



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2018 30 stp**

Fakultetet for realfag og teknologi

Lars J. Hem

## **Pilotforsøk med fargefjerning i to- media- og etterfølgende alkalisk filter for kartlegging av optimale koaguleringsforhold.**

Pilot-scale investigation of color removal in two-layered- and subsequent alkaline filter for identifying optimal coagulation conditions.

**Tomas Bergane Johansen**

Vann- og Miljøteknikk

Fakultetet for realfag og teknologi



## **FORORD**

Arbeidet med masteroppgaven våren 2018 avslutter mine fem år her ved NMBU og studiet vann- og miljøteknikk. Fem år som har gått alt for fort, og tiden er nå inne for å slutte seg til de voksnes rekker.

Da muligheten kom for å disponere et «eget» drikkevannrensesystem kunne jeg ikke la den sjansen gå fra meg. Lars Hem har vært hovedveileder gjennom hele prosessen. Oppgaven er initiert av et samarbeid mellom Asker og Bærum Vannverk og Oslo Vann- og Avløpsetat. Oppgaven tar for seg et viktig og interessant tema innenfor drikkevannsbehandling; fargefjerning.

I løpet av våren har jeg hatt tilholdssted på Kattås, Bærum under gjennomføring av forsøkene. Jeg vil gjerne takke alle på Kattås for å ha tatt godt imot meg. Videre vil jeg takke Vigdis Bjerke og Karin Sogn for opplæring på pilotanlegg og laboratoriet, samt deres hjelp med analyser av vannprøver. Arbeidet med piloten har gått nærmest knirkefritt. Tilslutt ønsker jeg å gi en stor takk Lars Hem for arbeidet med gode innspill, veiledning og nyttige tilbakemeldinger. Oppgaven hadde vært vanskelig å utføre uten deres hjelp.

Tomas B. Johansen

Ås, 11.05.2018

## SAMMENDRAG

Denne masteroppgaven er etablert av ABV og Oslo VAV. Sammen samarbeider de om et pilotanlegg stasjonert på Kattås. Piloten baserer seg på koagulering og kontaktfiltrering for fjerning av NOM og partikler fra råvann fra Holsfjorden.

Hovedmålet med oppgaven er å kartlegge sammenhengene mellom koagulantdosering, koagulerings-pH, hydraulisk belastning og resulterende rentvannskvalitet. Anlegget er bygd opp som et typisk Larvikprosessanlegg med et to-media filter og et påfølgende alkalisk filter. To-media filteret består av et overlag med Filtralite NC 0,8-1,6 mm og et underlag med Rådasand av ulik kornstørrelse (0,4-0,8 mm). Det ble benyttet marmor (1-3mm) som filtermasse i det alkaliske filteret. Det ble benyttet en mellomlagringstank mellom 2-media filteret og det alkaliske filteret for å utjevne for vann som gikk til det alkaliske filteret.

Det ble benyttet ulike doser av PIX-318 (2,5 – 4,0 mg Fe/l) ved ulike pH nivåer (4,0 – 6,0). Vannprøver ble tatt ved ulike steder i systemet og analysert for pH, farge, turbiditet, TOC, Fe-rest, Ca og alkalitet. Filterbelastningen var konstant på 7,5 m/h for alle forsøk. Ved helgekjøring ble filterbelastningen redusert til 3,0 m/h.

Best koagulering og partikkelfjerning for lave doser ( $\leq 3,0$  mg Fe/l) var ved lav pH ( $\leq 4,5$ ), mens det for høye doser var ( $\geq 3,5$  mg Fe/l) ved høy pH (5,0-5,5). Lengst filterdrift ble oppnådd ved pH = 4 for samtlige doser.

Utrekning av teoretisk og praktisk dose ble ikke testet direkte i piloten. Ved videre arbeid ville det vært interessant å teste disse dosene i pilotanlegget.

## ABSTRACT

Asker, Bærum and Oslo municipally initiated this master thesis, where they distribute a pilot plant located at Kattås, Bærum. The pilot plant use coagulation/contact filtration in order to remove color from raw water from Holsfjorden.

The main purpose for the assessment was to identify the links between coagulation dosage, coagulation-pH, hydraulic load and the resulting water quality. The pilot plant is built as a typical Larvik-processing plant with two filter columns in series. Filtralite NC 0.8 – 1.6mm was used as a top layer, and Rådasand of different grain size (0.4 – 0.8mm) was used as bottom layer for the 2-media filter bed. Marble (1 – 3mm) was used as filter media for the subsequent alkaline filter. The system contains a storage water tank between the two filter columns for equating water flowing to the alkaline filter.

Different dosages of PIX-318 (2.5 – 4.0 mg Fe/l) were used at different pH-levels (4.0 – 6.0). Alkalinity, turbidity, pH, TOC, color, Fe-rest and Ca were analyzed from water samples taken in different parts of the system. The hydraulic load remained constant during all tests at 7.5 m/h. The filter load was reduced to 3.0 m/h during the weekends.

Optimal coagulation and particle removal for low dosages ( $\leq 3.0$  mg Fe/l) were at low pH ( $\leq 4.5$ ), while high dosages ( $\geq 3.5$  mg Fe/l) were at high pH (5.0-5.5). The longest runtime was achieved at pH = 4.0 for all dosages.

There was no directly testing of calculated practical and theoretical dosage in the pilot plant. However, a future testing of these dosages would be of great experience.

# INNHALDSFORTEGNELSE

<b>FORORD</b> .....	I
<b>ABSTRACT</b> .....	III
<b>FIGURLISTE</b> .....	VI
<b>TABELLISTE</b> .....	IX
<b>FORKORTELSER</b> .....	X
<b>1. INNLEDNING</b> .....	1
1.1. Bakgrunn.....	1
1.2. Formål.....	1
<b>2. TEORI</b> .....	3
2.1. Humus og TOC i drikkevann.....	3
2.2. Fargefjerning.....	4
2.3. Korrosjonskontroll (Ca, pH og bufferkapasitet).....	5
2.4. Koagulering og kontaktfiltrering.....	6
2.4.1. Koaguleringsprosessen.....	7
2.4.2. Koaguleringsmekanismer.....	7
2.4.3. Koagulanter.....	9
2.4.4. Kontaktfiltreringsanlegg.....	11
2.4.5. Filtersyklus.....	12
2.4.6. Filterhastighet.....	13
2.4.7. Trykktap.....	13
2.4.8. Koaguleringsbetingelser.....	14
2.4.9. Bestemmelser for renseseffekt i koaguleringsanlegg.....	15
2.4.10. Moldeprosessen.....	16
<b>3. BESKRIVELSE AV PILOTANLEGG</b> .....	19
3.1. Råvann.....	20
3.2. Filterkolonner.....	22
3.3. Kjemikalier.....	24
3.3.1. Koagulant.....	24
3.3.2. Saltsyre.....	24
3.3.3. Polymer.....	24

3.4.	Spyling av filtre .....	25
3.5.	Prøvetakning .....	25
<b>4.</b>	<b>GJENNOMFØRING AV PILOTFORSØK .....</b>	<b>27</b>
4.1.	Formål .....	27
4.2.	Metode.....	27
4.2.1.	Identifisere optimale koaguleringsforhold .....	27
4.2.2.	Optimal driftstid .....	29
4.2.3.	pH i marmorfilter ved helgekjøring .....	30
<b>5.</b>	<b>RESULTATER .....</b>	<b>31</b>
5.1.	Optimale koaguleringsforhold .....	31
5.2.	Optimal driftstid.....	38
5.3.	pH i marmorfilter etter helgekjøring .....	40
<b>6.</b>	<b>DISKUSJON .....</b>	<b>41</b>
6.1.	Diskusjon av resultater .....	41
6.1.1.	Optimale koaguleringsforhold .....	41
6.1.2.	Korrosjonskontroll.....	44
6.1.3.	Optimal driftstid .....	46
6.1.4.	pH i marmorfilter etter helgekjøring .....	48
<b>7.</b>	<b>KONKLUSJON .....</b>	<b>49</b>
<b>8.</b>	<b>KILDER .....</b>	<b>51</b>
	<b>Vedlegg A: Beskrivelse av pilotanlegg .....</b>	<b>i</b>
	<b>Vedlegg B: Analyse av vannprøver .....</b>	<b>iii</b>
	<b>Vedlegg C: Online instrumenter .....</b>	<b>vii</b>

## FIGURLISTE

Figur 2.1: Utvikling for TOC (årlige middeltrek) for ulike regioner i Norge i tidsrommet 1986-2000 (Ødegaard, 2002).....	3
Figur 2.2: Utvikling av fargetall i Oslos drikkevannskilder fra 1975-2000 (Ødegaard, 2002).	4
Figur 2.3: Flytskjema for tre ulike oppbygninger av koagulerings/filtreringsanlegg (Eikebrokk 2012). .....	6
Figur 2.4: Destabilisering av kolloider og oppbygning av fnokker ved tilsetning av koagulant (Ghernaout et al. 2015).....	7
Figur 2.5: Soner for destabilisering og restabilisering ved en gitt pH med sammenheng til kolloidekonsentrasjon og koagulantdose (Stumm & O'Melia 1968). .....	9
Figur 2.6: Sammenligning av teoretisk løselighet for jern ved 10 og 25 grader C og eksperimentell data (Saltnes 2001). .....	10
Figur 2.7: Løselighetsdiagram for aluminium i likevekt med Al(OH) <sub>3</sub> ved 5 og 24 grader C (Saltnes 2001). .....	10
Figur 2.8: Typisk tendens for utløpsturbiditet og trykktap under en filtersyklus (Amburgey 2003).....	12
Figur 2.9: Sammenheng mellom pH, filtrakvalitet og koagulantdose for koagulering/kontaktfiltrering (Ødegaard 2014).....	14
Figur 2.10: Flytskjema for et typisk anlegg basert på Moldeprosessen (Brandt & Ording 2014).....	17
Figur 3.1: Prinsippskisse av pilotanlegget som ble brukt i oppgaven.....	19
Figur 3.2: Målte og stipulerte min-, maks- og middelveier for fargetallet (mg Pt/l) i Holsfjorden (Eikebrokk, Berge, Hem, Smith 2012). .....	21
Figur 3.3: Prinsippskisse av oppbygning av K1 med typer filtermasser og filtertykkelser (Bjerke 2018). .....	22
Figur 3.4: Prinsippskisse av oppbygning av K2 med typer filtermasser og filtertykkelser Vannivået vil være noe lavere enn i filterkolonne 1 (Bjerke 2018).....	23
Figur 5.1: Utløpsturbiditet (online) etter K1 med ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.....	32
Figur 5.2: Utløpsturbiditet (lab) etter K1 med ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	32



Figur 5.3: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 for dose = 2,5 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h.....	33
Figur 5.4: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 dose = 3,0 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	33
Figur 5.5: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 dose = 3,5 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h .....	34
Figur 5.6: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 dose = 4,0 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h.....	34
Figur 5.7: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 2,5 mg Fe/l ved ulik pH. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	35
Figur 5.8: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 3,0 mg Fe/l ved ulik pH. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	35
Figur 5.9: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 3,5 mg Fe/l ved ulik pH. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	36
Figur 5.10: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 4,0 mg Fe/l ved ulik pH. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	36
Figur 5.11: TOC-konsentrasjon i filtrert vann etter K1 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	37
Figur 5.12: Ca-konsentrasjon i filtrert vann etter K2 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.....	37
Figur 5.13: Alkalitet i filtrert vann etter K2 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.....	37
Figur 5.14: Modningstid med ulike doser PIX-318 i filterkolonne 1. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	38
Figur 5.15: Driftstid med ulike doser PIX-318 i filterkolonne 1. Filterhastighet = 7,5 m/h. ..	38
Figur 5.16: Trykktap i filterkolonne 1 etter endt driftstid ved forskjellige doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. Ved trykktap = 3,58m vil dette være den begrensende faktor. Ved trykktap < 3,58m vil turbiditeten være den begrensende faktor i systemet. ....	39
Figur 5.17: pH ut av K2 etter helgekjøring. pH inn i K1 var satt til 4,0. Filterhastighet = 3,0 m/h .....	40

## **Figurer i Vedlegg A**

Figur A. 1: Prinsippskisse av koagulering/kontaktfiltreringsanlegget på Kattås. Punkter 1-3 representerer uttakspunkter for vannprøver..... i

## **Figurer i Vedlegg B**

Figur B. 1: pH-meter og elektrode som ble benyttet (foto: Siren Skripeland). ..... iii

Figur B. 2: Turbidimeter Hack 2100N turbidimeter som ble benyttet i analyser av vannprøver (foto: LabX, 2018) ..... iv

Figur B. 3: Spektrofotometer Pharo 300 som ble benyttet i analyser av vannprøver (foto: Siren Skripeland). ..... v

## **Figurer i Vedlegg C**

Figur C. 1: Online pH-meter som ble benyttet i forsøkene (foto: Siren Skripeland)..... vii

Figur C. 2: Online turbidimeter som ble benyttet i forsøkene (foto: Siren Skripeland). ..... vii

## TABELLISTE

Tabell 2. 1: Veiledende grenseverdier for hygienisk barriere i koaguleringsanlegg (Mattilsynet 2018).....	15
Tabell 3. 1: Råvannsprøver tatt på Toverud i 2013 (Brandt & Ording 2014). .....	20
Tabell 3. 2: Verdier for kolonnefilter 1 (Bjerke 2018).....	22
Tabell 3. 3: Verdier for filterkolonne 2 (Bjerke 2018).....	23
Tabell 3. 4: Tilbakespylingsprosessen i K1 og K2 .....	25
Tabell 4. 1: Spesifisering for hvilke koaguleringsforhold hvor det ble tatt vannprøver. Ved grønn og gul farge ble det tatt prøver, mens det ved rød farge ikke ble tatt vannprøver. ....	28
Tabell 4. 2: Oversikt over lengden på forsøket ved de ulike koaguleringsforholdene. ....	30
Tabell 5. 1: Oversikt over ønsket pH inn i systemet og faktisk pH i punkt 1-3 figur 3.1 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	31
Tabell 5. 2: Sammenheng mellom modningstid og driftstid for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. ....	39

## **FORKORTELSER**

ABV – Asker og Bærum Vannverk

VAV – Vann og avløpsetaten i Oslo

NOM – Naturlig organisk materiale

TOC – Totalt organisk karbon

K1 – Kolonne 1

K2 – Kolonne 2

# 1. INNLEDNING

## 1.1. Bakgrunn

Holsfjorden har siden 1985 vært brukt som vannkilde for Asker og Bærum vannverk (ABV). Fargetallet i drikkevannskilden har økt jevnlig siden den først gang ble tatt i bruk. Fargetallet i Holsfjorden har steget fra 12 mg Pt/l til dagens nivå på 18-19 mg Pt/l. Det er ventet at fargetallet vil stige ytterligere i tiårene som kommer. Det vil da overskride drikkevannsforskriftens krav på 20 mg Pt/l. Klor og UV-bestråling er i dag brukt som eneste desinfeksjonsmidler i vannrenseanlegget på Kattås. For høyt humusinnhold i råvannet vil påvirke de to desinfeksjonsmidlene negativt (Brandt & Ordning 2014).

Vann og avløpsetaten i Oslo (VAV) ser etter en reservekilde som kan ta for seg kommunenes fremtidige vannforbruk. Da har Holsfjorden blitt sett på som et mulig alternativ.

Da både ABV og VAV har interesser i Holsfjorden utarbeidet Asplan Viak i samarbeid med de to vannverkene i 2014 aktuelle metoder for NOM (naturlig organisk materiale)-fjerning i Holsfjorden. På bakgrunn av denne utredningen ble det anbefalt et anlegg basert på koagulering/direktefiltrering. Etter fremleggingen av Asplan Viak's rapport har det blitt gjennomført flere pilotforsøk med bruk av ulike koagulanter i et slikt anlegg. Denne masteroppgaven tar for seg videre arbeid og testing av koagulant i et pilotanlegg basert på koagulering/direktefiltrering.

## 1.2. Formål

Formålet med oppgaven er å teste en type koagulant (PIX-318) i et fullskala pilotanlegg basert på koagulering/direktefiltrering for å se hvilken koagulant-dose som vil gi de beste resultater basert på driftstid, rest-jern, fargetall, kalsium og alkalitets-innhold. Ulike koagulant-doser ble gjennomført med ulik pH i råvannet. Filtreringshastigheten ble holdt konstant i gjennomføringen av alle forsøk. Oppgaven tar ikke for seg mengde produsert slam som følge av ulik dosering.



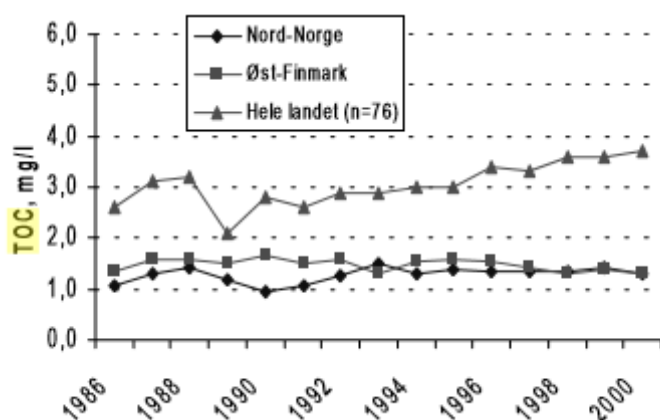
## 2. TEORI

### 2.1. Humus og TOC i drikkevann

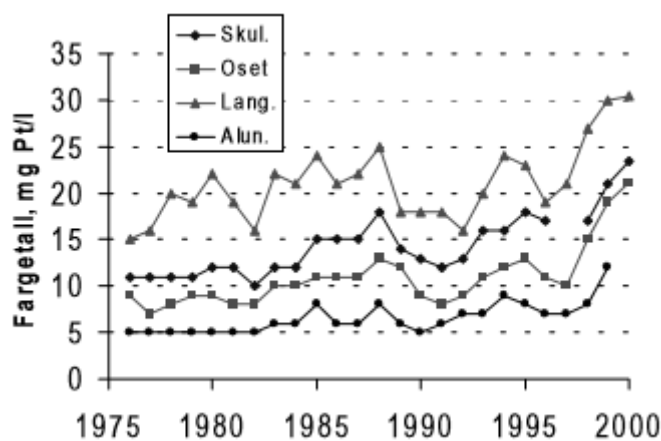
Den karakteristiske norske humusvannkilden i Norge er en innsjø med lav turbiditet ( $< 1$  FNU), bløtt vann ( $< 5$  mg Ca/l) og med lav alkalitet ( $< 0,5$  mekv/l). Videre ligger fargetallet normalt i området 20-100 mg Pt/l, og innholdet av organisk stoff ligger i siktet 2,5-7,5 mg C/l (Ødegaard 2014).

Humus er i denne sammenhengen oppløst naturlig organisk materiale (NOM) som gir vannet en gul uestetisk farge. Ett høyere humusinnhold i vannet vil gi et høyere fargetall på vannet. Mattilsynet har i drikkevannsforskriften satt et krav på fargetall  $< 20$  mg Pt/l (Lovdata 2017). Økningen av humusholdig vann har økt betydelig i Sør-Norge siden 1980, noe som har satt humusrensing i et større fokus i dag (Hongve 2015; Hongve, Riise & Kristiansen 2004).

Totalt organisk karbon (TOC) er en analyse som gjøres for bestemmelse av det organiske stoffet i vannet. Analysene utføres ved at en forbrenner alt organisk stoff. Mengden organisk stoff kan da bestemmes ut i fra den utviklede mengden  $\text{CO}_2$  under forbrenningen. Mattilsynet opererer med en TOC-grenseverdi på 3 mg C/l (Lovdata 2017). Det er i likhet med humus, vært en økning i TOC-konsentrasjoner i Sør-Norge fra samme målte tidsperiode, som en kan se i figurene under (Ødegaard 2002; Ødegaard 2014).



Figur 2.1: Utvikling for TOC (årlige middeltrekk) for ulike regioner i Norge i tidsrommet 1986-2000 (Ødegaard, 2002).



Figur 2.2: Utvikling av fargetall i Oslos drikkevannskilder fra 1975-2000 (Ødegaard, 2002).

På bakgrunn av figurene som er vist kan man se at det er en nær sammenheng mellom fargetall og TOC i drikkevann. Økningen av fargetall og TOC kan forklares med klimaendringer, hvor særlig nedbøren sees på som en nøkkelfaktor. Det skal også nevnes at det tidligere har vært målt høye TOC- verdier i norske innsjøer på 70- og 80- tallet uten å se tilsvarende høye verdier av fargetall (Ødegaard 2002).

## 2.2. Fargefjerning

Humus er naturlig forekommende organiske stoffer og selv om det i seg selv ikke er farlig, er det er en rekke grunner til hvorfor man ønsker dette materialet fjernet (Hongve 2015; Ødegaard 2014):

- NOM gir vannet lukt og smak.
- NOM gir vannet en gulbrun farge.
- NOM reagerer med desinfeksjonsmidler slik at:
  - Farlige biprodukter som bl.a. trihalometaner dannes ved reaksjon med klor.
  - Desinfeksjonsmiddelet blir forbrukt til oksidasjon av NOM, slik at mer desinfeksjonsmiddel er nødvendig for å opprettholde den samme rensegraden
- NOM har en negativ effekt for transmisjon av UV-bestråling.
- Beleggdannelse kan dannes i ledningsnettet ved for mye NOM i vannet.
- NOM påvirker korrosjon i ledningsnettet og armatur.



Det finnes en rekke måter å fjerne humus som vil effektivisere vannrensprosesser. De vanligste prosessene er ved bruk av ionebytting, aktivt kull, ozonering og koagulering/filtrering. Norge har alltid vært et foregangsland når det kommer til humusfjerning, og den mest brukte metoden her til lands er ved bruk av koagulering/filtrering (Ødegaard 2014).

### 2.3. Korrosjonskontroll (Ca, pH og bufferkapasitet)

Korrosjonskontroll utføres for å øke levetiden på materialene som brukes i ledningsnett. Disse materialene er sårbare ovenfor det sure, bløte og humusholdige vannet som er typisk i Norge. Vannbehandlingstiltak utføres for å forhindre korrosjon og korrosjonsprodukter i drikkevannet. Korrosjonskontrollen går i utgangspunktet ut på å justere vannets surhetsgrad (pH-verdi), samt innhold av kalsium og karbonat slik at det oppnår de veiledende kvalifikasjoner satt av mattilsynet (Norsk vann 2015; Ødegaard 2014).

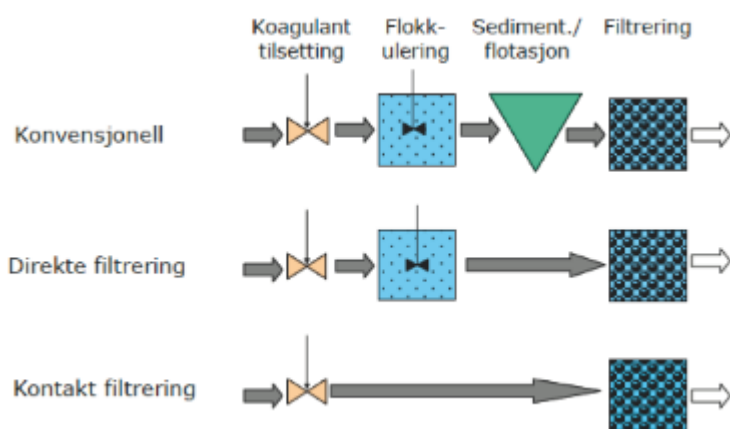
*«Bufferevne, i videste forstand er den evnen et kjemisk system har til å motvirke forandringer i den kjemiske forstand»* (Fjellvåg 2009). Vannets lave bufferevne gjør at pH vil endre seg utover ledningsnett. Man ønsker derfor å øke vannets bufferevne. Ved karbonatisering av drikkevannet øker man alkaliteten (konsentrasjonen av  $\text{HCO}_3^-$ ). Samtidig vil en økning av hardheten til vannet, dvs. innholdet av kalsium- og magnesiuminnhold bidra til å øke vannets bufferevne. En økning av vannets bufferevne vil føre til mindre utløsning av tungmetaller fra armatur som surt vann kan føre til. Metoder som er brukt for å øke vannets bufferkapasitet er f.eks. tilsetning av kalk og  $\text{CO}_2$ , soda, vannglass eller marmorfilter. Kalsium, pH og alkalitet i rentvann blir påvirket av vannets kontaktid med filtermassen, pH før alkalisk filter,  $\text{CO}_2$ -dosering før filter, oppløsningshastighet, type/dose koagulant og lutdosering etter filter (Folkehelseinstituttet 2004).

Det er ikke angitt grenseverdier for hverken kalsium eller alkalitet i drikkevannsforskriften. Det anbefales i midlertidig veiledende verdier for alkalitet på mellom 0,6 – 1,0 mmol/l, og en kalsiumkonsentrasjon på mellom 15-30 mg Ca/l for å redusere korrosjon på metaller i ledninger og armatur (Folkehelseinstituttet 2016).

## 2.4. Koagulering og kontaktfiltrering

NOM-molekylene har en stor negativ overflate ved normal pH, der ladningen på molekylene vil øke med økende pH. Humusmolekylene opererer derfor svært likt kollider i vann. Det betyr at metoder som er brukt for fjerning av kolloider, som koagulering/filtrering er svært egnet for humusfjerning (Ødegaard 2014).

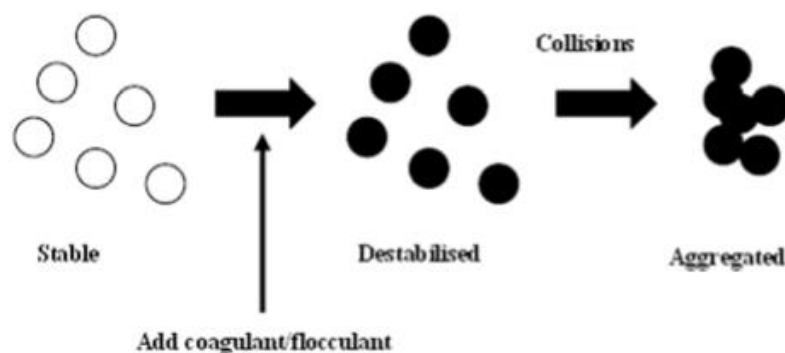
Selve prosessen koagulering/filtrering består av to trinn. Et koaguleringsstrinn der koagulant blir tilsatt, og et filtreringsstrinn der partikler separeres fra vannet. Det finnes ulike oppbygninger av koagulering/filtrerings-anlegg. De mest omtalte er konvensjonell filtrering, direkte filtrering og kontakt filtrering. Anleggene er ulikt oppbygd med koagulanttilsetning, flokkuleringstrinn og sedimentasjonstrinn som vist i figur 2.3. Anlegg basert på kontaktfiltrering brukes i hovedsak der råvannskvalitet er god og turbiditeten er lav ( $<1$  FNU). Dette er gjenspeilende for den humusholdige innsjøen i Norge. (Ødegaard 2014).



Figur 2.3: Flytskjema for tre ulike oppbygninger av koagulerings/filtreringsanlegg (Eikebrokk 2012).

### 2.4.1. Koaguleringsprosessen

Kolloider er veldig små partikler ( $d_i = 0,01-1\mu\text{m}$ ) som vil holde seg svevende og skape turbiditet i vann pga. dens størrelse og negative ladning. Partiklenes egenskaper gjør den stabil, det vil si at de hverken bunnfeller eller løper sammen. Stabiliteten til partikler i naturlig vann avhenger av balansen mellom (a) den frastøtende elektrostatiske kraften og (b) de van der Waalske krefter. Ved tilsetning av koagulant vil forholdet mellom disse kreftene forstyrres og man vil få utfelling av metallhydroksid. Koagulanten bestående av positive metaller vil motvirke den negative ladede delen av partikkelen og nøytralisere den. De nå ladningsnøytrale partiklene vil slå seg sammen til fnokker ved omrøring, se figur 2.4. Videre kan fnokkene separeres fra vannet ved bruk av sedimentering eller flotasjon. (Gheraout et al. 2015; Ødegaard 2014).

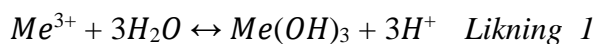


Figur 2.4: Destabilisering av kolloider og oppbygning av fnokker ved tilsetning av koagulant (Gheraout et al. 2015).

### 2.4.2. Koaguleringsmekanismer

Det finnes ulike koaguleringsmekanismer som påvirker koaguleringsprosessen. Vi kan dele de inn i fire hovedgrupper; kompresjon av dobbeltlaget, adsorpsjon og ladningsnøytralisering, brobygging og omsvøping (sweep flocc) (Ratnaweera 2017). Koagulantdose og pH er to sentrale faktorer som bestemmer hvilke koaguleringsmekanismer som oppstår (Ødegaard 2002).

Som nevnt vil tilsetning av koagulant gi en utfelling av metallhydroksid.



Me = Metall (eks. Fe eller Al)

Utfellingsproduktet er som vist i ligning 1 metallhydroksid,  $Me(OH)_3$ . Utfellingen i koaguleringsprosessen vil skje over flere steg der hydrolytiske mellomprodukter dannes. De negativ ladede kolloidene reagerer med de hydrolytiske mellomproduktene og nøytraliseres (Ødegaard, 2014).

I vannbehandling er adsorpsjon og ladningsnøytralisering den dominerende koaguleringsmekanismen. Innslag av omsvøping kan også forekomme (Ratnaweera 2017; Ødegaard, 2002).

Ved ladningsnøytralisering blir partikler destabilisert som følge av reaksjoner med positivt-ladede ioner og hydrolytiske mellomprodukter. Overflateladningen til partiklene vil da nøytraliseres. Under disse forholdene er koagulantdosen lav i forhold til partikkelinnholdet i vannet. En overdosering vil føre til økt utløpsturbiditet (Ratnaweera 2017; Ødegaard 2014; Ødegaard 2002).

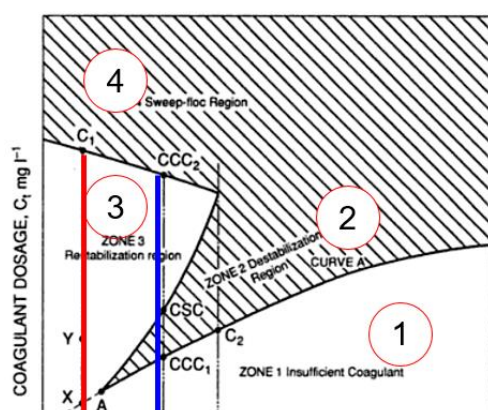
Ved omsvøping vil kolloidene bli innblandet i det voksende bunnfallet. Dette skjer ved en relativ høy koagulantdose i forhold til den kolloidale konsentrasjonen. De hydrolytiske reaksjonene vil skje så raskt at kolloidene blir innfanget av det utfelte hydroksidet. En for høy dose kan derimot føre til etablering av skjøre fnokker (Ratnaweera 2017; Ødegaard 2014).

Koaguleringsprosessen kan forbedres ved å tilsette polymer. Tilsetning av anionisk (negativ ladet) polymer brukes for å effektivisere flokkuleringsprosessen, mens nonionisk (nøytral) polymer brukes for å forlenge filtersyklusen (Eikebrokk 1999).

### 2.4.3. Koagulanter

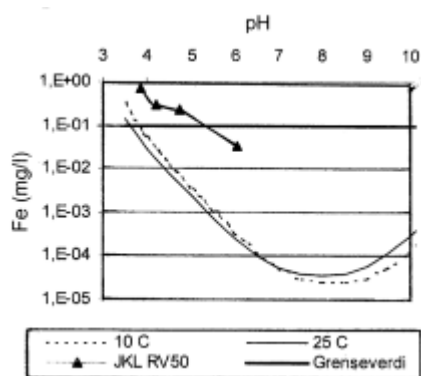
Det brukes en rekke ulike koagulanter i drikkevannsrensings-koagulerings/filtreringssystemer. Bruk av uorganiske koagulanter, dvs. aluminium eller jernbaserte produkter er det som er mest vanlig. Dette er fordi disse er billige og lette å få tak i. Aluminiumforbindelser er den foretrukne varianten i Norge, mens anvendelsen av jernbaserte produkter har økt de siste årene. Spesielt i den såkalte Moldeprosessen som jeg kommer tilbake til. Mer avanserte prepolymeriserte som PAX og PIX er varianter som er polymerisert til riktig metallkompleks. Dette gjør at en behøver lavere koagulantdoser, enn f.eks. salter av aluminium eller jern. Ulempen er at de prepolymeriserte variantene er dyrere i bruk (Pellikainen 2015; Ratnaweera 2013; Ødegaard 2014).

En kan dele koaguleringsprosessen inn i ulike soner, hvor en får gjennomslag for destabilisering og restabilisering ved gitte koagulantdoser og kolloidekonsentrasjoner. Stumm og O'Melia fremstilte i 1968 en figur som forklarte dette omgående. Se figur 2.5 for inndeling av de ulike sonene. Sone 1 indikerer at det ikke har blitt tilført nok koagulantdose slik at destabilisering av kolloider ikke skjer. Sone 2 referer til området hvor en får destabilisering. Sone 3 er området der man først vil få destabilisering, for videre å få restabilisering som følge av overdosering. I sone 4 vil koagulantdosen være så høy at en får oversaturering, og utfelling av metallhydroksider vil oppstå (Ratnaweera 2017; Stumm & O'Melia 1968).

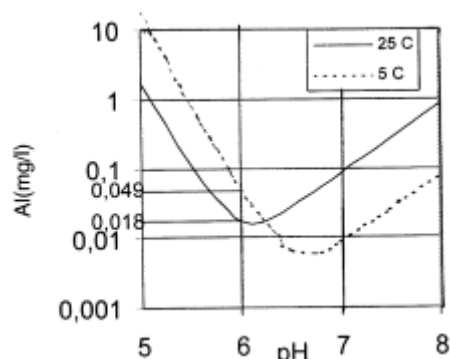


Figur 2.5: Soner for destabilisering og restabilisering ved en gitt pH med sammenheng til kolloidekonsentrasjon og koagulantdose (Stumm & O'Melia 1968).

Restmetall i drikkevannet vil være en konsekvens av tilsetningen av koagulant. Konsentrasjonen av restmetall vil være bestemt av løseligheten av utfelt metallhydroksid, hvor prosessene er sterkt pH avhengig. Temperatur og vannets innhold av stoffer som f.eks. humus vil også påvirke mengden av løst metall. For å oppnå optimal koagulering må felling-pH være lik  $pH_m$ . Der  $pH_m$  er den pH hvor metallet er minst løselig (Saltnes et al. 2001).



Figur 2.6: Sammenligning av teoretisk løselighet for jern ved 10 og 25 grader C og eksperimentell data (Saltnes 2001).



Figur 2.7: Løselighetsdiagram for aluminium i likevekt med  $Al(OH)_3$  ved 5 og 24 grader C (Saltnes 2001).

De to figurene ovenfor viser løselighetsdiagrammet til jern og aluminium. Hovedsakelig kan en se at jern har en lavere løselighet enn aluminium. Løselighetsdiagrammet for aluminium er bygd opp av  $Al^{3+}$ ,  $Al(OH)^{2+}$  og  $Al(OH)_4^-$ , da disse forbindelsene best gjengir et virkelig system. For figur 2.5. er den teoretiske løseligheten til jern sammenlignet med eksperimentelle verdier. For de eksperimentelle verdiene var det brukt 7,0 mg Fe/l JKL (jernkloridsulfat). Filtreringen skjedde med en vanntemperatur på ca. 10 grader C. Forskjellen fra de eksperimentelle verdiene sammenlignet med de teoretiske verdiene for 10 grader C, er kvaliteten på råvannet. Et teoretisk råvann har andre egenskaper enn et reelt råvann, da det

dette inneholder organiske og uorganiske stoffer. Begge løselighetsdiagrammene er bygd opp likt, da området over kurvene er det stedet hvor faste stoffer av begge typer eksisterer (Saltnes 2001).

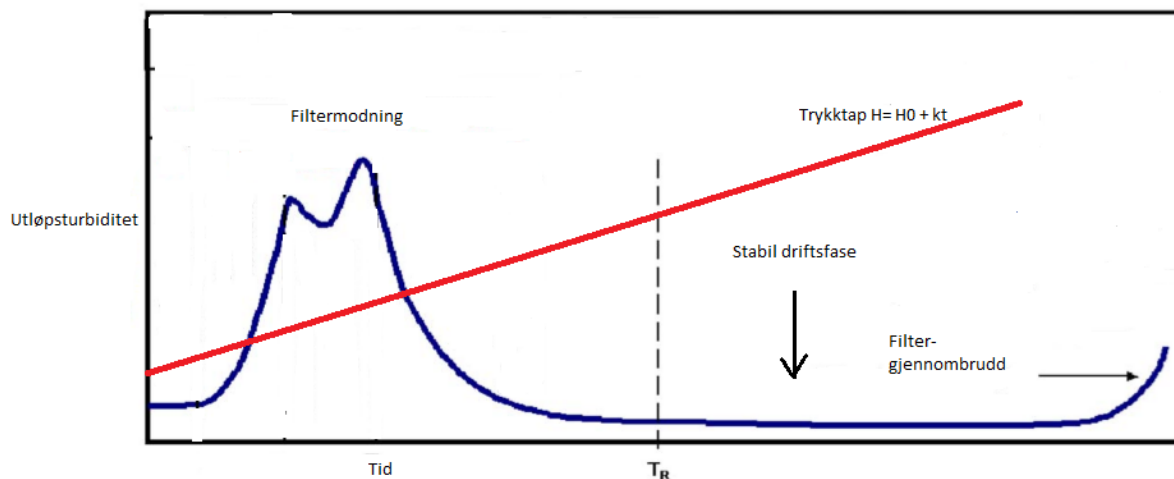
#### 2.4.4. Kontaktfiltreringsanlegg

Som beskrevet i avsnitt 2.4 er det flere forskjellige måter å bygge opp et koagulerings/filtreringsanlegg. Et konvensjonelt filtreringsanlegg er bygd opp av et trinn bestående av koagulanttilsetning, et flokkuleringstrinn, et sedimentasjonstrinn og et filtreringstrinn. Dette er vist i figur 2.1. I et kontaktfiltreringsanlegg vil både flokkuleringen og sedimenteringen ta sted i filtreringstrinnet (Ødegaard 2014).

Som nevnt er mye av råvannet som brukes i Norge bløtt, dvs. lav pH og alkalitet. Det kan derfor være nødvendig med tilsetning av et alkali (eks. kalk) før koaguleringstrinnet siden dette er pH-avhengig, og en ønsker ikke for lav pH under filtrering. Ved høye filtreringshastigheter kan det være lurt å tilsette flokkulant for oppbygning av sterke fnokker, i tillegg til å redusere gangtiden før gjennombrudd nås. Filterhastigheten i kontaktfiltreringsanlegg ligger normalt i området 7,5-12,5 m/h. Filteret i kontaktfiltreringsanlegg som oftest bygd opp enten som 2-media eller 3-media. Det viktigste er at filteret har stor slamlagringsplass da det ikke er noe forsedimenteringstrinn i et slikt anlegg. For en høy vannproduksjon ønsker man også en lang gangtid på filteret. Filtermaterialer som er vanlig å benytte seg av er eks. antrasitt, filtralite over et lag med sand. Dette er kanskje den mest universale utformingen av en to-media filter. I et tre-media filter er det vanlig å legge inn et alkalisk filter (eks. marmor) i bunn for å øke pH på vannet. Dette er prinsippet i Moldeprosessen. For å forenkle driften kan det være lettere å skille mellom to-media filteret og det alkaliske filteret. Dette benyttes i den såkalte Larvikprosessen. En slik løsning vil kunne gi separat optimalisering av spylrutinene til de to filterne. Videre vil en slik oppbygning gi en høyere overflatebelastning i hver av de to filterne, enn man ville fått om hele det samlede filterarealet hadde vært benyttet som et tremediafilter. Avhengig av råvannets kvalitet kan man benytte seg av etterfølgende desinfeksjonsmidler som UV, klor. (Brandt & Ording 2014; Li et al. 2013; Ødegaard 2014).

### 2.4.5. Filtersyklus

Filtersyklusen er delt inn i tre deler; filtermodning, stabil driftsfase og gjennombrudd som vist i figur 2.8.



Figur 2.8: Typisk tendens for utløpsturbiditet og trykktap under en filtersyklus (Amburgey 2003).

Den første fasen i filtersyklusen er som vist i figuren ovenfor filtermodningen. Denne fasen inntreffer etter en tilbakespyling av filteret. I denne perioden vil turbiditeten være større enn 0,2 FNU. Som vist i figuren vil turbiditeten nå en topp for så å synke eksponentielt og flate ut. Det er mange faktorer som spiller inn på hvor formen, høyden og lengden av modningsperioden. Filtermediet, tilbakespylingsprosedyrene og kjemikalier i tilbakespylingsvann, koagulant og råvannsturbiditeten og pH er alle parametere som vil påvirke modningstiden enten positivt eller negativt. Lang modningstid kan skyldes dårlige koaguleringsforhold, rester i filteret etter tilbakespyling eller dårlig absorberingsevne på filteret. I modningstiden i en syklus har man ikke mulighet til å produsere rent vann. Modningsvannet går enten til avløp eller resirkulering. Det er derfor ønskelig med en så kort modningstid som mulig. Normal modningstid ligger på mellom 10-60 min. Det finnes en rekke måter å korte ned på modningstiden. En måte er f.eks. å overdosere med koagulant under modningstiden (Amburgey 2003; Eikebrokk 2012).

Når turbiditeten er lavere enn 0,2 FNU har man kommet inn i den stabile driftsfasen av filtersyklusen. Dette er den lengste delen av filtersyklusen og det er under denne fasen at rentvann produseres. Under driftsfasen holder turbiditeten seg stabil, men den kan forstyrres av støtbelastninger (tilbakespyling av parallelle filtre samt økning av filterbelastning). Den



stabile driftsfasen opprettholdes så lenge turbiditeten er under 0,2 FNU. En kan forlenge driftsfasen ved å redusere filtreringshastigheten. Videre kan man redusere koagulantdosen eller tilsette polymer. (Eikebrokk 2012).

Siste fasen av filtersyklusen kan komme av flere ting. Gjennombruddet kan komme som følge av at filteret ikke klarer å holde tilbake partikler, mikroorganismer osv. Da vil utløpsturbiditeten stige raskt. Trykktapet over filteret kan også overstige den dimensjonerende trykkehøyden i anlegget, noe som også vil føre til gjennombrudd. Når gjennombrudd er nådd vil man utføre en ny tilbakespyling og syklusen starter på nytt.

#### 2.4.6. Filterhastighet

Filterhastighet er den hydrauliske belastningen på overflaten av filteret. Ved en høyere filterhastighet blir mer rent vann produsert sammenlignet med en lavere hastighet. Samtidig vil løsrivningskreftene i filteret øke ved en høyere hastighet. Når disse løsrivningskreftene blir større enn fastholdningskreftene i filteret vil man nærme seg et filtergjennombrudd. Filterhastigheten er sterkt knyttet opp mot driftstiden til filteret. En høyere filterhastighet vil føre til en lavere driftstid (Eikebrokk 2012; Jabur 1999).

#### 2.4.7. Trykktap

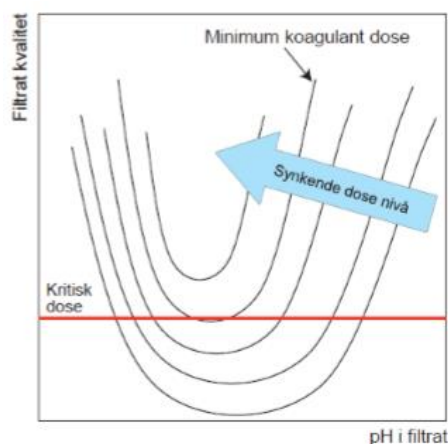
Som vist i figur 2.3.5 vil trykktapet øke med tiden i filteret. Partikler som blir avsatt i filtermassen vil føre til gjentetting av filteret og vannivået over filteret vil stige. Maksimalt tilgjengelig trykktap bestemmes av filterets utforming og volum. Når maksimalt trykktap er nådd må filteret spyles. En lineær trykktapsutvikling tyder på at forurensingene er avsatt i hele filtersengen. En eksponentiell utvikling viser at filtersengen ikke er gunstig utformet og bare deler av filteret blir tatt i bruk. Filterbedets dybde er da ikke godt nok utnyttet som følge av mulige sterke/store fnokker eller at kornstørrelsen i det øvre laget er for liten. En flat utvikling betyr at partiklene ikke holdes tilbake og filteret lekker (Folkehelseinstituttet 2004).

#### 2.4.8. Koaguleringsbetingelser

For koagulering av humus er de viktigste driftsparameterne pH og koaguleringsdose. For å oppnå optimale koaguleringsforhold er det viktig at forholdet mellom de to parameterne er riktig. For oppnåelse av optimale koaguleringsforhold må man ha en fargereduksjon på 80-90% og en 50-60% TOC reduksjon. I tillegg må innholdet av rest-koagulant være mindre enn 0,1-0,15 mg (Al)(Fe)/l. Ved bruk av en sub-optimal koagulantdose/ og eller pH kan det gi god fargefjerning, men innholdet av rest-koagulant vil være for høyt (Ødegaard 2014).

Eikebrokk (2001) gjennomførte en rekke forsøk med koagulering/kontaktfiltrering der resultatet bl.a. var en illustrasjon av sammenhengen mellom pH, filtrakvalitet og koagulantdose for koagulering/kontaktfiltrering (Eikebrokk 2001; Ødegaard 2014).

Illustrasjonen er vist i figur 2.9.



Figur 2.9: Sammenheng mellom pH, filtrakvalitet og koagulantdose for koagulering/kontaktfiltrering (Ødegaard 2014)

Den optimale dosen innen de henviste områdene i figur 2.9. vil avhenge av koagulantdosen og filtrat-kvaliteten (restfarge og restmetall). Den røde streken i figuren symboliserer den kritiske dosen for å oppnå nødvendig filtrakvalitet. pH- området som man opererer i er som vist veldig smalt ved bruk av kritisk dose. Ved å øke dosen, øker man samtidig pH-spennet som benyttes for oppnå nødvendig filtrakvalitet (Ødegaard 2014).

Følgende ligninger kan benyttes for å beregne teoretisk minimum koagulantdose:

$$\text{Dose (mg Me/L)} = A * \text{Råvannsfarge (mg Pt/L)} + B \quad \text{Likning 2}$$

I likning 2, vil  $A = 0,043$  (Al) eller  $0,107$  (Fe), mens  $B = 0,3$  (Al) eller  $0,58$  (Fe). Likningen viser at en trenger en høyere jerdose enn aluminiumdose for å rense råvann med et gitt fargetall. I virkeligheten vil den praktiske dosen være 25% mer enn den teoretiske dosen (Ødegaard 2014).

#### 2.4.9. Bestemmelser for renseseffekt i koaguleringsanlegg

Drikkevannsforskriften ble oppdatert i 2017 og forskriften forteller hvilke krav som settes til de ulike parameterne for å kvalitetssikre drikkevannet til forbrukerne. Det er bestemt at turbiditeten ut fra behandlingsanleggene ikke skal overskride 1 FNU, fargetallet skal være mindre enn 20 mg Pt/l og andelen rest-metall (Al/Fe) skal ikke overskride 0,2 mg/l (Lovdata 2017).

Videre har mattilsynet utarbeidet en veiledning for drikkevannsforskriften. I denne forskriften blir man fortalt hva som skal til for at ulike vannbehandlingsmetoder bør fungere som hygieniske barrierer. For et koaguleringsanlegg er det satt veiledende verdier på enkelte parametere for at det skal kunne fungere som en hygienisk barriere. Tabell 2.1. viser hvilke grenser mattilsynet har satt. Det er viktig å nevne at dette ikke er krav satt av mattilsynet, men en faglig veiledning fra deres side. Vannbehandlingsanleggene skal selv kunne dokumentere tilfredsstillende vannbehandling og kildebeskyttelse slik at det utgjør tilstrekkelige hygieniske barrierer (Mattilsynet 2018).

Tabell 2. 1: Veiledende grenseverdier for hygienisk barriere i koaguleringsanlegg (Mattilsynet 2018).

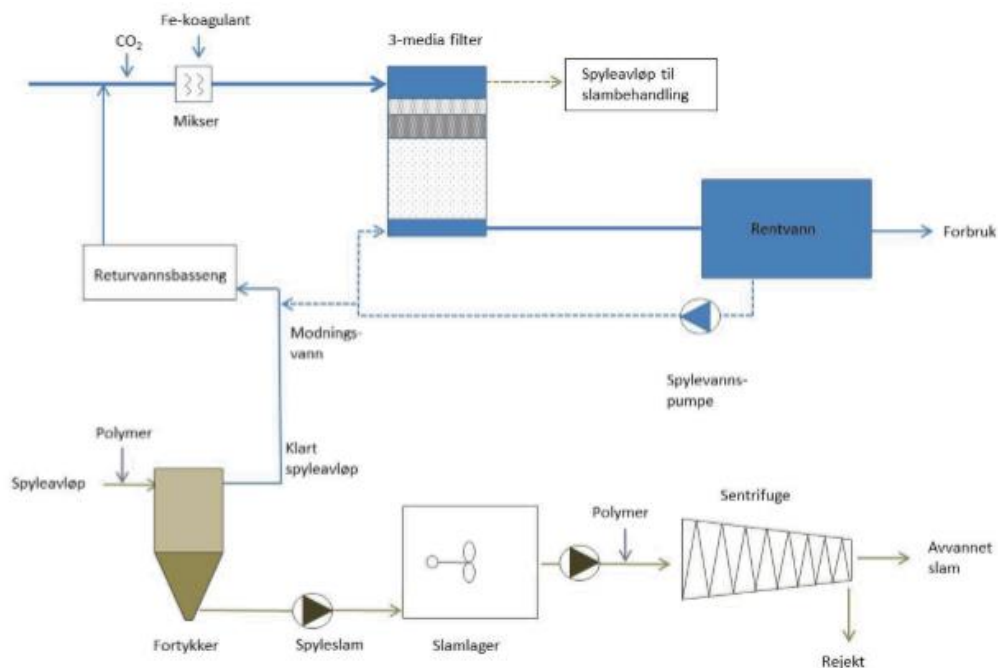
<b>Parameter</b>	<b>Veiledende grenseverdi</b>
Fargetall (mg Pt/l)	< 5
Turbiditet (FNU)	< 0,2
Restmetall (Al/Fe) (mg/l)	< 0,15
TOC (mg C/l)	< 3

Formålet med en hygienisk barriere er å sikre trygt drikkevann. Dette gjøres ved å hindre at mikroorganismer, kjemiske stoffer og andre forurensinger finnes i et slikt antall eller konsentrasjon at det vil være ufarlig for forbrukerne å benytte seg av drikkevannet. Tidligere var det et krav fra mattilsynet om to separate hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. I den oppdaterte drikkevannsforskriften er det kun krav om at vannbehandlingen og kildebeskyttelsen til sammen skal gi tilstrekkelige hygieniske barrierer. Det vil si at man skal benytte seg av så mange hygieniske barrierer som er nødvendig for å sikre at drikkevannet er helsemessig trygt, klart og uten fremtredende lukt, smak og farge. (Lovdata 2017; Mattilsynet 2018).

#### 2.4.10. Moldeprosessen

De første pilotforsøkene med Moldeprosessen ble gjort i 91/92 på Hindalsøra sentralvannverk i Molde kommune, hvor navnet kommer ifra. Det største anlegget som praktiserer Moldeprosessen i Norge er Svartediket vannbehandlingsanlegg i Bergen. Selve prosessen er den samme som under pilotforsøkene, men det arbeides med optimalisering av filtermasser og kjemikaliedosering (Brandt & Ording 2014).

Moldeprosessen er et anlegg som baserer seg på koagulering/kontakfiltrering. I motsetning til et vanlig kontakfiltreringsanlegg, benyttes det i Moldeprosessen et tre-media filter. Det nederste filteret i Moldeprosessen er et alkalisk filter (kalsiumkarbonat) som skal sikre korrosjonskontroll. Dette filteret er lagt under de to øverste lagene som ofte består av antrasitt eller filtralite øverst og kvarts-sand under. Siden filteret benytter seg av 3 forskjellige filtermedium vil dybden på filteret være stor (ca. 4 meter). Prosessen består av koagulering med jernklorid eller jernkloridsulfat pga. den lave koagulerings-pH. For best mulig utnyttelse av kalsiumkarbonaten ( $\text{CaCO}_3$ ) er lav pH gunstig. Typisk dosering er 3,5-5,0 mg Fe/l i pH-området 3,5-4,0. Det benyttes ikke andre kjemikalier for pH-justering.  $\text{CO}_2$  kan bli benyttet før koaguleringen for korrosjonskontroll. Se figur 2.10. for flytskjema av et typisk anlegg basert på Moldeprosessen (Brandt & Ording 2014; Folkehelseinstituttet 2004; Ødegaard 2014).



Figur 2.10: Flytskjema for et typisk anlegg basert på Moldeprosessen (Brandt & Ording 2014).

Moldeprosessen skiller seg ut fra andre kontaktfiltreringsanlegg pga. 3-media filteret. Det er helt essensielt at kornstørrelsen til de ulike filtermaterialene samsvarer. Man ønsker ikke en for høy kornstørrelse da den overliggende sanden kan bli vasket ut. Ved en for lav kornstørrelse vil marmorkornene blande seg med sanden og øke falltapet. Kornstørrelsen i filteret ligger i området 1-3mm. For å kunne kvitte seg med korn som har blitt for små i forhold til optimal drift, tilbakespyles filteret med en høy hastighet (60-80 m/h) i denne prosessen (Ødegaard 2014).

Det som gjør denne prosessen unik er bruken av det alkaliske filteret. Bruk av kalsiumkarbonat i det alkaliske filteret vil ikke føre til svært høy pH på vannet. Kalsiumkarbonat kan nemlig ikke overstige pH som gir  $\text{CaCO}_3$  likevekt (Østerhus 1998).

Det er en rekke ulike parametere som påvirker oppløsningshastigheten til et alkalisk filter (Østerhus 1998):

- *Den alkaliske massen*

De ulike alkaliske massene har ulik oppløsningshastighet.

- *Filtermassens kornstørrelsesfordeling*

Oppløsningen av filtermassen er knyttet opp mot kornoverflaten. En større overflate på filtermassen vil gi en raskere oppløsningshastighet. Dvs. liten kornstørrelse gir større total overflate og raskere oppløsningshastighet.

- *Vanntemperatur*

Oppløsningshastigheten vil øke med økende vanntemperatur.

- *Filterhastighet*

Oppløsningen vil gå raskere ved høy vannhastighet gjennom filteret. Man sier at oppløsning av  $\text{CaCO}_3$  er massetransport kontrollert.

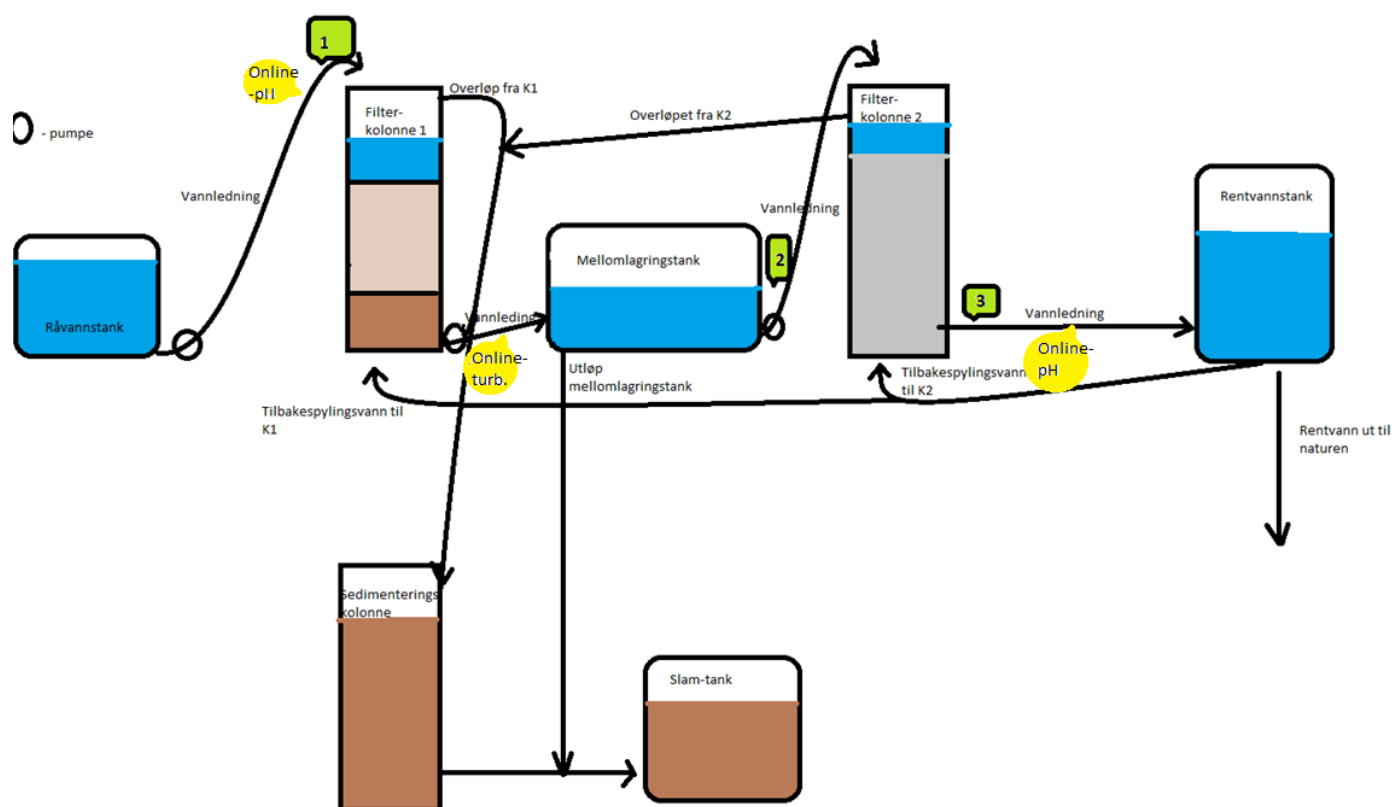
- *Råvannskvalitet*

Råvannet påvirkning på oppløsningshastigheten bestemmes av pH,  $\text{CO}_2$ -innhold og  $\text{CaCO}_3$ -metning. Ved lav pH og  $\text{CaCO}_3$ -metning, og høyt  $\text{CO}_2$ -innhold vil man få en høy oppløsningshastighet. Råvannets innhold av andre stoffer som kan avsettes i filteret vil redusere oppløsningshastigheten.

Ved å dele Moldeprosessen opp i to filte (et to-media-filter og et alkalisk filter) vil man få et system som kalles for Larvikprosessen. Samme type koagulanter benyttes i begge anlegg. Filtrene har samme virkemåte som i et Moldeprosessanlegg. Ved å splitte opp anlegget i to deler vil man lettere kunne håndtere filtrene ved eventuell gjentetting (Brandt & Ording 2014).

### 3. BESKRIVELSE AV PILOTANLEGG

Pilotanlegget på Kattås består av en råvannstank, to filterkolonner (kalt K1 og K2), en mellomlagringstank, en sedimenteringskolonne og slamtank samt en rentvannstank. Råvann fra Holsfjorden blir samlet opp i rentvannstanken for deretter å tilsette PIX-318 + saltsyre (for pH-justering) før det pumpes til K1. Etter filtrering gjennom K1 blir vannet lagret i en mellomlagringstank siden noe av vannet går tapt til online pH måling samt online turbiditetsmåling (ca. 20 %). Etter tilstrekkelig mengde vann i mellomlagringstank blir vannet pumpet til K2 for pH-justering. Ved tilbakespyling av K1 og K2 renner vannet i overløp til sedimenteringskolonnen. I overløpet blir vannet tilsatt polymer for å effektivisere sedimenteringsprosessen. Etter tilstrekkelig oppholdstid i sedimenteringskolonnen pumpes slammet til slamtanken. Etter filtrering gjennom K2 renner vannet til rentvannstanken. Noe av rentvannet brukes til tilbakespyling av K1 og K2, mens resten av rentvannet går gjennom et filter som renser for lakseparasitter før det blir sluppet ut i naturen. Se figur 3.1 for prinsippsskisse av anlegget.



Figur 3.1: Prinsippsskisse av pilotanlegget som ble brukt i oppgaven.

Pilotanlegget er et fullautomatisk anlegg med mulighet for manuell styring som baserer seg på koagulering/kontakfiltrering. Det er flere uttakspunkter for vannprøver (punkt 1-3 figur 3.1) i piloten, samt flere steder hvor avlesninger av online-målinger kan bli gjort. En mer detaljert beskrivelse, samt figur finnes i vedlegg A.

### 3.1. Råvann

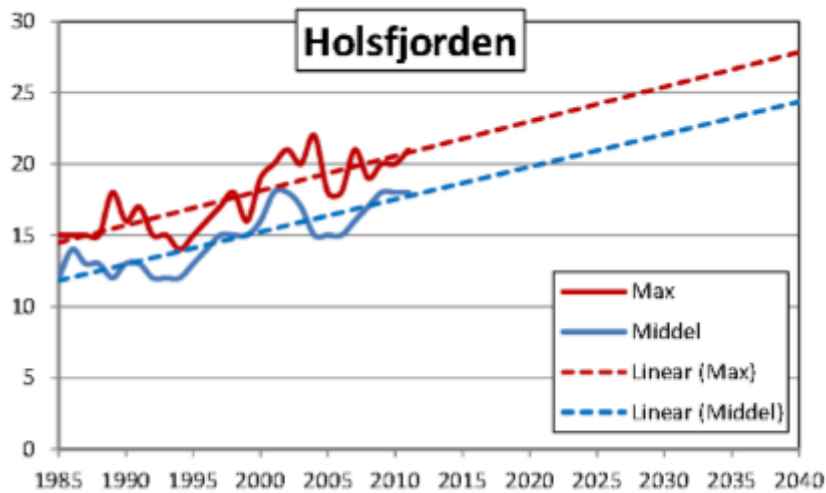
Råvannet som blir brukt i piloten er hentet fra Holsfjorden. Holsfjorden ligger som en sidegren til Tyrifjorden. Kilden er relativt upåvirket fra forurensinger da disse i hovedsak blir ledet mot utløpet i Vikersund. Fra et inntak på 50 meters dyp ved Toverød sør i Holsfjorden blir det pumpet inn på en råvannstunnel fram til Kattås. Det er observert overflatevann ved inntaket på Toverud som følge av endringer i sprangsjiktet som er forårsaket av kraftig nordavind. Generelt sett blir kilden sett på som en god, stabil kilde som anses som utømmelig da Tyrifjorden har et stort nedbørsfelt med store fjellområder (Brandt & Ording 2014).

Råvannskvaliteten er dokumentert gjennom en lang rekke prøver som bl.a. er vist i tabell 3.1.

Tabell 3. 1: Råvannsprøver tatt på Toverud i 2013 (Brandt & Ording 2014).

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





Figur 3.2: Målte og stipulerte min-, maks- og middelværdier for fargetallet (mg Pt/l) i Holsfjorden (Eikebrokk, Berge, Hem, Smith 2012).

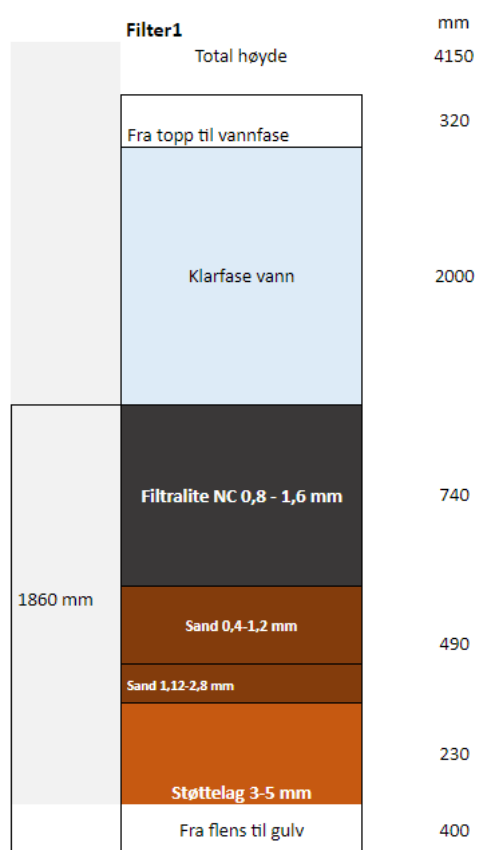
Fargetallet i Holsfjorden har hatt en lineær økning siden de første prøvene ble tatt i 1985. På bakgrunn av disse prøvene har man kunnet laget lineær regresjon av hvordan man tenker at fargetallet vil øke i de kommende årene som vist i figur 3.2. Klimaendringer som følge av mer nedbør og økt temperatur vil føre til en lenger vekstsesong og økt produksjon av organisk materiale. Den økte produksjonen av organisk materiale vil føre til høyere fargetall og TOC-konsentrasjon. Dagens TOC-konsentrasjon i råvannet er ca. 3,5 mg C/l, mens fargetallet som vist i tabell 3.1 er på ca. 20 mg Pt/l. (Brandt & Ording 2014).

### 3.2. Filterkolonner

Pilotanlegget består som nevnt av to filterkolonner. Hver av kolonnene påvirker vannkvaliteten, men på forskjellig måte. K1 består av filtermateriale som skal fjerne partikler og forurensinger i vannet, mens K2 består av filtermateriale for korrosjonskontroll og holde tilbake eventuelt rest-jern. Det er brukt filtralite og sand av ulik størrelse i 2-media filtersengen, mens marmor er benyttet i det alkaliske filteret.

Tabell 3. 2: Verdier for kolonnefilter 1 (Bjerke 2018).

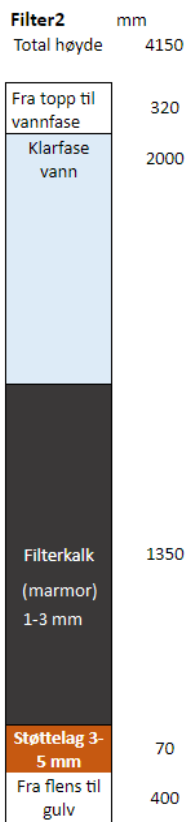
Indre diameter	290 mm
Filterhøyde	1230 mm
Areal:	6,6 dm <sup>2</sup>



Figur 3.3: Prinsippkisse av oppbygning av K1 med typer filtermasser og filtertykkelser (Bjerke 2018).

Tabell 3. 3: Verdier for filterkolonne 2 (Bjerke 2018).

Indre diameter	290 mm
Filterhøyde	1350 mm
Areal	6,6 dm <sup>2</sup>



Figur 3.4: Prinsippskisse av oppbygning av K2 med typer filtermasser og filtertykkelser Vannivået vil være noe lavere enn i filterkolonne 1 (Bjerke 2018).

### 3.3. Kjemikalier

#### 3.3.1. Koagulant

I gjennomføringen av dette forsøket ble det brukt PIX-318 (jernkloridsulfat) levert av Kemira Chemicals AS som koagulant.

For tillaging av optimal koagulantkonsentrasjon for dosering ble PIX-318 fortynnet med milliporevann i forholdet 1:1. 1 liter milliporevann i målekolbe ble tilsatt 1 liter PIX-318. Koagulanten sto under kontinuerlig røring ved utføringen av forsøkene. Tilsetningen av PIX-318 ble automatisk styrt i PLS-en etter ønsket mengde.

For mer informasjon om produktet henvises til produktets datablad.

#### 3.3.2. Saltsyre

For pH-justering ble det brukt saltsyre (HCL). Syren ble blandet ut med springvann. 830 ml HCL ble tilsatt 50 liter springvann. Dette ga den ønskelige konsentrasjonen av saltsyre på 200 mmol/l. Tilsetningen av saltsyre ble manuelt styrt i PLS-en etter ønsket mengde.

#### 3.3.3. Polymer

For tillaging av polymer til sedimentering ble det brukt 0,2 % Kemira N-300 PWG, en nonionisk polymer. Ønsket dose var  $0,2 \text{ g/m}^3$ . To ampuller à 1,45 gram ble løst opp i 2 liter milliporevann. Dette ble utført av Vigdis Bjerke ved ABV. Tilsetningen av polymer ble automatisk styrt i PLS-en.

For mer informasjon henvises til produktets datablad.

### 3.4. Spyling av filtre

Tilbakespylingsprosessen av K1 og K2 er vist i tabell 3.4. Tilbakespylingsprosessen er en viktig faktor i systemet. Dette for å sikre at utførte forsøk ikke skulle påvirke nye forsøk. Koaguleringsbetingelsene som er gjeldene under et forsøk, skal ikke påvirkes av tidligere forsøk. Derfor ble begge filterne spylt før nytt forsøk ble gjennomført.

Tabell 3. 4: Tilbakespylingsprosessen i K1 og K2

<b>Prosess</b>	<b>Filterkolonne 1</b>	<b>Filterkolonne 2</b>
<i>Nedsenking</i>	Vannivå → 2,20 m	Vannivå → 2,15 m
<i>Pause</i>	10 sek	10 sek
<i>Luftespyling</i>	180 sek (80 % pådrag)	180 sek (80 % pådrag)
<i>Pause</i>	60 sek	60 sek
<i>Vannspyling</i>	660 sek (16,4 m/h)	300 sek (16,4 m/h)
<i>Pause</i>	60 sek	60 sek

### 3.5. Prøvetakning

Det var lagt opp til tre ulike prøvetakningspunkter i pilotanlegget. Det ble tatt vannprøve før K1, etter K1 og etter K2, hvor hver av prøvene ble analysert for ulike parametere. Prøvene ble tatt for å sikre vannkvalitet samt for sammenligning med online-målinger.

For vannprøve tatt:

- før K1 skulle prøven analyseres for pH og oppløst Fe. Vannprøven skulle tas 2 timer etter oppstart av forsøket med de gitte betingelsene.
- etter K1 skulle prøven analyseres for farge, turbiditet, oppløst Fe og TOC. Vannprøven skulle tas 2 timer etter oppstart av forsøket og turbiditeten < 0,2.
- etter K2 skulle prøven analyseres for oppløst Fe, pH, Ca og alkalitet. Vannprøven skulle tas 1 time etter oppstart av K2.

Vannprøvene skulle tas på bestemte tidspunkter for å sikre at vannet inneholdt de gitte betingelsene under forsøket.

Vannprøver som skulle analyseres for Fe, TOC og Ca ble sendt til Eurofins for analyse.

Vannprøver som skulle analyseres for alkalitet ble sendt til Aurevann for analyse av ABV.

Dette ble også vannprøvene som skulle analyseres for farge, da man fikk problemer med fargemåleren på Kattås. Vannprøvene som skulle analyseres for pH og turbiditet ble gjort på Kattås.

## 4. GJENNOMFØRING AV PILOTFORSØK

### 4.1. Formål

Formålet med arbeidet på piloten var å kartlegge sammenhengen mellom koagulantdosering, koagulerings-pH, hydraulisk belastning og resulterende rentvannskvalitet. På bakgrunn av disse faktorene ble det gjort en rekke ulike målinger:

- Sammenligne utløpsturbiditeter, fargetall, rest-jern og TOC-konsentrasjoner samt utløps-pH.
- Undersøke korrosjonskontrollparametre (pH, Ca, alkalitet) ved de ulike dosene.
- Beregne optimal driftstid for anlegget.
- Sammenligne pH-verdier i marmorfilter når dette hadde stått i stillestående vann under helgekjøring, som indikasjon på maksimal pH ved svært lav vannproduksjon.

### 4.2. Metode

#### 4.2.1. Identifisere optimale koaguleringsforhold

Hoveddelen av oppgaven var å undersøke hvordan renseeffekten ble påvirket av ulike koaguleringsforhold.

#### Test 1

Etter start av forsøk, ble det tatt vannprøve inn i K1 og ut fra K1 to timer etter at turbiditeten sank  $< 0,2$  FNU (punkt 1 og 2 figur 3.1). I og med at vann gikk ut av systemet som følge av online-pH og turbiditet ble vannet oppsamlet i en mellomagringstank. Så lenge turbiditeten var  $> 0,2$  ble alt vann som kom til mellomagringstanken sendt rett til slamtanken. Utløpet fra mellomagringstanken ble lukket når turbiditeten i K1 sank  $< 0,2$ . Når det var tilstrekkelig med vann i mellomagringstanken ble pumpen til K2 slått på og K2 ble tatt i bruk. Det ble tatt en ny vannprøve ut av K2 en time etter start av filtrering (punkt 3 figur 3.1). Etter at vannprøven ut av K2 ble tatt ble pumpen til dette filteret stoppet. Driften av koagulant- og syredoseringen og K1 fortsatte over natten for å finne driftstiden under de gitte koaguleringsforholdene.

Etter endt filtersyklus ble tilbakespylingsprosessen (tabell 3.2) satt i gang i de to filterne.

Koagulantdose og pH ble endret systematisk. Dosen ble endret med trinn på 0,5 mg Fe/l og pH ble endret med trinn på 0,25 pH-enhet fra 4-4,5 og med 0,5 pH-enhet fra 4,5-6. Ved modningstider over 2 timer i K1 tilsa dette at det ikke var mulig å oppnå ønsket rentvannskvalitet og det ble ikke tatt vannprøver. Se tabell 4.1 for hvilke koaguleringsforhold som ble testet. Filterhastigheten ble holdt konstant under hvert forsøk på 7,5 m/h. Koagulantdosering ble automatisk justert i PLS-en. Endringen i pH ble manuelt styrt i PLS-en. Dette gjorde at det ble noe avvik fra ønskelige verdier ved enkelte forsøk.

Tabell 4. 1: Spesifisering for hvilke koaguleringsforhold hvor det ble tatt vannprøver. Ved grønn og gul farge ble det tatt prøver, mens det ved rød farge ikke ble tatt vannprøver.

Dosering /pH	4.00	4.25	4.50	5.00	5.50	6.00
2.5 mg Fe/l					*	*
3.0 mg Fe/l				***	*	*
3.5 mg Fe/l			*			**
4.0 mg Fe/l		***	*			**

\* turbiditet > 0,2 etter 2 timer, det ble derfor ikke tatt noen vannprøver.

\*\* når ikke en så høy pH med denne doseringen. Det er derfor ikke tatt vannprøver.

\*\*\* turbiditeten varierte over og under 0,2 under modningsprosessen. Stabil turbiditet ble oppnådd når modningstiden > 2 timer. Det er fortsatt tatt vannprøver.

### Vannkvalitet

Online pH-meter og online-turbidimeter ble lest av for notering av pH og turbiditet.

Vannprøver ble tatt for analyse som forklart i 3.5. For mer informasjon om analyseinstrumenter som ble benyttet henvises til vedlegg B og vedlegg C.



#### 4.2.2. Optimal driftstid

Den optimale driftstiden i systemet er sterkt knyttet opp mot filtersyklusen til dosene som ble testet. Driftstiden må kunne sees i sammenheng med den resulterende vannkvaliteten.

##### *Filtersyklus*

Filtersyklusen ble grafisk fremstilt på PLS-en. Modningstiden under de gitte koaguleringsforholdene ble bestemt fra pumpa til K1 ble påkoblet til turbiditeten  $< 0,2$ . Når turbiditeten  $> 0,2$  eller trykktapet oversteg 3,58 m (dimensjonerende trykkehøyden i anlegget) ble driftstid notert. Både modningstiden og driftstiden ble manuelt lest av PLS-en.

##### *Trykktapsutvikling*

Det var kun K1 som ble brukt til sammenligning av trykktap da K2 kun ble brukt noen få timer om dagen. Trykktapsutviklingen i K1 ble grafisk fremstilt på PLS-en. Etter endt tilbakespyling i K1 ble pumpen som fraktet råvannet koblet inn når vannhøyden i K1 var 2,20 meter. Dette fordi «svanehalen» (som vist i figur A.1) som ledet vannet fra K1 til K2 lå 0,34 m høyere enn filtermassen i K1. Trykktapet ble notert når driftstiden under de gitte koaguleringsforholdene var over.

### 4.2.3. pH i marmorfilter ved helgekjøring

Man ønsket å sammenligne pH ut av K2 ved helgekjøring for å se hvor stor innvirkning oppholdstiden i marmorfilteret hadde på pH.

#### Test 2

Ved helgekjøring ble filterhastigheten redusert til 3,0 m/h. pH inn i K1 var satt til 4,0. K2 ble fylt opp med vann ved de gitte forholdene. Deretter ble pumpa som regulerte vann til K2 slått av. Pumpa som regulerte vann til K2 var ikke i drift ved helgekjøring. K2 sto ca. 3 dager med stillestående vann under de gitte forholdene. Det ble dermed ikke produsert rentvann ved helgedrift. Alt vann fra K1 ble oppsamlet i mellomagringstanken.

pH ut av K2 ble målt med online-måling ved videre arbeid mandag. Det ble ikke foretatt noen vannprøver. Se tabell 4.2 for forsøks tid ved ulike koaguleringsforhold.

Tabell 4. 2: Oversikt over lengden på forsøket ved de ulike koaguleringsforholdene.

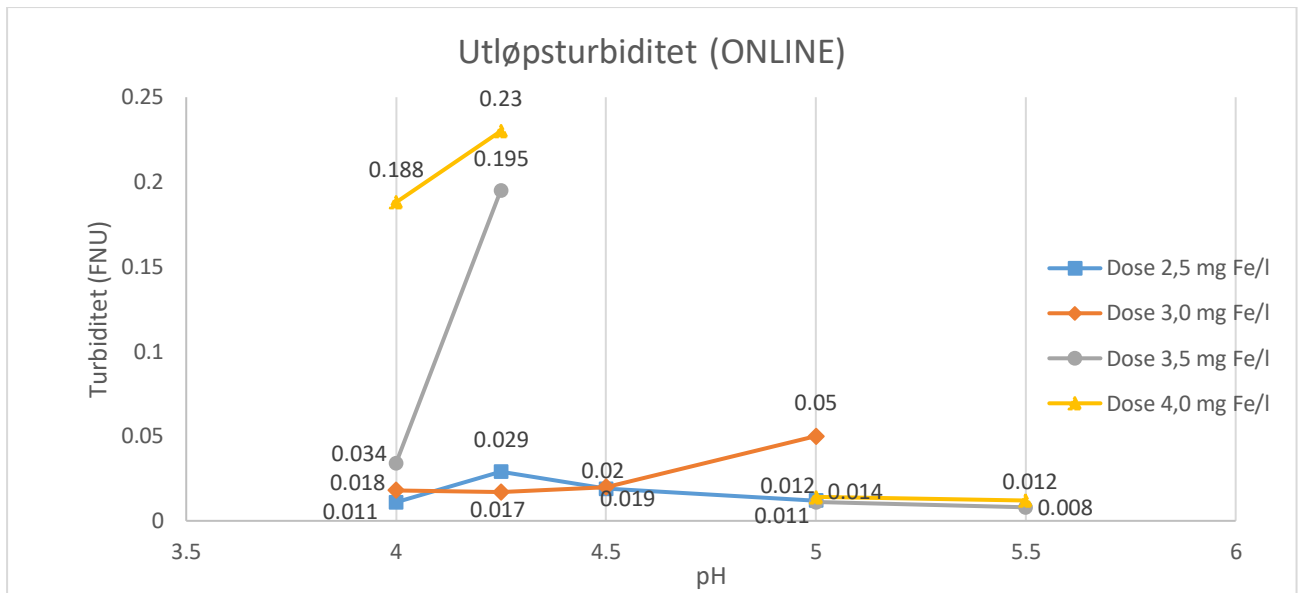
Dosering/pH	4.0
2.5	70 t
3.0	65 t
3.5	71 t
4.0	60 t

## 5. RESULTATER

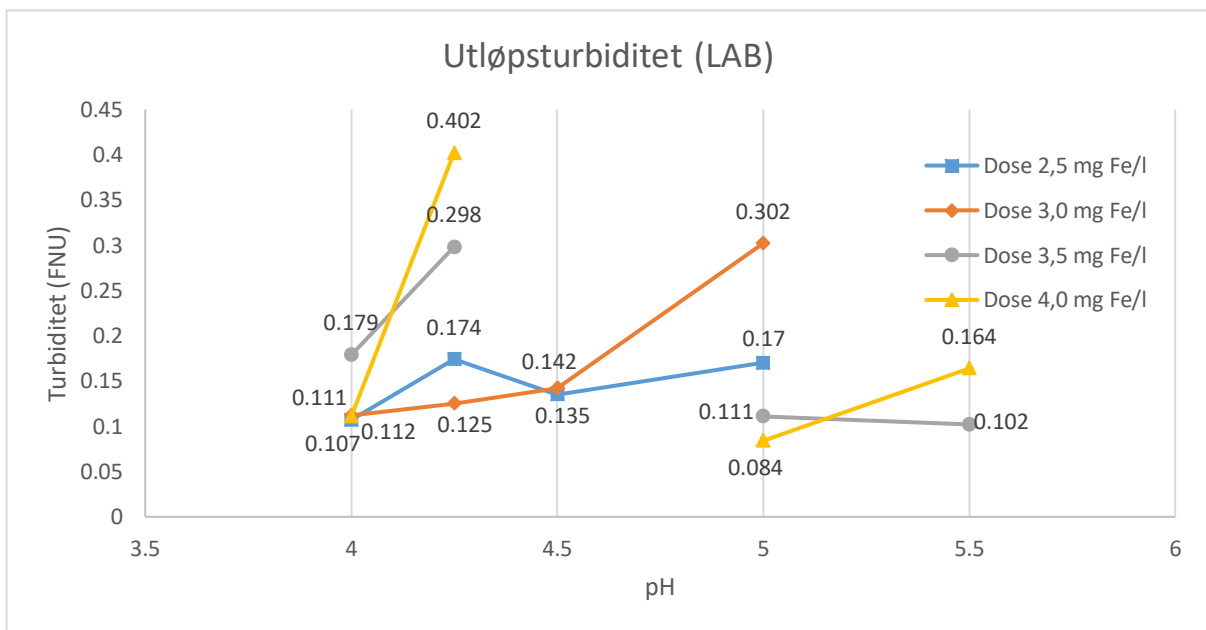
### 5.1. Optimale koaguleringsforhold

Tabell 5. 1: Oversikt over ønsket pH inn i systemet og faktisk pH i punkt 1-3 figur 3.1 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.

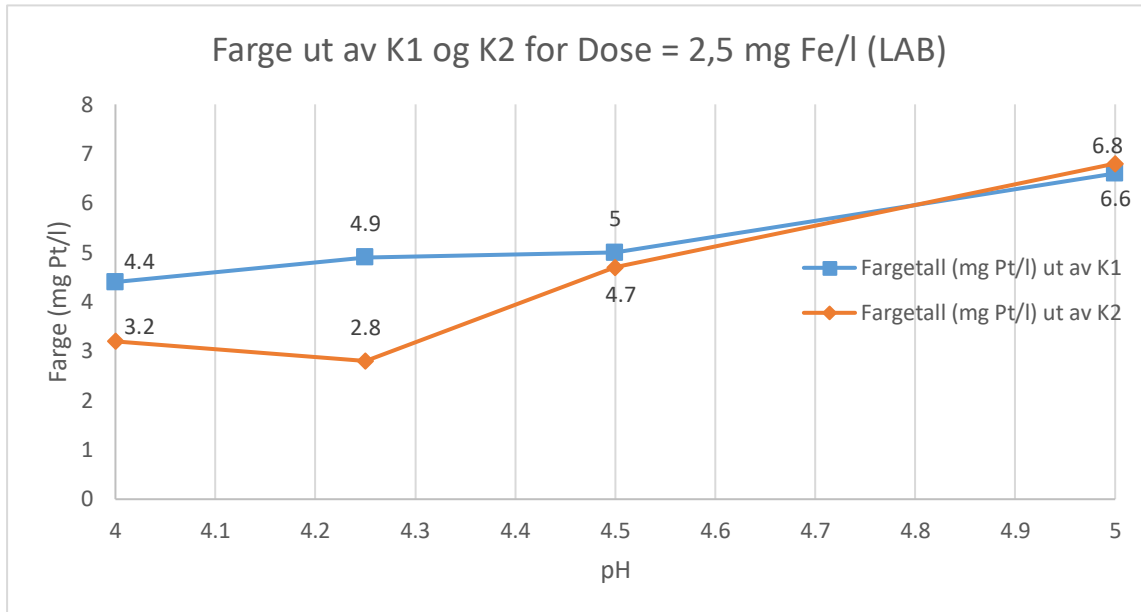
	Ønskelig pH inn K1					
	4	4.25	4.5	5	5.5	6
	Dose = 2,5 mg Fe/l					
Inn K1 (online)	3.99	4.29	4.46	4.75	-	-
Inn K1 (lab)	4.13	4.25	4.49	4.98	-	-
ut K1 (lab)	4.18	4.66	4.79	5.36	-	-
ut K2 (lab)	7.51	7.58	7.58	7.82	-	-
	Dose = 3,0 mg Fe/l					
Inn K1 (online)	4.09	4.26	4.54	5.02	-	-
Inn K1 (lab)	4.21	4.4	4.61	5.14	-	-
ut K1 (lab)	4.1	4.29	4.55	5.08	-	-
ut K2 (lab)	7.52	7.55	7.62	7.66	-	-
	Dose = 3,5 mg Fe/l					
Inn K1 (online)	3.99	4.23	-	4.95	5.47	-
Inn K1 (lab)	4.16	4.31	-	5.08	5.46	-
ut K1 (lab)	4.28	4.41	-	5.38	5.59	-
ut K2 (lab)	7.52	7.68	-	7.66	7.89	-
	Dose = 4,0 mg Fe/l					
Inn K1 (online)	4.05	4.23	-	5.01	5.49	-
Inn K1 (lab)	4.25	4.35	-	5.28	5.58	-
ut K1 (lab)	4.21	4.3	-	4.7	5.54	-
ut K2 (lab)	7.6	7.56	-	7.66	7.70	-



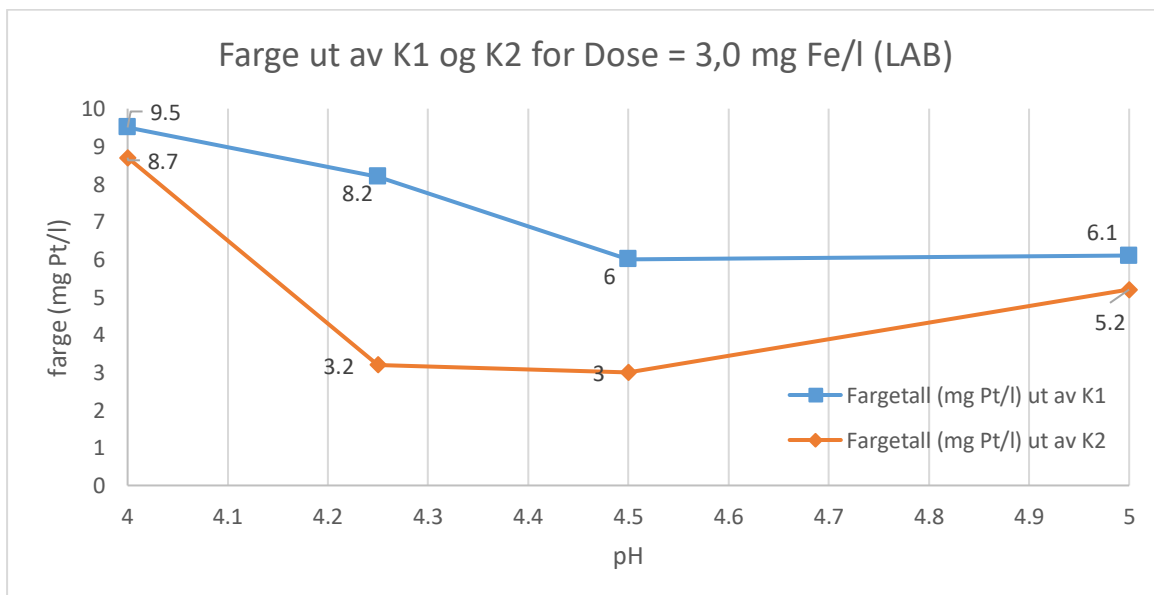
Figur 5.1: Utløpsturbiditet (online) etter K1 med ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.



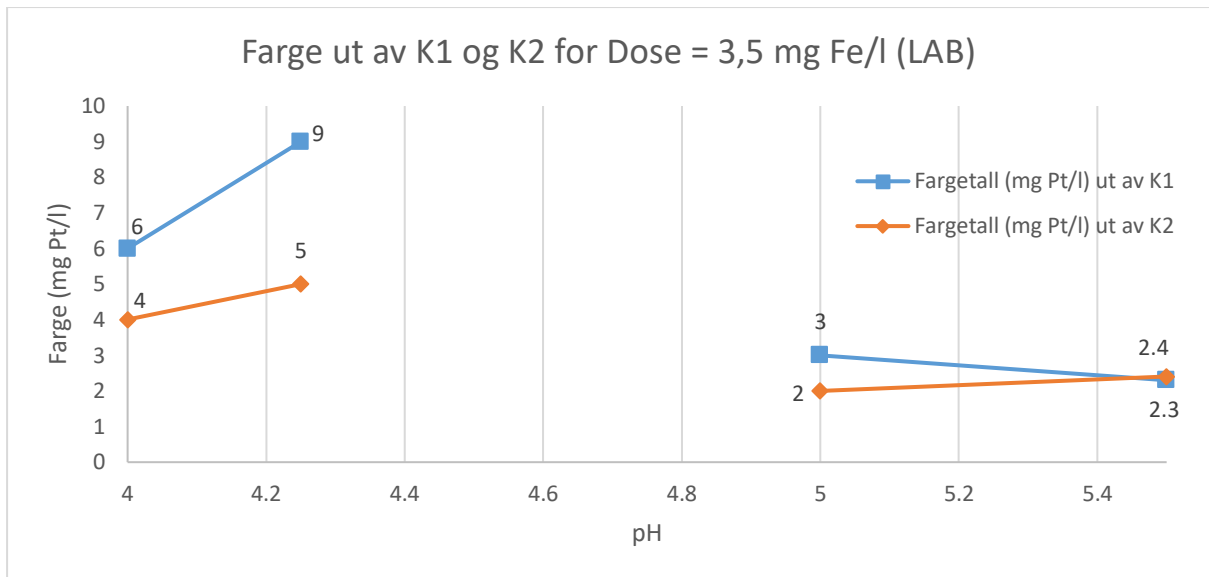
Figur 5.2: Utløpsturbiditet (lab) etter K1 med ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.



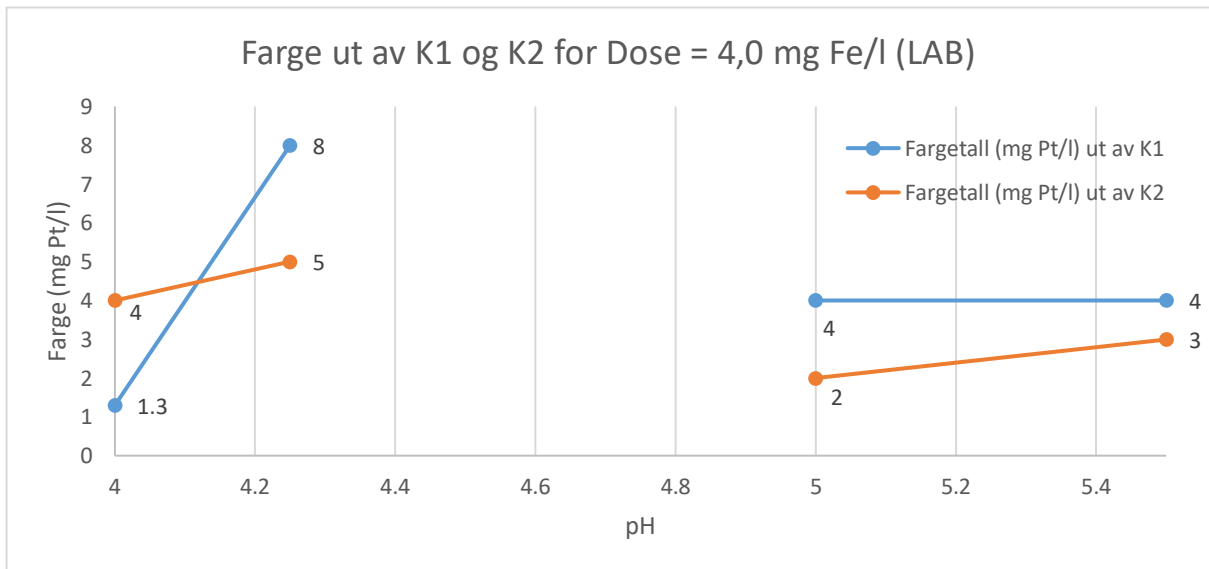
Figur 5.3: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 for dose = 2,5 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h



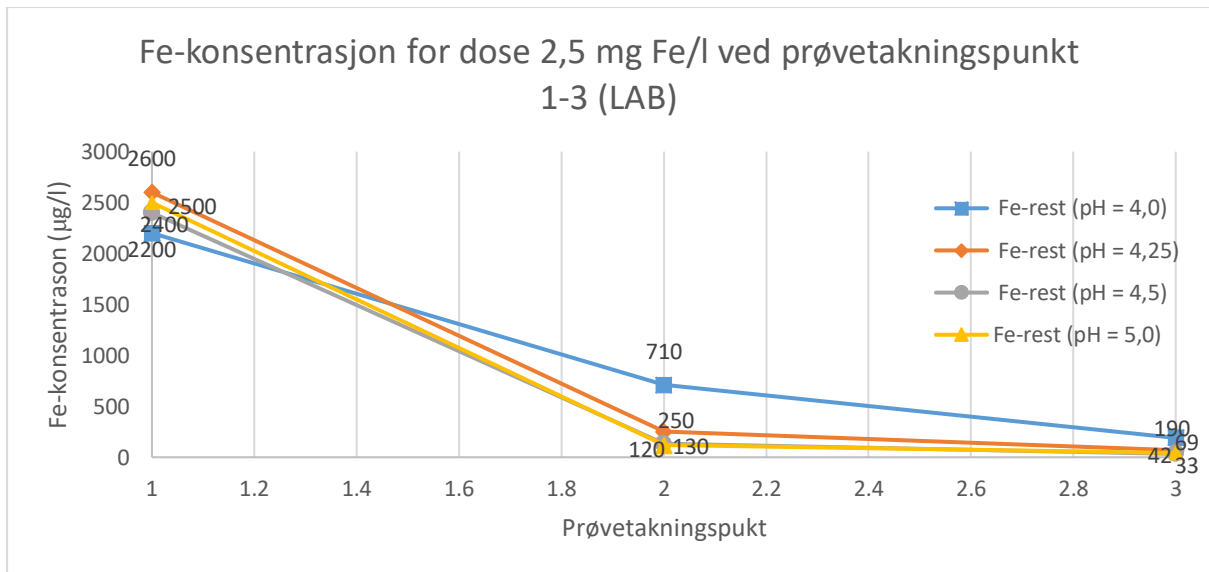
Figur 5.4: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 fose dose = 3,0 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h.



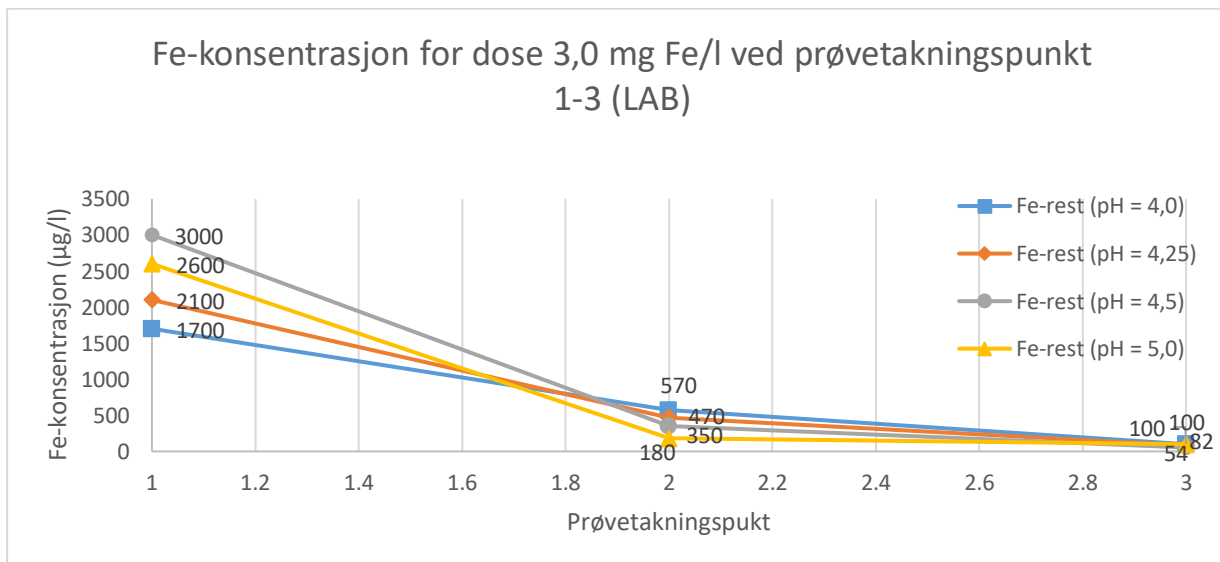
Figur 5.5: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 fose dose = 3,5 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h



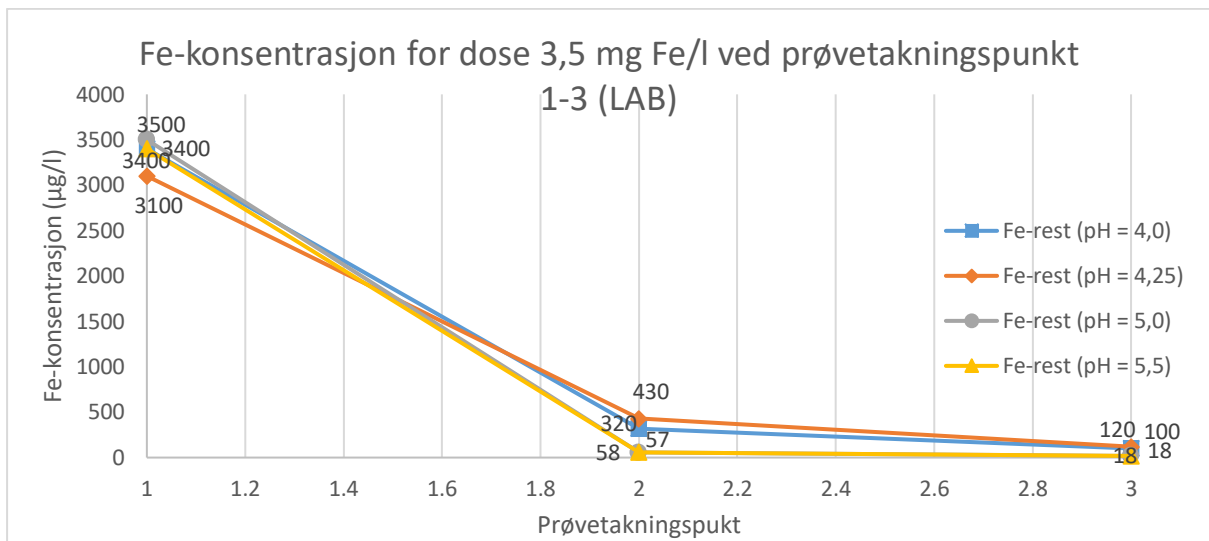
Figur 5.6: Sammenlikning av fargetall ut av K1 og K2 dose = 4,0 mg Fe/l. Filterhastighet = 7,5 m/h.



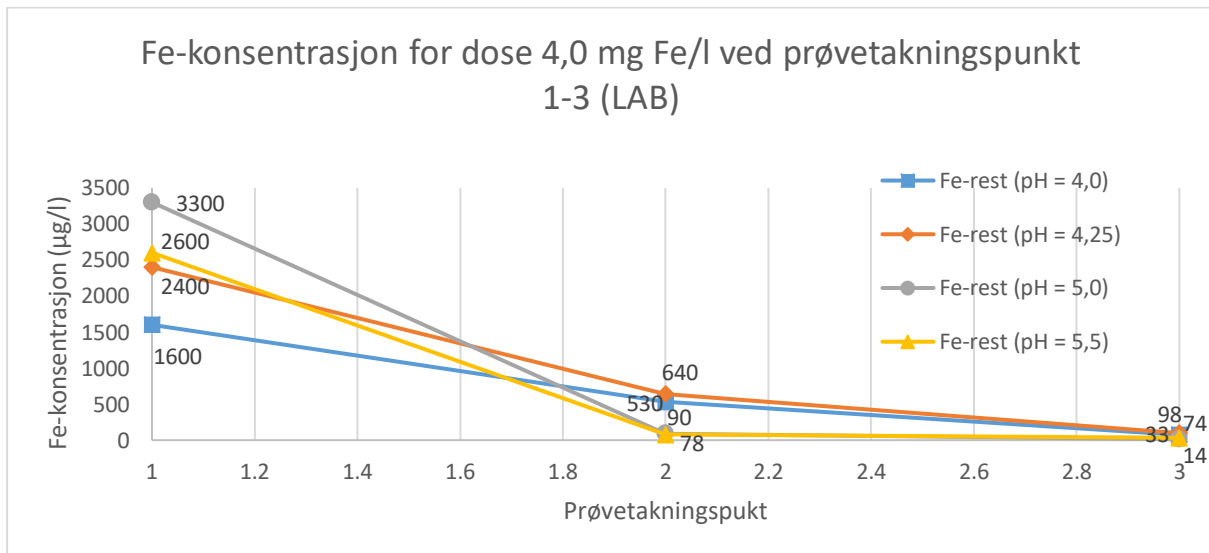
Figur 5.7: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 2,5 mg Fe/l ved ulike pH. Filterhastighet = 7,5 m/h.



Figur 5.8: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 3,0 mg Fe/l ved ulike pH. Filterhastighet = 7,5 m/h.

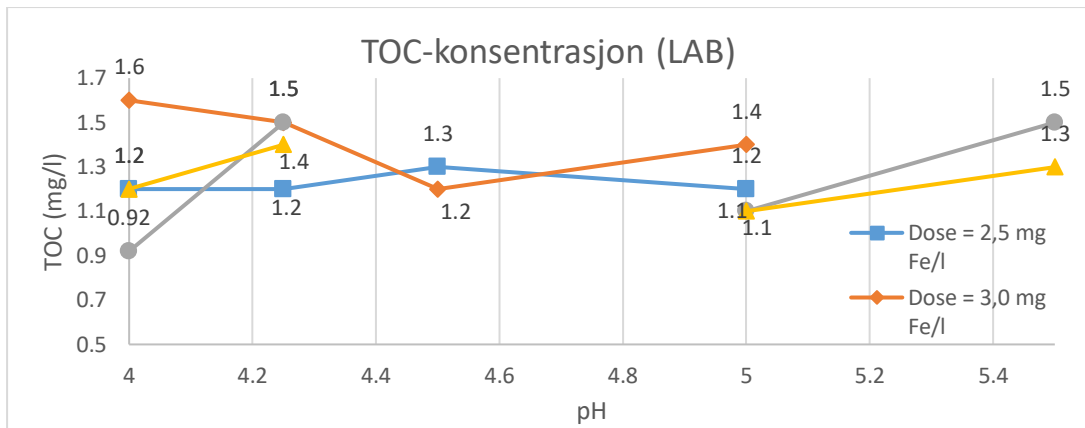


Figur 5.9: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 3,5 mg Fe/l ved ulike pH. Filterhastighet = 7,5 m/h.

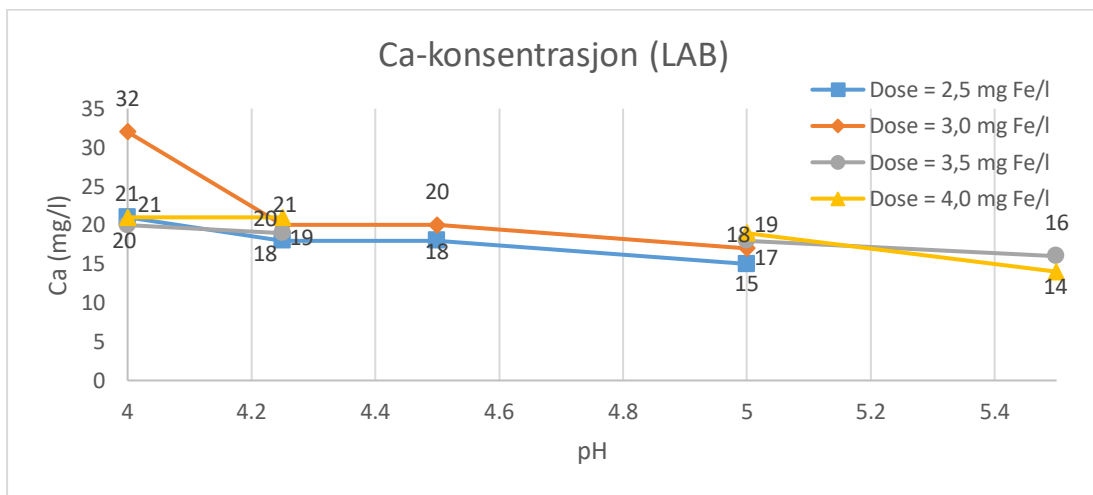


Figur 5.10: Fe-konsentrasjon i prøvetakningspunkt 1-3 ved dose = 4,0 mg Fe/l ved ulike pH. Filterhastighet = 7,5 m/h.

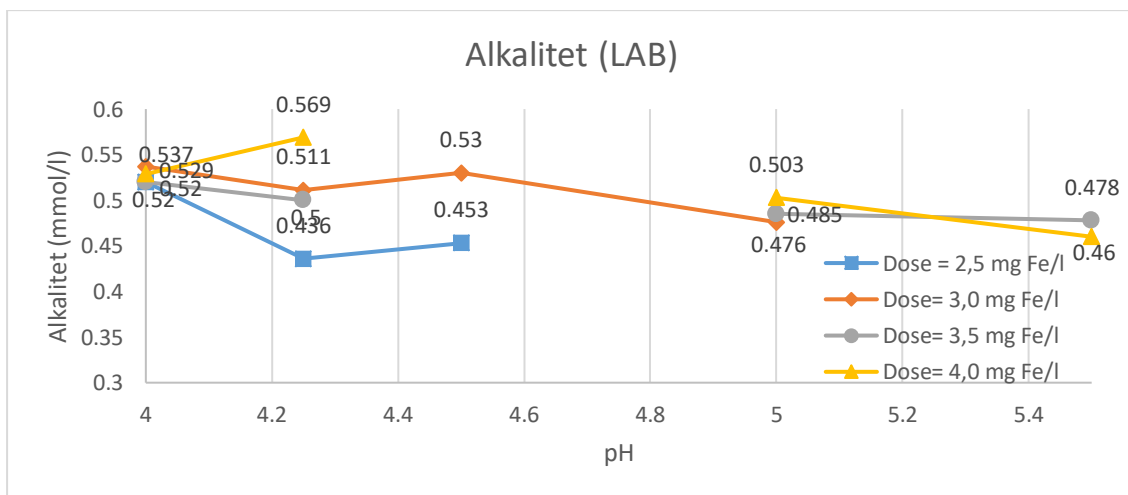




Figur 5.11: TOC-konsentrasjon i filtrert vann etter K1 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.

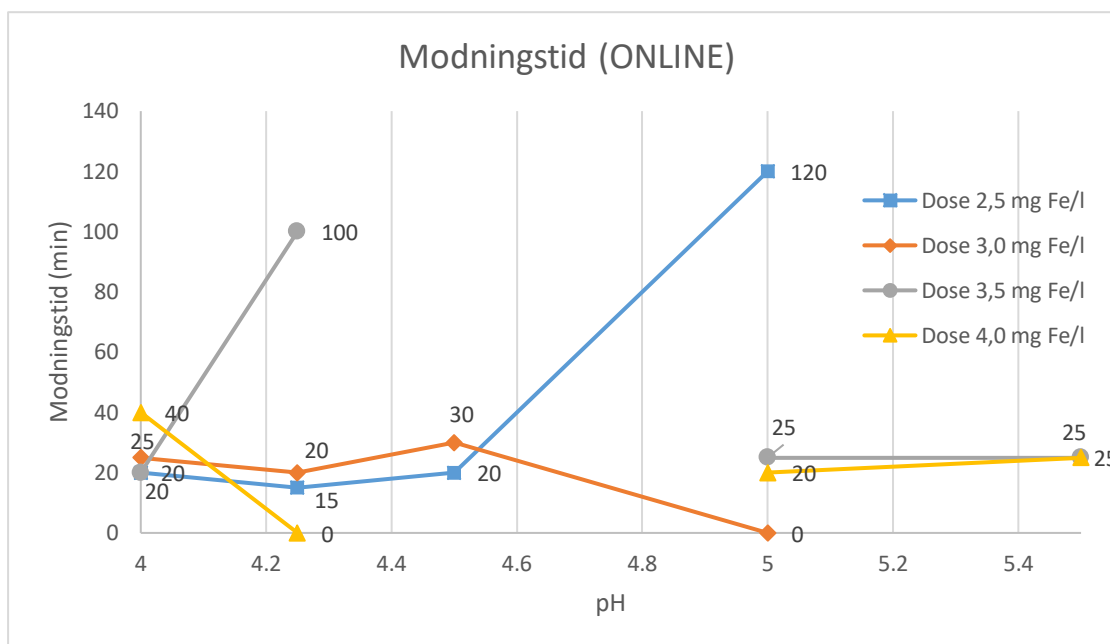


Figur 5.12: Ca-konsentrasjon i filtrert vann etter K2 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.



Figur 5.13: Alkalitet i filtrert vann etter K2 for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.

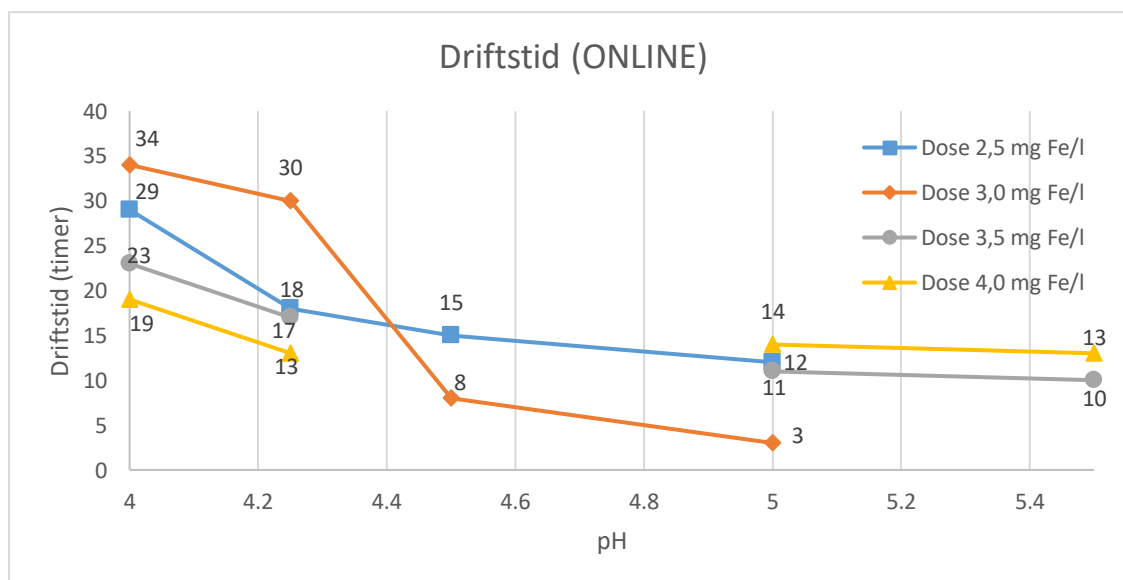
## 5.2. Optimal driftstid



Figur 5.14: Modningstid med ulike doser PIX-318 i filterkolonne 1. Filterhastighet = 7,5 m/h.

\*For Dose 4,0 mg Fe/l og pH = 4,25 var modningstiden 5 timer, pga. ujevn utløpsturbiditet (vist som 0 i figur).

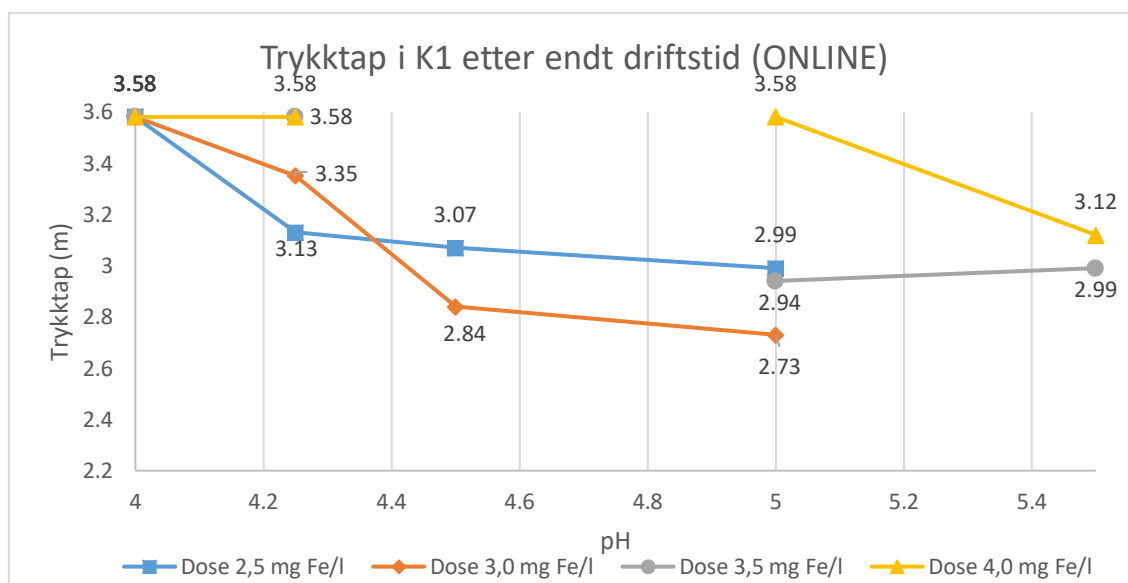
\*For Dose 3,0 mg Fe/l, pH = 5,0 var modningstiden 9 timer, pga. ujevn utløpsturbiditet (vist som 0 i figur).



Figur 5.15: Driftstid med ulike doser PIX-318 i filterkolonne 1. Filterhastighet = 7,5 m/h.

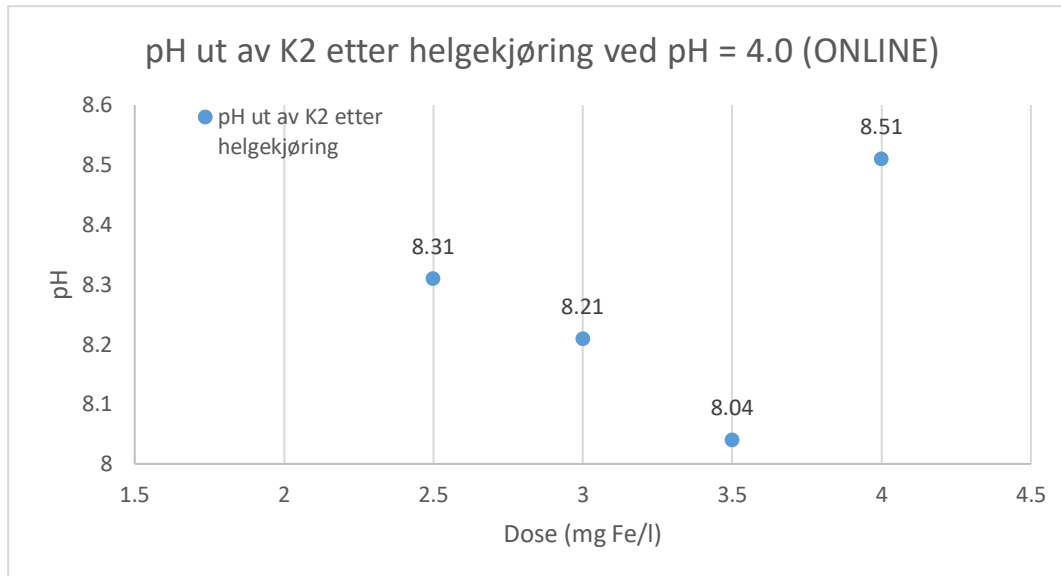
Tabell 5. 2: Sammenheng mellom modningstid og driftstid for ulike doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h.

pH	Dose	Driftstid		Dose	Driftstid		Dose	Driftstid		Dose	Driftstid				
		Modningstid	F1		Modningstid	F1		Modningstid	F1		Modningstid	F1			
4	2,5 mg Fe/l	29		3,0 mg Fe/l	34		3,5 mg Fe/l	23		4 mg Fe/l	19				
		20 min	timer			25 min		timer			20 min	timer		40 min	timer
4.25		18				30					17			13	
		15 min	timer			20 min		timer			100 min	timer		5 timer	timer
4.5		15				30 min		8 timer			> 2 timer	-		> 2 timer	-
		20 min	timer			9 timer		3 timer			11			14	
5	12						25 min	timer		20 min	timer				
	2 timer	timer					10			13					
5.5	> 2 timer	-		> 2 timer	-		25 min	timer		25 min	timer				
6	-	-		-	-		-	-		-	-				



Figur 5.16: Trykktap i filterkolonne 1 etter endt driftstid ved forskjellige doser PIX-318. Filterhastighet = 7,5 m/h. Ved trykktap = 3,58m vil dette være den begrensende faktor. Ved trykktap < 3,58m vil turbiditeten være den begrensende faktor i systemet.

### 5.3. pH i marmorfilter etter helgekjøring



Figur 5.17: pH ut av K2 etter helgekjøring. pH inn i K1 var satt til 4,0. Filterhastighet = 3,0 m/h

## 6. DISKUSJON

### 6.1. Diskusjon av resultater

#### 6.1.1. Optimale koaguleringsforhold

Ved å se på *ligning 2* kan man finne ut teoretisk og praktisk dose mg Al/l. Et fargetall på 20 mg Pt/l gir en teoretisk dose på 2,72 mg Al/l. Den praktiske dosen vil være 1,25 større enn den teoretiske dosen, noe som tilsvarer 3,4 mg Al/l. Disse dosene ble ikke testet direkte i forsøket. Dosene som derimot ble testet gir allikevel en god indikasjon på koaguleringsforholdene i forhold til praktisk og teoretisk dosering. Ved en økning i fargetallet i råvannet som blir benyttet vil teoretisk og praktisk dose endres. Det er derfor viktig med tilstrekkelig overvåkning av råvannskilden for å sikre riktig dosering.

Som nevnt tidligere opereres det vanligvis med  $\text{pH} = 3,5 - 4,0$  ved bruk av PIX (avsnitt 2.4.10). Mange av forsøkene som er gjennomført er derfor utført i områder som ligger utenfor det som regnes som det optimale pH-området.

### **Turbiditet**

For de to laveste doseringene som ble testet (2,5 mg Fe/l og 3,0 mg Fe/l) var partikkelfjerningen god ved de lave pH-nivåene (4,0-5,0), mens ved høyere pH-nivåer var turbiditeten  $> 0,2$ . Ved høyere pH-nivåer ble turbiditeten forskjøvet oppover. (figur 5.1). Utløpsturbiditeten var også stabil lav for dose 3,5 mg/l og 4,0 mg/l ved pH-nivå 4. Ved å øke pH for disse dosene, økte også utløpsturbiditeten (figur 5.1). Videre økning førte til en lav, stabil utløpsturbiditet i pH-området 5,0-5,5.

En økende dose vil gi raskere utfelling av jernhydroksid. Ved en overdosering kan man ende opp med å restabilisere kolloidene og en vil ikke få tilstrekkelig utfelling av metallhydroksider. Stumm & O'Melia's figur (figur 2.5) viser dette svært godt. En restabilisering som følge av overdosering er en mulig årsak til svikt ved høy dose og  $\text{pH} = 4,5$  (figur 5.1) (Hem 2018).

På bakgrunn av forsøksresultatene kan man si at best koagulering og partikkelfjerning ser ut til å være (figur 5.1):

- Lav dose ( $\leq 3,0$  mg Fe/l) og lav pH ( $\leq 4,5$ )
- Høy dose ( $\geq 3,5$  mg Fe/l) og høy pH (5,0-5,5)

Man ser at utløpsturbiditeten som er målt i lab ligger generelt litt høyere enn utløpsturbiditeten som er målt online (figur 5.1, figur 5.2). Både prosess- og lab-målingene måler det som blir «gitt» de. Målingene forgår under ulike omstendigheter, noe som vil gi ulike måleresultater. Begge målingene er derimot korrekte for sin «input» (Fladberg 2013).

## **Farge**

På generelt grunnlag viser resultatene at fargefjerningen er god for alle koagulantdosene. Som nevnt tidligere vil ladningen på humusmolekylene øke med økende pH. Det er nødvendig med høyere dose koagulant for å oppnå den samme fargefjerningen ved en høyere pH. Siden det ikke er gjort endringer i koagulantdose under gjennomføringen av en serie med pH-målinger vil man forvente et stigende fargetall. Dette er også tilfelle for alle dosene som ble testet (figur 5.3-5.6).

Det finnes noen utstikkere. Dette kan forklares med at det vannprøven sto for lenge før den ble analysert som følge av at fargemåleren på Kattås ikke fungerte optimalt. Vannprøvene ble dermed tatt med til Aurevann for analyse. Hvis denne prosessen tok for lang tid, kan det ha gitt negativt utslag i form av økt fargetall.

Det ble tatt vannprøver for analysering av fargeinnhold både ut av K1 og K2. Dette for å se hvilken effekt det alkaliske filteret hadde på fargetallet kontra 2-media-filteret. Fra teorien vet man at lav pH er gunstig for best mulig oppløsning av kalsiumkarbonaten (avsnitt 2.4.10). Dette gjenspeiler seg i fargefjerningen ut av K2. Man har en større reduksjon i farge (fra K1 til K2) i de lavere pH-områdene i forhold til de høyere pH-områdene (figur 5.3-5.6).

## TOC

For alle målte verdier er TOC-innholdet i vannprøvene lavere enn det mattilsynet har satt som sine veiledende verdier (figur 5.11). TOC-resultatene som er fremvist er hentet fra vannprøver ut fra K1. Hadde det blitt analysert for TOC ut av K2 vil man kunne anta at disse verdiene ville vært noe lavere enn det som er fremvist i figur 5.11. TOC-innholdet og fargetallet er sterkt knyttet opp mot hverandre og en nedgang i farge (som er vist i figur 5.3-5.6) vil anta å gi en nedgang i TOC.

## Fe-rest

Det er gjort målinger av Fe-resten ut av både K1 og K2 (figur 5.7-5.10) for å se hvordan de ulike filterne holder tilbake rest-jernet. Resultatene ut av K1 viser at 2-media-filteret alene har problemer med å tilfredsstille de krav som er satt av Mattilsynet for mengde rest-metall i drikkevann (avsnitt 2.4.9.). Det er særlig ved lav pH at dette er et problem. Fra figur 2.6 ser man at pH bør være i overkant av 5 for at mengden løst jern ikke skal overstige 0,1 mg Fe/l.

Eikebrokk (2005) fant ut at et alkalisk filter etter et 2-media-filter ville optimalisere prosessen og utvide pH-området ved bruk av PIX. En ville anslagsvis ha 0,2-0,6 mg Fe/l reduksjon i rest-jern i forhold til kun bruk av et to-media-filter. Det alkaliske filter hjelper til med å korrigere for en ikke-optimal koagulering og vil optimalisere systemet. Det Eikebrokk (2005) fant ut av, stemmer godt overens med resultatene som er fremstilt. Samtlige doser og pH-nivåer har en betydelig reduksjon (0,5 mg Fe/l på det meste) i Fe-rest fra K1 til K2. Dette gjenspeiler seg særdeles godt ved lave pH-nivåer (figur 5.7-5.10). Det er derfor nødvendig med et etterfølgende alkalisk filter eller bruk av 3-media-filter hvis man velger å benytte seg av PIX som koagulant. Effekten av et slikt oppsett vil ikke ha den samme betydningen ved bruk av en aluminiumbasert-koagulant, da man kun vil få en minimal rest-metall reduksjon.

Ved gjennomførelse av pilotforsøk så Hem (1997) ut at det var helt nødvendig med marmorfiltrering, evt. Filtrering etter pH-justering for å oppnå en vannkvalitet som var tilfredsstillende ved en koagulerings-pH rundt 4. Både oppløst jern og rester av partikler blir avsatt i det alkaliske filteret.

Ser man på systemet under ett, er det kun laveste dose ved lavest pH som ikke tilfredsstiller Mattilsynets veiledende krav. Optimal koagulering oppnås når fellings-pH er lik pH hvor jern er minst løselig. Størst mulig utfelling vil da oppnås (avsnitt 2.4.3.). Høyest reduksjon av

rest-jern fikk man ved pH 5-5.5 for alle doser. Der noen forsøk ga tilnærmende lik null rest-jern (figur 5.7-5.10).

### 6.1.2. Korrosjonskontroll

#### **Kalsium**

Det er ikke satt krav til innholdet av kalsium i drikkevannet da det ikke er registrert negative helseeffekter av dette i drikkevannet, men det anbefales en konsentrasjon på minst 15 mg Ca/l (avsnitt 2.3).

Vannets kontakttid med den alkaliske filtermassen, vannets pH før filteret, CO<sub>2</sub> dosering før filteret, oppløsningshastighet og type/dose koagulant er alle parametere som er med på å påvirke kalsiuminnholdet i vannet (avsnitt 2.3). Under gjennomførelsen av disse forsøkene ble filterbelastningen og reguleringsventilen ut av K2 holdt konstant for alle forsøk, så vannets kontakttid med marmormassen skal være lik for alle forsøk. Oppløsningshastigheten var den samme da det ble brukt samme filtermasse. Det ble i gjennomføringen av forsøkene ikke benyttet CO<sub>2</sub> dosering i forkant av filteret. Det var kun endringer i pH og koagulantdose som påvirket kalsiumkonsentrasjonen.

Vannets pH før det alkaliske filteret varierte fra 4,1-5,5 (tabell 5.1). Figur 5.12 viser at kalsiuminnholdet i vannet minker med økende pH inn på det alkaliske filteret. Det alkaliske filteret har som oppgave å øke kalsium-innholdet i vannet. Det stemmer derfor bra med resultatene fra piloten. Kalsiuminnholdet minker med økende pH, da teorien sier at optimale koaguleringsforhold for denne typen anlegg skjer ved pH 3,5-4 (avsnitt 2.4.10). Ved lave pH-verdier vil man få tilstrekkelig oppløsning av kalsiumkarbonat fra filtermassen. Utilstrekkelig oppløsning vil skje ved høyere pH-verdier.

Siden det ikke ble foretatt forsøk med varierende filterhastighet har man ikke sett på hvordan dette vil påvirke kalsiuminnholdet i rentvannet. Hem (1997) viste derimot at ved økt filterbelastning reduseres kalsiuminnholdet. Dette stemmer med teorien om at lengre kontakttid (lavere filterbelastning) vil øke kalsiuminnholdet i vannet. Samme rapport viser at kalsiumkonsentrasjonen øker med økende mengde karbondioksid dosering i forkant av det alkaliske filteret.



## **Alkalitet**

Trendene for alkalitet og kalsium er svært like. Det er de samme parameterne som påvirker de to faktorene, og det var de samme betingelsene som gjaldt for alkalitet som for kalsium. Resultatene i figur 5.13 viser at innholdet av alkaliteten i rentvannet ikke er tilstrekkelig høyt nok med tanke på god korrosjonskontroll. De høyeste verdiene opptrer som forventet ved pH 4,0, for så å synke etter hvert som pH økes og oppløsningen fra filtermassen minkes.

Råvannets temperatur ligger stabilt på 5°C, noe som er med på å bremse utløsningshastigheten. Samtidig blir det som nevnt ikke dosert CO<sub>2</sub> før filtrering gjennom det alkaliske filteret. For å heve alkaliteten til tilfredsstillende verdier med tanke på korrosjonskontroll kan det derfor være lurt å øke kontakttiden med marmormassen, eller dosere for CO<sub>2</sub> for å øke oppløsningshastigheten i det alkaliske filteret. Hem (1997) rapporterte at ved økt tilførsel av aciditet (delvis jernklorid og delvis karbondioksid) i form av jernklorid, vil kaliumkonsentrasjonen øke ved konstant alkalitet.

Ved å benytte seg av en av de to metodene som er nevnt ovenfor vil også kalsiuminnholdet i rentvannet økes. Man må da være varsom med å ikke heve alkalitet og kalsiuminnhold til verdier der bruksmessige problemer vil bli merkbare. I og med at det ikke er satt noen krav for hverken alkalitet eller kalsiuminnhold i rentvann vil det bli et spørsmål om økonomi. Hvor mye penger skal bevilges på parametere som det ikke settes faste krav til.

## **pH**

Det ble tatt vannprøve ut av K2 som ble målt for pH. Resultatene kan sees i tabell 5.1. pH ut av det alkaliske filteret varierte lite. Stort sett lå alle pH-verdiene innenfor området 7,5 – 7,65, med noen utstikkere. Økende pH inn på K2 vil resultere i økende pH ut av K2 (Hem 2018). Dette viser også resultatene. De høyeste pH-målingene ut av K2 er foretatt ved høyeste pH-verdiene inn på K1, med en pH-topp på 7,89 ved dose 3,5 mg Fe/l og pH inn K1 = 5,5.

### 6.1.3. Optimal driftstid

#### **Filtersyklus**

På generelt grunnlag økte driftstiden med synkende PIX-dose (figur 5.15). Dette tilsier at det er mengden jernhydroksidslam som avgjør driftstiden når koagulantdosen er den samme. At dette kan observeres når driftstiden avgjøres av trykktapsbegrensningene er logisk siden mengden slam som akkumuleres i filteret avgjør driftstiden. Når driftstiden avgjøres av turbiditetsgjennombrudd er det fnokkstyrken som er avgjørende og sammenhengen mellom PIX-dose og sykluslengde er ikke lenger entydig (Hem 2018).

Dosen som ga den lengste filtersyklusen var 3,0 mg Fe/l. Denne dosen ligger omtrent midt i mellom teoretisk dose (2,72 mg Fe/l) og praktisk dose (3,4 mg Fe/l). pH = 4 ga lengst driftstid for alle dosene. Dette er som forventet da optimal koagulerings-pH er rundt 4. Ved å øke pH ble driftstiden for alle dosene redusert.

En økning fra dose 3,0 mg Fe/l til 4,0 mg Fe/l ga en reduksjon på 44 % driftstid. Fra henholdsvis 34 timer til 19 timer.

Lavere koagulantdose krever høyere syretilsetning for å oppnå tilstrekkelig lav pH. Ved en dose på 2,5 mg Fe/l og filtrerings-pH = 4,0 var det nødvendig med et syrepådrag på 60 %. Ved samme filtrerings-pH og dose 3,0 mg Fe/l var det nødvendig med et syrepådrag på 46 %. Videre var det nødvendig med et syrepådrag på 39 % for dose 3,5 mg Fe/l ved de samme forholdene. For dose 4,0 mg Fe/l var det ikke nødvendig med mer enn et syrepådrag på 28% for å oppnå koagulerings-pH = 4,0. I og med at filtersyklusen øker med minkende dose vil det bli et økonomisk spørsmål om hvor lang driftstid som er ønskelig i forhold til syremengde som er nødvendig.

Det er i tillegg viktig å se på modningstiden for å vurdere optimal filtreringssyklus. For pH = 4 var modningstiden rundt 20 min for samtlige doser bortsett fra dose 4,0 mg Fe/l (figur 5.14). Modningstiden økte med økende pH. For dose 3,5 mg Fe/l, pH = 4,25 varierte utløpsturbiditeten veldig. Den stabiliserte seg under 0,2 for siste gang etter 100 minutter. Dette var også tilfellet for dose 3,0 mg Fe/l, pH = 5,0 og dose 4,0 mg Fe/l, pH = 4,25. Utløpsturbiditeten hadde stabilisert seg i disse to forsøkene etter henholdsvis 9 og 5 timer.

For lang modningstid i en filtersyklus er ikke egnet da man ikke får produsert vann i denne perioden.

Ved gjennomføring av de ulike forsøkene ble det ikke tilsatt polymer for å bedre koaguleringsprosessen. Tilsetning av riktige polymer kan være med på å oppnå tilstrekkelig lang filtersyklus. Det kan derfor være interessant og gjennomføre forsøkene på nytt igjen med bruk av riktig tilpasset polymer. Bruk av polymer i jernbaserte-koagulanter har minimal effekt i forhold til bruk av polymer i aluminiumbaserte-koagulanter.

## **Trykktap**

For samtlige gjennomføringer hadde man en lineær trykktapsutvikling. Det tyder på at utnyttelsen av filterkolonnen var god (avsnitt 2.4.7).

Driftsfasen ble enten stoppet som følge av at trykktapet oversteg den dimensjonerende trykkehøyden i anlegget, eller at utløpsturbiditeten steg til over 0,2 FNU. Den dimensjonerende trykkehøyden i anlegget var på 1,38 meter. For samtlige doser var trykkehøyden den begrensende faktor som endte driftsfasen ved  $\text{pH} = 4$  (figur 5.16). ‘

Ved økende dose er det forventet en raskere trykktapsutvikling enn ved lavere doser. Dette viste seg å stemme. Driftstiden var vesentlig kortere for høye doser i forhold til lave doser der trykktapet var den begrensende faktor for systemet. Ved  $\text{pH} = 4,25$  var trykktapet nok en gang den begrensende faktor for driftsfasen for de høyeste dosene, mens det var utløpsturbiditeten som var den begrensende faktoren for de lavere dosene.

Som vist i figur 5.16 ble vannhøyden notert ved endt driftsfase. Samtlige doser hadde et lavere trykktap ved økende  $\text{pH}$ . Det kommer av at koaguleringsforholdene ikke var optimale ved økende  $\text{pH}$  og gjennombrudd skjedde som følge av økt utløpsturbiditet.

Forsøkene er som blitt nevnt tidligere, utført ved samme filterbelastning. Ved en eventuell økende filterbelastning er det forventet en raskere trykktapsutvikling. En langsommere trykktapsutvikling er forventet ved en lavere filterbelastning. Ved helgekjøring ble filterhastigheten redusert til 3,0 m/h,  $\text{pH} = 4$ . Driftsfasen hadde ikke nådd gjennombrudd for noen av dosene ved videre arbeid mandag, foruten dose 4,0 mg Fe/l. Ved dose 4,0 mg Fe/l hadde trykktapet nådd den dimensjonerende trykkehøyden i piloten etter 60 timer (tabell 4.2).

Dette stemmer bra med teorien om en langsommere trykktapsutvikling ved lavere filterbelastning og ved økende dose forventes en raskere trykktapsutvikling.

#### 6.1.4. pH i marmorfilter etter helgekjøring

Når piloten ikke var i bruk i helger, ble filterhastigheten redusert til 3,0 m/h og pH = 4,0. Dette ble gjort for å vurdere driftstid ved lavere vannproduksjon enn det dimensjonerende. Ved videre arbeid mandag ble det tatt online målinger av pH ut av det alkaliske filteret. Dette ble gjort for å se hvordan påvirkning marmoren hadde på pH i vannet når det hadde stått med stillestående vann i ca. tre dager (tabell 4.2).

Online-målingene viste et pH-område fra 8,0 – 8,5 ut av det alkaliske filteret (figur 5.17). Tiden det tok fra tilkoblingen av pH-meter og avlesning av pH varierte noe. Noen fast tid ble ikke satt. Dette kan ha vært med på å påvirke resultatene.

## 7. KONKLUSJON

- Best koagulering og partikkelfjerning ser ut til å være:
  - Lav dose ( $\leq 3,0$  mg Fe/l) og lav pH ( $\leq 4,5$ ).
  - Høy dose ( $\geq 3,5$  mg Fe/l) og høy pH (5,0-5,5).
- Fargetallreduksjonen fra K1 til K2 var høyere ved lavere pH, som følge av høyt innhold av jern i prøven ut av K1 ved lav pH.
  - Dose 3,0 mg Fe/l, pH = 4,25 hadde høyest fargetallsreduksjon fra K1 til K2 (reduksjon på 5 mg Pt/l).
- TOC-konsentrasjonen for samtlige prøver er lavere enn Mattilsynets veiledende krav.
- Lavest innhold av rest-jern var ved pH = 5,0-5,5 for alle doser.
  - Det var kun dose 2,5 mg Fe/l, pH = 4,0 som ikke tilfredsstiller Mattilsynets veiledende krav om rest-metall.
- En koagulerings-pH ved 4,0 ga best korrosjonskontroll.
  - Alkalitets-konsentrasjonen var lavere enn Mattilsynets anbefalte konsentrasjon for samtlige doser ( $< 0,6$  mmol/l).
- Modningstiden ble lengre ved økende pH.
  - Lavest modningstid ble oppnådd ved dose 2,5 mg Fe/l og 3,0 mg Fe/l ved pH = 4,0 og 4,25.
- Driftstiden sank med økende dosering.
  - Lengst driftstid oppnås ved dose 3,0 mg Fe/l, pH = 4,0 (34 timer). Dette var en økning på 44 % i forhold til høyeste dose ved pH = 4,0. Alle verdiene for dose 3,0 mg Fe/l, pH = 4,0 var også innenfor de veiledende krav som settes for en hygienisk barriere.
  - Trykktap var den begrensede faktoren for samtlige doser ved pH = 4,0.
- pH ut av K2 hadde en topp på 8,51 ved helgekjøring (dose 4,0 mg Fe/l, pH = 4,0).
- Resultatene tilsier at totalt sett best resultater oppnås ved koagulerings-pH på 4. En koagulantdose på 3,0 synes optimalt med dagens råvannskvalitet. Dersom det er mulig å redusere dosen i forhold til dette tyder resultatene på at koagulerings-pH bør økes noe.



## 8. KILDER

- Amburgey, J. E. (2003). *Optimization of the extended terminal subfluidization wash (ETSW) filter backwashing procedure*. Water treatment Research. Plantation Court Lawrenceville, GA 30044, USA. s.314-330
- Becket, R. (1990). *Surface and colloid chemistry in natural waters and water treatment*. Springer Science. 155s
- Bjerke, V. (2018). *Personlig meddelelse*.
- Brandt, J. & Ording, F. (2014). *Holsfjorden- Aktuelle metoder for NOM fjerning*. 67s.
- Eikebrokk, B. (1999) *Coagulation-direct filtration of soft, low alkalinity humic waters*. Water Science and Technology, 40(9)
- Eikebrokk, B. (2001) *Aspect of enhanced coagulation-contact filtration process optimization*. In: *Proceedings Workshop on utilization of NOM characteristics to improve process selection and performance*. AWWARF, Vivendi Water, CRC for Water Quality and Treatment, Berlin Germany, Oct 9-12
- Eikebrokk, B. (2005). *Optimalisering og videreutvikling av koagulering og kontaktfiltreringsprosessen*. SINTEF rapport; STF50 A05239. Trondheim. 74s
- Eikebrokk, B. (2012) *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Norsk Vann Rapport 188. Hamar: Norsk Vann BA. 155s
- Fjellvåg, H. (2009) *Bufferevne*. SNL. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/bufferevne> (lest: 11.04.2018)
- Fladberg, L. (2013) *Slik fungerer turbiditetsmålingen*. Teknisk Ukeblad. Tilgjengelig fra <https://www.tu.no/artikler/vaeskeanalyse-turbiditet/21852> (lest: 04.05.2018)
- Folkehelseinstituttet. (2004). *Vannforsynings ABC- Kapittel D: vannbehandling*. 209s
- Folkehelseinstituttet. (2016). *Kjemisk og fysisk vannkvalitet*. Tilgjengelig fra <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/vann/Vannkvalitet/>. (lest: 04.05.2018)

Ghernaout, D., Al-Ghonamy, A., Boucherit, A., Ghernaout, B., Naceur, M., Messaoudene, N., Aichouni, M., A., M. & Elbourgdiri, N. (2015). *Brownian Motion and Coagulation Process*. American Journal of Environmental Protection, 4(5), 15s.

Hem, L. (1997). *Larvik hovedvannverk- Pilotforsøk med humsfjerning og korrosjonskontroll med direktefiltrering og marmorfiltrering*. NIVA. Rapport 3720-97. 54s.

Hem, L. (2018). *Personlig meddelelse*.

Hongve, D. (2015). *Humus i vann*. Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra:

<https://www.fhi.no/historisk-arkiv/nettpublikasjoner/06.-humus-i-vann/> (lest 06.04.2018)

*Hongve, D., Riise, G., & Kristiansen, J., (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water? A result of increased precipitation? Aquatic Sciences - Research Across Boundaries, 66(2), s.231-238.*

Jabur, S. H. & Mårtensson, J. (1999). Optimering av långsamfilter. VA-Forsk rapp. Nr.1999-17. VAV AB. Stockholm

LabX. (2018). *Hack 2100N Turbidimeter*. LabX. Tilgjengelig fra:

<https://www.labx.com/item/hack-2100n-turbidimeter-hach-turbidimeter-2100n-used/LV38804243> (lest 09.05.2018)

Li, H., Xu, Q. & Ge, H. (2013). *Effect of Aggregated Floc Circulation on Membrane Fouling in Contact Circulated Coagulation-Membrane Filtration Hybrid Process for Treatment of Surface Water*. Advanced Materials Research, Vols. 864-867, s.1226-1232

Lovdata. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)*.

Tilgjengelig fra <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 11.04.2018)

Mattilsynet (2018). *Veileder til drikkevannsforskriften*. Tilgjengelig fra [www.mattilsynet.no](http://www.mattilsynet.no) (lest 11.04.2018)

Norsk Vann. (2015). *Korrosjonsprodukter i drikkevann*. VA-Fakta V4- Vannforsyning. 2s.

Ratnaweera, H (2013). *Fosforgjenvinning fra avløpsvann- bør vi bygge om våre renseanlegg?* Vannforeningen. s.551-555

Ratnaweera, H. (2017) Forelesning THT310- *Particles and phosphates removal*.



Pellikainen, P. (2015) *Optimalisering av koagulerings-filtreringsanleggene. Resultater fra optimalisering Case Særdalen og Kismul*. Norsk Vann Fagtreff, Comfort Hotel Runway Gardermoen: Bergen Vann KF

Saltnes, T., Ødegaard, H., & Eikebrokk, B. (2001). *Restmetall i drikkevann*. VA, SINTEF kjemi, 3: s.253-258

Skipeland, S. (2016). *Pilotforsøk med fargefjerning i nedstrøms tomedia-filter og kartlegging av optimale koaguleringsbetingelser og filterhastigheter*. NMBU. Ås.

Stumm, W. & O'Melia, C. R. (1968). *Stoichiometry of coagulation*. J, Amer. Water Works Assoc., 60(5), s.514-539

Ødegaard, H. (2002). *Vannforsyning og drikkevannskvalitet*. Norges forskningsråd. 248s

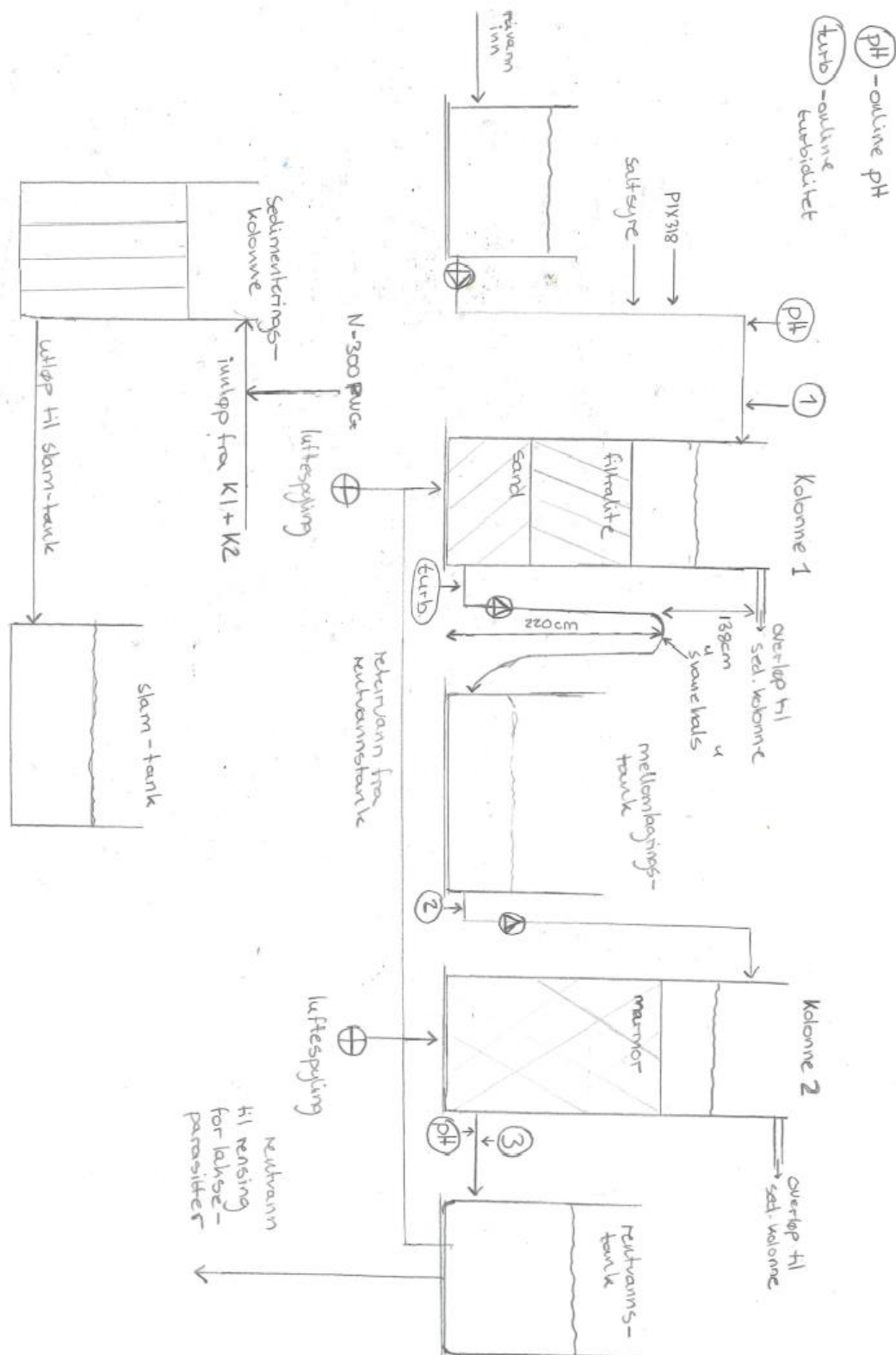
Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg.: 664s.

Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. & Eikebrokk, B. (2009). *NOM removal technologies – Norwegian experiences*. Drinking Water Engineering and Science Discussions, 2(2), s.161-187.

Østerhus, S. W. (1998). *Kalsiumkarbonat filtre for korrosjonskontroll: utprøving av forskjellige marmormasser*. NORVAR-rapport. Hamar: Norsk vann og avløp. 56



# Vedlegg A: Beskrivelse av pilotanlegg



Figur A. 1: Prinsippskisse av koagulering/kontaktfiltreringsanlegget på Kattås. Punkter 1-3 representerer uttakspunkter for vannprøver.

Pilotanlegget som er benyttet i gjennomføringen av denne oppgaven befinner seg på Kattås i Bærum kommune. Det er av typen koagulerings/kontaktfiltreringsanlegg og baserer seg på Moldeprosessen/Larvikprosessen. Anlegget er utstyrt med ulike prøvetakningspunkter samt on-line målere. Piloten er fullautomatisert med mulighet for manuell styring.

Råvannet som benyttes blir hentet fra Holsfjorden, hvor det blir pumpet opp til Toverud stasjon. Fra Toverud renner råvannet i selvføll ned til Kattås. Råvanntanken som benyttes fylles opp ved hjelp av en kaskaderegulator. Slangepumper benyttes for å få vannet rundt i systemet. Doseringpumper av typen stempelpumper blir brukt for å tilsette koagulant og saltsyre før filterkolonne 1. Doseringen av koagulant ble automatisk gjort i PLS-en etter ønsket mengde. Dosering av pH-justerende kjemikalie ble manuelt tilsatt i PLS-en, der online pH-meter blir brukt for å regulere ønsket pH i fellingsvannet.

Mellomlagringstanken blir benyttet for å kompensere for fellingsvann som går tapt til online pH-meter og online turbiditetsmeter (ca. 1 l/min i hver av instrumentene).

Filterkolonne 1 består av et to-media filter (filtralite + sand (1230mm)), med indre diameter på 290 mm og et støttelag på 230mm. Filterkolonne 2 er et alkalisk filter (marmor (1350mm)), med en indre diameter på 290 mm og et støttelag på 70 mm. Utløpsrøret fra filterkolonne 1 er utstyrt med en mengdemåler som justerer reguleringsventilen. Denne holder vannproduksjonen konstant på 8,8 l/min (filterbelastning på ca. 7,5 m/h). Filterkolonne 2 er også utstyrt med en mengdemåler som justerer reguleringsventilen. Denne holder også konstant vannproduksjon på 8,8 min/l. Vannnivået i filterkolonne 2 er derfor konstant ved filtrering. Et online turbidimeter måler partikkelinnholdet på filtrert vann ut av filterkolonne 1, mens et online pH-meter måler pH-nivået i rentvannet ut av filterkolonne 2. Fra rentvannstanken blir vannet renses for lakseparasitter i et trommelfilter før det slippes ut i naturen. Noe av rentvannet brukes for tilbakespyling av filtrene.

Spylevann fra filterkolonne 1+2 går i overløp til sedimenteringskolonnen. I overløpet blir polymer tilsatt for optimalisering av sedimenteringsprosessen. En neddykket pumpe blir benyttet for å pumpe slam fra sedimenteringskolonnen til slam-tanken.

## Vedlegg B: Analyse av vannprøver

### pH-meter

Utsyr:

- pH-meter (Radiometer Analytical® Model PHM 210).
- Elektrode (GK 2401).
- Parafilm M® (American National Can™).
- Vannprøve.
- Kalibreringsbuffere (basisk buffer: pH 7,00 og sur buffer: pH 4,0).
- Målebeger.
- Milliporevann.
- KCl

Metode:

Før forsøk var elektroden nedsunket i bufferløsning på 4,01. En bit med parafilm var festet rundt hullet for påfylling av KCl. Parafilm ble fjernet og rikelig med KCl ble fylt i elektroden før måling. Elektroden ble skylt med milliporevann før den ble sunket ned i vannprøven. Elektroden sto nedsunket i vannprøven i 4-5 minutter for stabilisering av pH. Etter avlesing av pH-metret ble elektroden skylt med milliporevann og satt i bufferløsning 4,01. Videre ble parafilm benyttet til å tette påfyllingshullet med KCl.

pH-metret ble kalibrert hver 5-7 dag, alt etter hvor ofte det var i bruk. Kalibreringsbuffere på 7,00 og 4,01 ble brukt.



Figur B. 1: pH-meter og elektrode som ble benyttet (foto: Siren Skripeland).

## Turbidimeter

Utstyr:

- Turbidimeter (Hack 2100N Turbidimeter).
- Vannprøve.
- Milliporevann.
- Glassbeger.

Metode:

Glassbegeret ble skylt med milliporevann. Videre ble vannprøven helt i glassbegeret for måling. Glassbegeret ble så tørket for eventuelle dråper, skitt, etc. på utsiden av glasset.

Turbidimeteret blå slått på og glassbegeret ble satt inn. Vannprøven ble bestrålt i minimum fem minutter for tilstrekkelig måling. Turbiditeten ble så avlest av turbidimeteret.

Turbidimeteret leste av turbiditeten i enheten FNU. Turbiditeten kommer som et resultat av lysspredning og reduksjon i lysintensitet i vannprøven.



Figur B. 2: Turbidimeter Hack 2100N turbidimeter som ble benyttet i analyser av vannprøver (foto: LabX, 2018)

## Fargemåler

Utstyr:

- Spektrofotometer (Pharo 300).
- Kyvette.
- Milliporevann.
- Vannprøve.

Metode:

Spektrofotometeret ble slått på og metode 303 ble valgt. Kyvetten ble skylt med milliporevann før vannprøve ble tilsatt. Deretter ble kyvetten tørket for eventuelle dråper, skitt, etc. Kyvetten ble satt inn i spektrofotometeret og lokket til apparatet lukkes. Fargetallet ble notert og kyvetten ble tatt ut og skylt med milliporevann. Ved valg av metode 303 ble fargetallet avlest i enheten mg Pt/l.



Figur B. 3: Spektrofotometer Pharo 300 som ble benyttet i analyser av vannprøver (foto: Siren Skripeland).

Dette apparatet ble derimot kun benyttet i forsøkene ved bruk av dose 2,5 mg Fe/l. Apparatet viste alt for høye verdier i forhold til det som var naturlig. Vannprøvene som skulle analyseres for farge ble derfor sendt til Aurevann vannbehandlingsanlegg for analyse. Det ble tatt nye prøver for fargetall ved dose 2,5 mg Fe/l som ble sendt til Aurevann for analyse.

### **Fe-rest**

Vannbehandlingsanlegget på Kattås benytter ikke instrumenter for måling av rest-metall. Disse prøvene ble sendt til Moss og Eurofins for analyse.

### **TOC-innhold**

Vannbehandlingsanlegget på Kattås benytter ikke instrumenter for måling av TOC-konsentrasjon. Disse prøvene ble sendt til Moss og Eurofins for analyse.

### **Ca-innhold**

Vannbehandlingsanlegget på Kattås benytter ikke instrumenter for måling av Ca-konsentrasjon. Disse prøvene ble sendt til Moss og Eurofins for analyse.

### **Alkalitet**

Vannbehandlingsanlegget på Kattås benytter ikke instrumenter for måling av alkalitet-konsentrasjon. Disse prøvene ble analysert på Aurevann av Vigdis Bjerke og Karin Sogn.

### **Farge**

Som nevnt tidligere oppsto det problemer med fargemåleren på Kattås. Prøvene ble derfor sendt til Aurevann for analyse av Vigdis Bjerke og Karin Sogn.

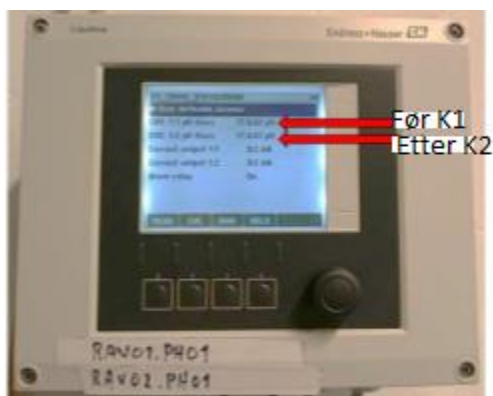


## Vedlegg C: Online instrumenter

### pH-meter

Online pH-metret er levert av Endress + Hauser (figur C.1). Online pH-metret var koblet slik at det målte pH i fellingsvann før K1 og pH i rentvann etter K2 som vist i figur A.1.

Kalibrering av online pH-meter ble gjort en gang i uken ved bruk to-punkts kalibrering og samme bufferløsningene som beskrevet i vedlegg B (pH-meter)



Figur C. 1: Online pH-meter som ble benyttet i forsøkene (foto: Siren Skripeland)

### Turbidimeter

On-line turbidimeter, 200TM Controller levert av HACH®, måler partikkelinnhold på filtrert vann for filterkolonne 1 og filterkolonne 2. Turbidimeteruttaket til filterkolonne 2 ble ikke benyttet i forsøkene.



Figur C. 2: Online turbidimeter som ble benyttet i forsøkene (foto: Siren Skripeland).

Målingene fra online-instrumentene ble kontinuerlig og automatisk grafisk lagret. Dette gjorde det svært enkel å finne frem til den informasjonen som var nyttig for de ulike parameterne.







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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway