Sveine, I. (2020). *Personlig kommunikasjon*. Kattås (6.01.2020)
- Teigset, S. (2019). *Påvirkningen av returstrømmer fra filterspyling: et pilotforsøk med bruk av tremedia-filter*. Masteroppgave. Ås. Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2622497> (lest: 15.03.2020)
- Teta Vannrensing (u. å.). *Certificate of Analysis Kitoflokk™*. Tilgjengelig fra: <http://www.chitosan.no/wp-content/uploads/2013/04/KitoFlokk-COA.pdf> (lest 27.05.2020)
- VA-nytt (2019, 25. januar). *Til topps med Moldeprosessen*. VA-nytt. Tilgjengelig fra: <https://www.vanytt.no/2019/01/25/til-topps-med-moldeprosessen/> (lest 23.03.2020)
- Ødegaard, H. (2002). *Vannforsyning og drikkevannskvalitet*. NIF kursdager 9. – 10. januar 2002. s. 145-157. Trondheim: Norges forskningsråd
- Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. & Eikebrokk, B. (2009). *NOM removal technologies – Norwegian experiences*: *Drink. Water Eng. Sci. Discuss.*, 2: 161 – 187. Tilgjengelig fra: [https://www.researchgate.net/profile/Hallvard\\_Odegaard/publication/40892662\\_NOM\\_removal](https://www.researchgate.net/profile/Hallvard_Odegaard/publication/40892662_NOM_removal)

[al technologies - Norwegian experiences/links/0046351729b5e60026000000/NOM-removal-technologies-Norwegian-experiences.pdf](#) (lest 4.02.2020)

Ødegaard, H. (red.) (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. Hamar: Norsk Vann

Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. (2014). *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)*. Norsk Vann Rapport 209/2014. Hamar: Norsk Vann

Ødegaard, H., Brandt, J., Liane, S. F. & Østerhus, S. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*. Norsk Vann Rapport 212/2015. Hamar: Norsk Vann

## VEDLEGG A: BESKRIVELSE AV PILOTANLEGGET

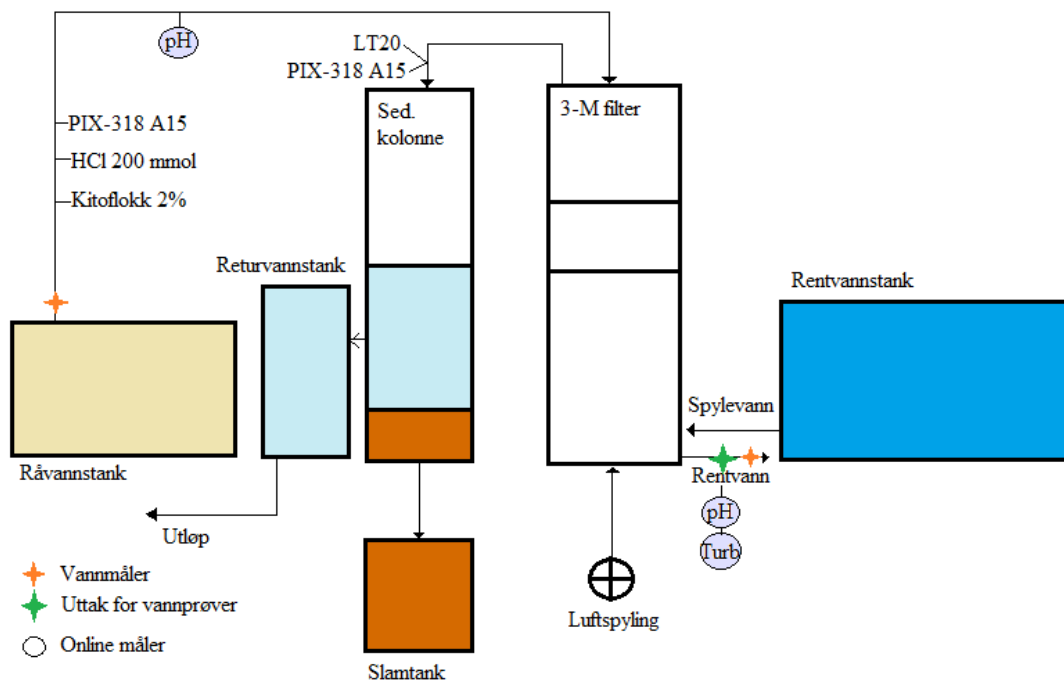
---

Pilotanlegget som er benyttet i denne oppgaven er et koagulerings/kontaktfiltreringsanlegg basert på moldeprosessen lokalisert på Kattås i Bærum. Pilotanlegget er fullautomatisert med mulighet for manuell styring. Anlegget er utstyrt med flere on-line målere og prøvetakningspunkter for vannprøver til laboratorietester (se figur A-1).

Råvannet fra Holsfjorden pumpes opp 200 høydemeter fra Toverud stasjon. Fra Toverud renner vannet på selvføll ned til anlegget på Kattås. En kaskaderegulator benyttes for å nivå regulere vannmengden i råvannstanken. Videre pumpes råvannet med slangepumper inn på filterkolonnen. Slangepumpen reguleres av en kaskaderegulator ut fra vannhøyden på filteret. Koagulant (PIX-318 A15 eller Kitoflokk 2 %) og syreløsning (200 mmol) pumpes med slangepumper inn i råvannet før filterkolonnen.

Filterkolonnen er et tre-mediefilter på 2315 mm og indre diameter 290 mm. Med støttelaget er filteret 2515 mm høyt. Det er vannmengden ut av filteret (3,5 l/min) som regulerer vannmengden som tilføres og filtreres gjennom filteret. Vannmengden bestemmes av pilotens styringssystem og plottes inn av bruker. Langs filterkolonnen er det plassert 12 trykktransmittere jevnt fordelt, med første trykktransmitt rett over filtermassen. Et online pH-meter måler koagulerings-pH, et online pH-meter måler pH-nivået i rentvannet ut av kolonnen og et online turbidimeter måler partikkelinnholdet på filtrert vann ut av kolonnen. Vannet fra rentvannstanken renses gjennom et trommelfilter for mulige lakseparasitter, før det slippes ut i naturen. Vannet i rentvannstanken brukes også til tilbakespyling av filteret.

Spylevannet fra kolonnen går i overløp til sedimenteringskolonnen. I overløpet tilsettes koagulant (PIX-318 A15, 5,0 mg Fe/l) og polymer (Magnafloc LT20, 0,5 g/l) med membranpumpe, hvor mengde justeres i pilotens styringssystem. Deretter får spylevannet sedimentere i minst 3 timer for renest mulig klarvann. Så pumpes valgt mengde slam til en avløpstank (10 liter med jern og 5 liter med kitoflokk), resten av klarvannet blir pumpet ned til en gitt mengde (0,6 m) og renses for eventuelle lakseparasitter i trommelfilteret sammen med rentvannet. Mens det er en valgt mengde vann igjen i sedimenteringstanken etter hver tømning.



Figur A - 1: Prinsippskisse av pilotanlegget på Kattås. Doseringspunkter, online-målere, vannmåler og uttakspunkt for vannprøver er markert i figuren.

# VEDLEGG B: VANNANALYSER OG BESKRIVELSE AV LABORATORIEUTSTYR

---

## TURBIDITETS MÅLING



*Figur B - 1: Turbidimeter og glassbeholder.*

### Utstyr:

- Turbidimeter (HACH 2100N IS Turbidimeter)
- Vannprøve
- Glassbeholder
- Milliporevann

### Metode:

Glassbeholderen står fylt med milliporevann. Førsøket begynner med å tømme beholderen, før beholderen skylles med milliporevann. Så skylles beholderen en gang til med vannprøven. Apparatet skrus på. Deretter blir vannprøven helt i glassbeholderen for måling.

Glassbeholderen tørkes så for eventuelle dråper, skitt ol. Så settes beholderen i apparatet. Vannprøven skal stå i turbidimeteret i 5 minutter for en tilstrekkelig måling. Turbiditeten leses av apparatet i enheten FNU. Turbiditet er en verdi på lysspredning og reduksjon av lysintensitet i vannprøven (Ødegaard, 2014). Glassbeholderen fjernes fra apparatet og skylles med milliporevann, før den fylles opp igjen. Apparatet skrus av.

## FARGEMÅLING



Figur B - 2: Spektrometer og kyvette.

### Utstyr:

- Spektrofotometer (Pharo 300)
- Kyvette
- Engangssprøyte (20 ml BD Plastipak™)
- Sprøytefilter (25 mm, 0,45 µm Polyethersulfone membran)
- Milliporevann
- Vannprøve

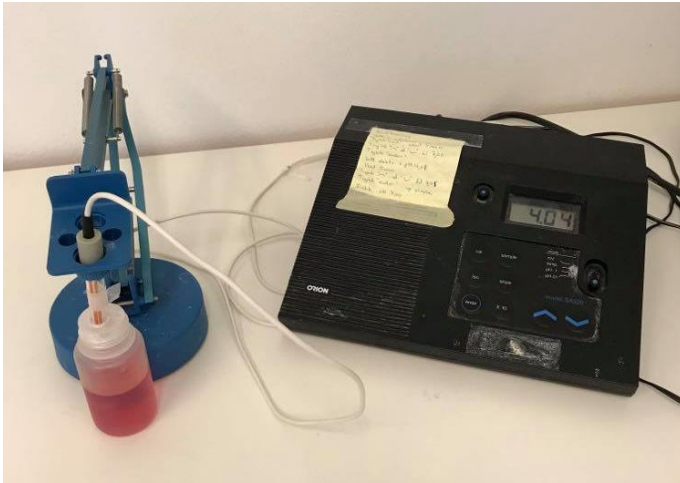
### Metode:

Apparatet skrus på, og metode 303 blir valgt. Først skylles kyvetten i milliporevann, før den fylles med filtrert vannprøve. Kyvetten tørkes godt, spesielt på sidene der lyset skal gjennom. Det kommer av at spektrometeret lyser gjennom prøven for å lese av farge. Kyvetten settes i apparatet (se figur B-2) lokket lukkes og fargetallet vises på skjermen. Forsøket avsluttes med å ta ut vannprøven i kyvetten, kyvetten skylles med milliporevann og apparatet skrus av.

Apparatet har grenseverdiene 2 – 500 mg Pt/l. Det vil si at lavere farge kun vises som < 2 mg Pt/l, noe som er langt under anbefalte grenseverdier (kapittel 2.9).



## MÅLING AV PH



Figur B - 3: pH-meter og elektrode.

### Utstyr:

- pH-meter (Radiometer Analytical® Model PHM 210)
- Elektrode (GK 2401)
- Parafilm M® (American National Can™)
- KCl (kaliumklorid)
- Kalibreringsbuffer (basisk: pH 7,00, sur: pH 4,01)
- Målebeger
- Stoppeklokke
- Vannprøve

### Metode:

Når elektroden ikke er i bruk står den i en bufferløsning med pH 4,01 og påfyllingshullet for KCl er tildekket med parafilm (se figur B-3). Før måling fjernes parafilm og rikelig med KCl blir fylt på elektroden ved behov. Elektroden skylles i milliporevann, før elektroden skylles i litt av vannprøven. Deretter settes elektroden i vannprøven. Etter 5 minutter har pH-en stabilisert seg, og pH kan leses av. Etter bruk skylles elektroden med milliporevann og settes tilbake i bufferløsning med pH 4,01, og påfyllingshullet tettes med parafilm.

## Kalibrering:

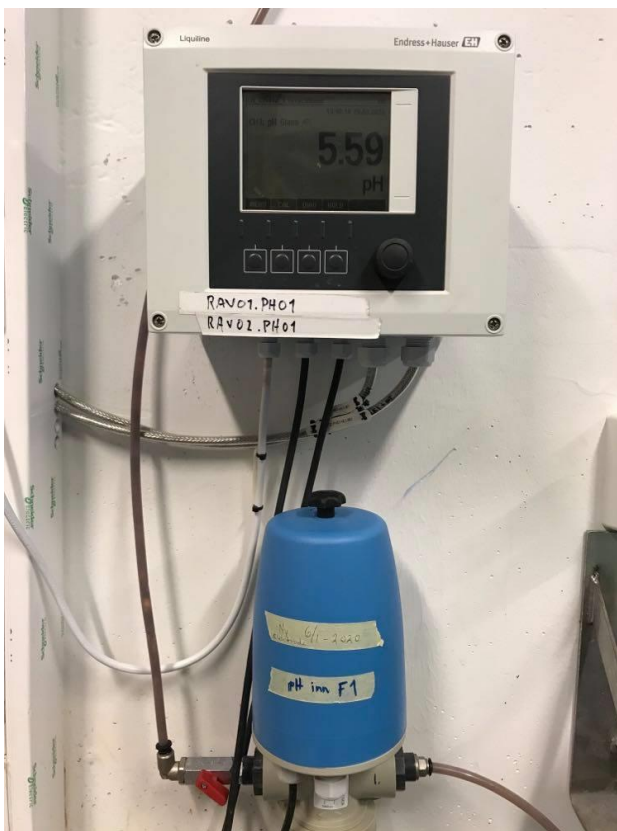
pH-meteret kalibreres daglig før bruk. Det er en to-punkts kalibrering, hvor det brukes to kaibreringsbuffere, en med pH 4,01 og en med pH 7,00.

## VEDLEGG C: ONLINE INSTRUMENTER

---

### **PH-METER**

Online pH-metere i pilotanlegget er levert av Endress + Hauser (figur C-1). Online pH-verdi ble målt i fellingsvann og rentvann. Målingene sendes automatisk til pilotens datasystem og plottes i grafform. pH-meteret ble kalibrert en gang i uken ved bruk av to-punkts kalibrering med bufferløsninger pH 7,00 og pH 4,01 (beskrevet i vedlegg B: *Vannanalyser og laboratorieutstyr*).



*Figur C - 1: pH-meter benyttet i forsøket.*

## TURBIDIMETER

Online turbidimeteret (200™ Controller) er levert av HACH® (se figur C-2). Turbidimeteret måler partikkelinnholdet på rentvannet ut av filteret. Partikkelinnholdet måles kontinuerlig og sendes automatisk til datasystemet og plottes i grafform.



Figur C - 2: Turbidimeter benyttet i forsøket.

## TRYKKTRANSMITTERE

Det er montert 12 trykktransmittere langs filterkolonnen (se figur C-3), og viser vannsøyle over trykktransmitteren. Slik kan det lokale falltapet lokaliseres (partikkeltilbakeholdelse i filtermassen). Trykktransmitter nr. 1 er montert på innløpsledningen for spylevann, og tatt ut av drift.



Figur C- 3: Pilotanlegget med trykktransmittere langs filterkolonnen. Sedimenteringskolonnen i bakgrunnen (foto: forfatteren).

## VEDLEGG D: pH-JUSTERING I STYRINGSSYSTEMET TIL PILOTANLEGGET

---

For å oppnå ønsket koagulerings-pH ble det gjort noen endringer i styringssystemet til pilotanlegget. Endringene i pådragsprosent vises i tabell D-1 og endrede grenseverdier vises i tabell D-2. Ønsket virkemiddel ble endret til 5,00 mg/l fra 2,5 mg/l med 3,50 l/min.

*Tabell D - 1: Viser endringene som er gjort i innstillingene til pH-pumpen på datastyringssystemet.*

pH-område*	Ønsket pH	Pådrag 3%	Pådrag 2%	Pådrag 1%	Endringsdato
6	4,2	100	20	10	Utgangspunkt
5,0	4,80	495	200	100	21.1
5,0	4,80	495	300	200	24.2
5,6 – 5,7	5,40	370	250	150	25.2
5,4 – 5,5	5,40	390	275	150	2.3
5,4	5,20	420	300	200	5.3

*\*Det pH-området som pH-meteret oppgir i grafen.*

*Tabell D - 2: Viser nye og originale grenseverdier.*

Pådrag %	Ny grenseverdi	Original grenseverdi
3	0,090	0,100
2	0,030	0,040
1	0,010	0,010

## VEDLEGG E: LABORATORIE- OG ONLINE-MÅLINGER

Tabellen under viser data fra gjennomkjøring med PIX-318 i pilotanlegget. Øvre del av tabellen viser modning og turbiditet med grenseverdi 0,2 FNU og nedre del av tabellen viser modning og turbiditet med grenseverdi 0,1 FNU:

Dato	Spyling	Turbiditet	Modning	Brudd	Dose (mg Fe/l)	Syklus	Farge
		<b>&lt; 0,2</b>					
17.1	08:40	0.200	3,75	19.01.2020 00:37	3,0 mg Fe/l	ca. 40	
19.1	04:28	0.198	2,23	20.01.2020 01:30	3,0 mg Fe/l	ca. 21	
20.1	10:17	0.200	3,98	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	3
21.1	16:09	0.199	3,03	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
23.1	11:56	0.197	2,97	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
25.1	10:42	0.199	3,05	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
27.1	14:32	0.190	1,55	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	2
29.1	18:17	0.200	2,77	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
1.2	03:06	0.202	2,12	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
3.2	11:52	0.204	1,73	05.02.2020 18:33	3,0 mg Fe/l	54.5	
6.2	01:39	0.199	3,85	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
8.2	15:30	0.199	2,63	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
11.2	12:49	0.199	3,88	avsluttet	3,0 mg Fe/l		
		<b>&lt; 0,1</b>					
17.1	08:40	0.102	4,93	19.01.2020 00:37	3,0 mg Fe/l	ca. 40	
19.1	04:28	0.098	3,28	20.01.2020 01:30	3,0 mg Fe/l	ca. 21	
20.1	10:17	0.099	4,85	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	3
21.1	16:09	0.100	4,60	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	

<b>23.1</b>	11:56	0.101	5,57	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>25.1</b>	10:42	0.100	4,45	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>27.1</b>	14:32	0.101	2,67	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	2
<b>29.1</b>	18:17	0.098	4,55	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>1.2</b>	03:06	0.098	3,27	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>3.2</b>	11:52	0.094	6,20	05.02.2020 18:33	3,0 mg Fe/l	54.5	
<b>6.2</b>	01:39	0.098	6,48	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>8.2</b>	15:30	0.100	5,50	spylt før	3,0 mg Fe/l	60	
<b>11.2</b>		0.101	6,98	avsluttet	3,0 mg Fe/l		

**Tabellen under viser data fra gjennomkjøring med kitosan i pilotanlegget.** Øvre del av tabellen viser modning og turbiditet med grenseverdi 0,2 FNU og nedre del av tabellen viser modning og turbiditet med grenseverdi 0,1 FNU:

Dato	Spyling	Turbidite t	Modnin g	Brudd	Dose (mg/l)	Syklus	Farge	pH
		< 0,2						
17.2*	13:00	0.200	1.27	19.02.2020 00:00	4,0 mg/l	35	7	4,0
19.2	12:14	0.199	6.72	21.02.2020 07:02	4,0 mg/l	43	7	5,5
21.2* ***	11:44	0.199	0.27	avbrutt		-	-	-
21.2	15:08	0.199	11.77	23.02.2020 17:30	4,0 mg/l	50	-	5,0
24.2* ***	5:00	0.125	0.25	spylt før	4,0 mg/l	-	10	7,1
24.2* *	10:09	0.200	25.10	avbrutt	4,0 mg/l	-	8	5,0
25.2	12:20	0.199	25.17	avbrutt	4,0 mg/l	48	6	5,5
27.2* *	12:01	0.200	23.02	avbrutt	5,0 mg/l	-	8	5,5
29.2	13:47	0.199	39.03	> 48 timer	5,0 mg/l	-	9	5,6
2.3	12:14	0.202	0.38	03.03.2020 19:24	3,0 mg/l	31	-	5,6/5,7
4.3	12:20	-	0	avbrutt	3,0 mg/l	-	4	5,6/5,7
5.3	13:45	-	0	06.03.2020 23:50	3,0 mg/l	34	-	5,4
7.3*	15:33	-	0	09.03.2020 00:20	3,0 mg/l	33	8	5,4
9.3	13:07	-	0	avbrutt	3,0 mg/l	-	6	5,4
10.3	16:53	-	0	12.03.2020 18:05	2,5 mg/l	49	7	5,4
12.3	20:44	-	0	avbrutt	2,5 mg/l	-	8	5,4
13.3	15:00	-	0	16.03.2020 10:00	2,0 mg/l	67	8	5,4/5,5
16.3	12:41	0.200	0.32	18.03.2020 10:00	2,5 mg/l	45	6	5,3/5,4
18.3	16:34	0.200	0.28	20.03.2020 04:49	3,0 mg/l	36	6	5,3-5,6
20.3	12:36	0.200	4.32	21.03.2020 16:58	3,5 mg/l	Ca. 28,5	-	5,3/5,4



22.3	6:24	0.200	3.73	23.03.2020 12:24	3,5 mg/l	30	6	5,4
23.3	13:37	0.200	6.77	25.03.2020 03:00	4,0 mg/l	37,5	6	5,3
25.3* **	14:30	0.200	9.05	27.03.2020 15:48	4,5 mg/l	49	5	5,3
27.3*	16:00	-	0	30.03.2020 01:59	1,5 mg/l	50	10	5,3/5,4
30.3	14:36	0.200	0.62	avbrutt	1,5 mg/l	-	8	5,5/5,6
31.3	14:17	0.200	0.52	03.04.2020 01:54	2,0 mg/l	60	8	5,4/5,5
		< 0,1						
17.2*	13:00	0.100	2.63	19.02.2020 00:00	4,0 mg/l	35	7	4,0
19.2	12:14	0.100	13.08	21.02.2020 07:02	4,0 mg/l	43	7	5,5
21.2* ***	11:44	0.100	0.33	avbrutt		-	-	-
21.2	15:08	0.100	20.95	23.02.2020 17:30	4,0 mg/l	50	-	5,0
24.2* ***	5:00	0.098	0.28	spylt før	4,0 mg/l	-	10	7,1
24.2* *	10:09	-	0	avbrutt	4,0 mg/l	-	8	5,0
25.2	12:20	0.092	26.47	avbrutt	4,0 mg/l	48	6	5,5
27.2* *	12:01	-	49.38	avbrutt	5,0 mg/l	-	8	5,5
29.2	13:47	-	0	> 48 timer	5,0 mg/l	-	9	5,6
2.3	12:14	0.099	4.48	03.03.2020 19:24	3,0 mg/l	31	-	5,6/5,7
4.3	12:20	0.090	1.93	avbrutt	3,0 mg/l	-	4	5,6/5,7
5.3	13:45	0.100	2.75	06.03.2020 23:50	3,0 mg/l	34	-	5,4
7.3*	15:33	0.100	2.52	09.03.2020 00:20	3,0 mg/l	33	8	5,4
9.9	13:07	-	0	avbrutt	3,0 mg/l	-	6	5,4
10.3	16:53	-	0	12.03.2020 18:05	2,5 mg/l	49	7	5,4
12.3	20:44	0.100	0.30	avbrutt	2,5 mg/l	-	8	5,4
13.3	15:00	0.100	0.30	16.03.2020 10:00	2,0 mg/l	67	8	5,4/5,5

<b>16.3</b>	12:41	0.100	0.58	18.03.2020 10:00	2,5 mg/l	45	6	5,3/5,4
<b>18.3</b>	16:34	0.100	0.55	20.03.2020 04:49	3,0 mg/l	36	6	5,3-5,6
<b>20.3</b>	12:36	0.100	6.40	21.03.2020 16:58	3,5 mg/l	Ca. 28,5	-	5,3/5,4
<b>22.3</b>	6:24	0.100	5.75	23.03.2020 12:24	3,5 mg/l	30	6	5,4
<b>23.3</b>	13:37	0.100	10.73	25.03.2020 03:00	4,0 mg/l	37,5	6	5,3
<b>25.3*</b> <b>**</b>	14:30	0.100	16.83	27.03.2020 15:48	4,5 mg/l	49	5	5,3
<b>27.3*</b>	16:00	0.086	0.54	30.03.2020 01:59	1,5 mg/l	50	10	5,3/5,4
<b>30.3</b>	14:36	0.100	0.87	avbrutt	1,5 mg/l	-	8	5,5/5,6
<b>31.3</b>	14:17	0.100	0.63	03.04.2020 01:54	2,0 mg/l	60	8	5,4/5,5

\* Tett filter

\*\* Vannprøve tatt før turbiditeten er under < 0,1 FNU

\*\*\* Filteret er spylt før gjennombrudd

\*\*\*\*Syklus er brukt til å justere pH eller tom syretank

\*\*\*\*\* - verdien er ikke oppnådd eller prøve er ikke tatt

**Jar-test.** Tabellen under viser dosering, koagulerings-pH, turbiditet, fargetall og rentvanns-pH fra forsøkene med kitosan og PIX-318 i Jar-test:

Prøve	Dosering (mg/l)	pH før	pH etter	Turbiditet (FNU)	Farge (mg Pt/l)
<b>Test av forsøksoppsett</b>					
1	3,0	7.10	7.01	1.45	11
2	3,0	7.10	7.09	1.23	13
3	4,0	7.10	6.99	2.23	10
4	4,0	7.10	6.90	1.89	11
5	5,0	7.10	6.99	3.36	8
6	5,0	7.10	7.03	2.17	6
<b>Råvann</b>		7.10	7.10	0.38	15
<b>Dato 17.01.2020</b>					
1	2,0	4.01	4.02	0.699	8
2	2,0	4.01	4.01	0.692	7
3	3,0	4.01	4.00	0.447	12
4	3,0	4.01	4.01	0.401	10
5	4,0	4.01	3.98	0.398	7
6	4,0	4.01	3.98	0.372	8
<b>Råvann</b>		6.44		0.379	21
<b>Dato 22.01.2020</b>					
1	5,0	5.65	5.36	0.517	9
2	5,0	5.65	5.35	0.535	6
3	5,0	4.10	4.02	0.445	15
4	5,0	4.10	4.00	0.459	13
5	5,0	4.65	4.48	0.437	12
6	5,0	4.65	4.48	0.402	10
<b>Råvann</b>		7.23		0.319	23
<b>Dato 23.01.2020</b>					
1	2,0	4.55	4.53	0.779	10
2	2,0	4.55	4.53	0.853	8
3	3,0	4.55	4.50	0.548	6

Prøve	Dosering (mg/l)	pH før	pH etter	Turbiditet (FNU)	Farge (mg Pt/l)
4	3,0	4.55	4.50	0.497	6
5	4,0	4.55	4.49	0.430	4
6	4,0	4.55	4.51	0.485	7
<b>Råvann</b>		7.15	4.55	0.270	21
<b>Dato 28.01.2020</b>					
1	1,0	4.57	4.56	0.575	11
2	1,0	4.57	4.55	0.627	11
3	5,0	4.57	4.46	0.364	8
4	5,0	4.57	4.44	0.358	10
5	6,0	4.57	4.44	0.348	11
6	6,0	4.57	4.44	0.349	11
<b>Råvann</b>		7.24	4.57	0.297	21
<b>Dato 28.01.2020</b>					
1	2,0	5.16	5.11	0.873	9
2	2,0	5.16	5.12	0.871	11
3	3,0	5.16	5.11	0.903	7
4	3,0	5.16	5.16	0.832	5
5	4,0	5.16	5.04	0.549	6
6	4,0	5.16	5.04	0.499	6
<b>Råvann</b>		7.24	4.57	0.297	21
<b>Dato 29.01.2020</b>					
1	3,0	5.12	5.05	0.834	5
2	3,0	5.12	5.04	0.825	9
3	4,0	5.12	4.96	0.393	5
4	4,0	5.12	4.98	0.512	4
5	5,0	5.12	4.93	0.361	4
6	5,0	5.12	4.92	0.384	8
<b>Råvann</b>				0.281	21
<b>Dato 31.01.2020</b>					
1	3,0	5.04	4.92	0.861	9
2	3,0	5.04	4.94	0.876	6

<b>Prøve</b>	<b>Dosering (mg/l)</b>	<b>pH før</b>	<b>pH etter</b>	<b>Turbiditet (FNU)</b>	<b>Farge (mg Pt/l)</b>
<b>3</b>	4,0	5.04	4.88	0.589	5
<b>4</b>	4,0	5.04	4.87	0.556	6
<b>5</b>	5,0	5.04	4.86	0.447	5
<b>6</b>	5,0	5.04	4.85	0.433	5
<b>Råvann</b>		7.19		0.331	18
<b>Dato 31.01.2020, forsøk med PIX-318</b>					
<b>1</b>	3,0	7.19	4.47	2.89	9
<b>2</b>	3,0	7.19	4.46	2.78	12
<b>3</b>	3,0	7.19	4.48	2.77	7
<b>4</b>	3,0	7.19	4.45	2.75	8
<b>5</b>	3,0	7.19	4.45	2.74	6
<b>6</b>	3,0	7.19	4.42	2.66	7
<b>Råvann</b>		7.19		0.331	18

**Trykkmålinger.** Tabellen under viser resultatene fra trykkmålingene over filtermassen i pilotanlegget:

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
<b>Jern</b>				
2	2.25	1.65	0.6	
3	2.26	1.66	0.6	-
4	2.26	1.66	0.6	-
5	2.28	1.68	0.6	-
6	2.25	1.64	0.61	- 0.01
7	2.32	1.72	0.6	0.01
8	2.36	1.81	0.55	0.05
9	2.41	2.05	0.36	0.19
10	2.43	2.12	0.31	0.05
11	2.43	1.26	1.17	- 0.86
12	2.14	2.15	-0.01	1.18
<b>Dato 17.02.2020</b>				
2	2.28	1.35	0.93	
3	2.3	1.37	0.93	-
4	2.31	1.39	0.92	0.01
5	2.31	1.4	0.91	0.01
6	2.27	1.36	0.91	-
7	2.34	1.41	0.93	- 0.02
8	2.38	0.53	1.85	- 0.92
9	2.42	2.39	0.03	1.82
10	2.44	2.41	0.03	-
11	2.43	2.42	0.01	0.02
12	2.44	2.44	0	0.01
<b>Dato 19.02.2020</b>				
2	2.26	1.36	0.9	
3	2.28	1.38	0.9	-
4	2.3	1.39	0.91	- 0.01
5	2.3	1.4	0.9	0.01
6	2.26	1.36	0.9	-
7	2.33	1.42	0.91	- 0.01
8	2.37	1.77	0.6	0.31
9	2.41	2.38	0.03	0.57
10	2.43	2.41	0.02	0.01
11	2.43	2.41	0.02	-
12	2.43	2.38	0.05	- 0.03

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
<b>Dato 21.02.2020</b>				
2	2.25	1.41	0.84	
3	2.28	1.43	0.85	- 0.01
4	2.29	1.44	0.85	-
5	2.29	1.44	0.85	-
6	2.25	1.41	0.84	0.01
7	2.32	1.47	0.85	- 0.01
8	2.36	2.07	0.29	0.56
9	2.41	2.39	0.02	0.27
10	2.43	2.41	0.02	-
11	2.42	2.41	0.01	0.01
12	2.43	2.43	0	0.01
<b>Dato 25.02.2020</b>				
2	2.25	1.77	0.48	
3	2.28	1.8	0.48	-
4	2.29	1.81	0.48	-
5	2.29	1.82	0.47	0.01
6	2.25	1.77	0.48	- 0.01
7	2.32	1.84	0.48	-
8	2.36	2.19	0.17	0.31
9	2.28	2.37	-0.09	0.26
10	2.18	2.31	-0.13	0.04
11	2.23	2.25	-0.02	- 0.11
12	2.28	2.36	-0.08	0.06
<b>Dato 2.03.2020</b>				
2	2.27	1.36	0.91	
3	2.3	1.39	0.91	-
4	2.31	1.4	0.91	-
5	2.34	1.52	0.82	0.09
6	2.27	1.36	0.91	- 0.09
7	2.33	1.41	0.92	- 0.01
8	2.37	1.52	0.85	0.07
9	2.27	1.58	0.69	0.16
10	2.19	1.65	0.54	0.15
11	2.12	1.62	0.5	0.04
12	2.27	2.34	-0.07	0.57
<b>Dato 5.03.2020</b>				
2	2.24	1.8	0.44	
3	2.3	1.86	0.44	0.00

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
4	2.3	1.86	0.44	-
5	2.29	1.88	0.41	0.03
6	2.26	1.82	0.44	- 0.03
7	2.32	1.88	0.44	-
8	2.1	2.03	0.07	0.37
9	1.37	1.56	-0.19	0.26
10	1.39	1.55	-0.16	- 0.03
11	1.35	1.5	-0.15	- 0.01
12	2.2	2.31	-0.11	- 0.04
<b>Dato 7.03.2020</b>				
2	2.25	1.82	0.43	
3	2.31	1.88	0.43	-
4	2.31	1.88	0.43	-
5	2.31	1.91	0.4	0.03
6	2.27	1.84	0.43	- 0.03
7	2.34	1.91	0.43	-
8	2.38	1.72	0.66	- 0.23
9	1.01	1.26	-0.25	0.91
10	1.04	1.28	-0.24	- 0.01
11	1.16	1.88	-0.72	0.48
12	2.23	2.35	-0.12	- 0.60
<b>Dato 9.03.2020</b>				
2	2.25	1.6	0.65	
3	2.3	1.65	0.65	-
4	2.31	1.66	0.65	-
5	2.23	1.68	0.55	0.10
6	2.27	1.63	0.64	- 0.09
7	2.33	1.69	0.64	-
8	1.5	1.82	-0.32	0.96
9	1.26	1.41	-0.15	- 0.17
10	1.2	1.37	-0.17	0.02
11	1.14	1.35	-0.21	0.04
12	2.28	2.37	-0.09	- 0.12
<b>Dato 10.03.2020</b>				
2	2.25	1.37	0.88	
3	2.3	1.43	0.87	0.01
4	2.31	1.44	0.87	-
5	2.31	1.46	0.85	0.02
6	2.27	1.42	0.85	-



Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
7	2.33	1.46	0.87	- 0.02
8	1.83	1.75	0.08	0.79
9	1.42	1.61	-0.19	0.27
10	1.38	1.61	-0.23	0.04
11	1.36	1.66	-0.3	0.07
12	2.33	2.42	-0.09	- 0.21
<b>Dato 13.03.2020</b>				
2	2.24	1.34	0.9	
3	2.29	1.39	0.9	-
4	2.3	1.4	0.9	-
5	2.3	1.41	0.89	0.01
6	2.27	1.37	0.9	- 0.01
7	2.33	1.43	0.9	-
8	1.79	1.63	0.16	0.74
9	2.19	1.59	0.6	- 0.44
10	1.72	1.73	-0.01	0.61
11	1.66	1.78	-0.12	0.11
12	2.39	2.43	-0.04	- 0.08
<b>Dato 16.03.2020</b>				
2	2.22	1.38	0.84	
3	2.27	1.43	0.84	-
4	2.28	1.44	0.84	-
5	2.28	1.45	0.83	0.01
6	2.25	1.41	0.84	- 0.01
7	2.31	1.47	0.84	-
8	1.63	1.73	-0.1	0.94
9	2.25	1.68	0.57	- 0.67
10	2.28	1.72	0.56	0.01
11	1.83	1.79	0.04	0.52
12	2.38	2.42	-0.04	0.08
<b>Dato 18.03.2020</b>				
2	2.21	1.33	0.88	
3	2.26	1.38	0.88	-
4	2.27	1.4	0.87	0.01
5	2.27	1.41	0.86	0.01
6	2.24	1.36	0.88	- 0.02
7	2.3	1.42	0.88	-
8	1.78	1.67	0.11	0.77
9	1.73	1.6	0.13	- 0.02

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
10	1.61	1.73	-0.12	0.25
11	1.52	1.72	-0.2	0.08
12	2.4	2.42	-0.02	- 0.18
<b>Dato 20.03.2020</b>				
2	2.21	1.29	0.92	
3	2.26	1.34	0.92	-
4	2.28	1.34	0.94	- 0.02
5	2.28	1.34	0.94	-
6	2.24	1.3	0.94	-
7	2.31	1.35	0.96	- 0.02
8	2.08	1.61	0.47	0.49
9	2.2	2.03	0.17	0.30
10	1.57	1.64	-0.07	0.24
11	2.15	2.05	0.1	- 0.17
12	2.41	2.42	-0.01	0.11
<b>Dato 22.03.2020</b>				
2	2.22	1.32	0.9	
3	2.27	1.38	0.89	0.01
4	2.28	1.39	0.89	-
5	2.27	1.4	0.87	0.02
6	2.24	1.35	0.89	- 0.02
7	2.31	1.43	0.88	0.01
8	1.91	1.95	-0.04	0.92
9	2.16	2.16	0	- 0.04
10	1.84	1.91	-0.07	0.07
11	1.8	1.91	-0.11	0.04
12	2.41	2.43	-0.02	- 0.09
<b>Dato 23.03.2020</b>				
2	2.22	1.37	0.85	
3	2.27	1.42	0.85	-
4	2.29	1.43	0.86	- 0.01
5	2.29	1.44	0.85	0.01
6	2.25	1.4	0.85	-
7	2.32	1.48	0.84	0.01
8	1.92	1.99	-0.07	0.91
9	1.64	1.79	-0.15	0.08
10	1.95	2.11	-0.16	0.01
11	1.9	2	-0.1	- 0.06
12	2.42	2.44	-0.02	- 0.08

Prøvepunkt	Under modning	Etter gjennombrudd	Differanse	Tap mellom prøvepunkt
<b>Dato 25.03.2020</b>				
2	2.22	1.59	0.63	
3	2.27	1.64	0.63	-
4	2.28	1.65	0.63	-
5	2.28	1.65	0.63	-
6	2.25	1.62	0.63	-
7	2.32	1.76	0.56	0.07
8	1.49	1.6	-0.11	0.67
9	1.91	2.08	-0.17	0.06
10	2.22	2.3	-0.08	- 0.09
11	2.26	2.33	-0.07	- 0.01
12	2.39	2.42	-0.03	- 0.04
<b>Dato 27.03.2020</b>				
2	2.24	1.32	0.92	
3	2.28	1.37	0.91	0.01
4	2.3	1.38	0.92	- 0.01
5	2.29	1.38	0.91	0.01
6	2.26	1.35	0.91	-
7	2.33	1.41	0.92	- 0.01
8	1.61	1.66	-0.05	0.97
9	2.08	1.61	0.47	- 0.52
10	2.31	1.58	0.73	- 0.26
11	2.42	1.68	0.74	- 0.01
12	2.37	2.09	0.28	0.46
<b>Dato 31.03.2020</b>				
2	2.21	1.35	0.86	
3	2.66	1.4	1.26	- 0.40
4	2.28	1.41	0.87	0.39
5	2.28	1.4	0.88	- 0.01
6	2.25	1.39	0.86	0.02
7	2.31	1.44	0.87	- 0.01
8	1.69	1.73	-0.04	0.91
9	1.77	1.6	0.17	- 0.21
10	2.33	1.57	0.76	- 0.59
11	2.42	1.88	0.54	0.22
12	2.37	2.42	-0.05	0.59

\*Negative differanse kan komme av feil i avlesning fra pilotens styringssystem.

\*\*Verdier utenfor normalen, kan skyldes tett slang.



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway