



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2019 30 stp**

Fakultet for realfag og teknologi

## **Påvirkningen av returstrømmer fra filterspyling: et pilotforsøk med bruk av tremedia-filter**

The influence of recycled water from filter  
backwashing: A pilot-scale with a three-media filter

**Sunniva Berge Teigset**

Vann- og Miljøteknikk



## FORORD

Denne masteroppgaven er skrevet våren 2019 av Sunniva Berge Teigset. Oppgaven er mitt avsluttende arbeid etter fem år som student i vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

Å kunne være med å utvikle de nye rensenanleggene for drikkevann i Oslo og Bærum, var en svært viktig og spennende mulighet da jeg valgte tema for masteroppgaven. Det var interessant at se hvordan teoriene vi har lært på universitetet kunne fungere i praksis og viktig for meg at mitt bidrag gjennom masteroppgaven faktisk kunne være med å påvirke drikkevannet til venner og bekjente i Oslo og Bærum.

Oppgavens hovedveileder har vært Lars Hem. Oppgaven er skrevet på initiativ fra Asker og Bærum vannverk (ABV) og Oslo kommune, vann- og avløpsetaten (VAV). I begge kommuner er det aktuelt å bruke Holsfjorden som råvannkilde til drikkevann, og de prøver derfor å finne optimale metoder for rensing av vannet.

Masteroppgaven tar utgangspunkt i et pilotanlegg på Kattås i Bærum, og jeg har tilbragt mye tid der denne våren. Jeg vil takke ABV for å ha latt meg få bruke pilotanlegget og laboratoriet til forsøkene i oppgaven. Spesielt vil jeg takke Vigdis Bjerke for all hjelp, og for opplæring, prøveanalyser og faglige innspill. Jeg vil også takke Thorbjørn Undrum for praktisk støtte på anlegget, Karin Ugland Sogn for gjennomgang av prøveanalyser, og ellers alle som har vært innom for å hente og levere prøver.

Jeg vil også takke familie og venner for både faglig og personlig støtte i denne perioden. Til slutt vil jeg rette en stor takk til min hovedveileder Lars Hem, for nyttige innspill, faglige tilbakemeldinger og god veiledning.

Igjen, tusen takk! Oppgaven hadde ikke vært gjennomførbar uten deres hjelp.

Sunniva Berge Teigset

Ås, 14.05.19

## SAMMENDRAG

Denne masteroppgaven er skrevet på initiativ fra Asker og Bærum vannverk og Oslo kommune, vann- og avløpsetaten. De har sammen etablert et pilotanlegg på Kattåsrenseanlegg i Bærum. Pilotanlegget bruker råvann fra Holsfjorden, og renser, via koagulering og kontaktfiltrering, farge og partikler fra vannet. Pilotanlegget er bygget opp som et Moldeanlegg, med et tremedia-filter bestående av Filtralite NC (0,8-1,6mm), filtersand av typen Rådasand (0,4-0,8mm) og filterkalk er Verdalskalk (1-3mm).

Hovedmålet med masteroppgaven var å undersøke hvorvidt direkte-filtrering med koagulant fungerte ved tilføring av returstrømmer fra spyling av filteret på pilotanlegget. De tilførte returstrømmene besto av en blanding av klarvann fra sedimenteringskolonnen og modning- og nedsenkingsvann fra før- og etter filterspylingen. Returvann ble tilført som 5,6% av råvannsmengden. Som koagulant ble det benyttet PIX318 A15 (sur jernkloridsulfat). Polymeren som ble brukt var av Magnafloc LT20 (nonionisk polymer). Vannprøver ble tatt for å kartlegge vannkvaliteten med og uten tilførsel av returvann. Prøvene ble testet for parameterne: turbiditet, pH, farge, alkalitet, Fe, Ca og TOC. Filterbelastningen ble holdt konstant lik 6,4 l/min. Den ideelle modningstid etter filterspyling ble også undersøkt. Mot slutten av prosjektet ble filterkalk tilsatt filteret for å undersøke om dette påvirket modningstiden.

Resultatene viste at tilførsel av returvann i liten grad endret rentvannskvaliteten i sammenlikning med vannkvaliteten uten returvannstilførsel. Drikkevannet holdt god kvalitet på alle måleparameterne. Alle målene var i overensstemmelse med den nasjonale drikkevannsforskriften, og lå innenfor de anbefalte grenseverdiene for koaguleringsanlegg fra Mattilsynet.

Disse resultatene indikerer at videre undersøkelser bør gjøres med større returvannsmengder for å se om vannkvaliteten holder seg stabil over tid. Videre vil det være hensiktsmessig å drifte pilotanlegget over en lengre periode med flere filterkalkpåfyllinger for å finne optimale driftsrutiner for påfyllingen.

## ABSTRACT

This thesis was initiated by Asker, Bærum and Oslo municipality. The three municipalities have established a pilot project for drinking water treatment at Kattås Drinking Water Treatment Plant in Bærum. The Pilot Treatment Plant uses coagulation and contact filtration to remove color and particles from the raw water supplies in Holesfjorden. The plant is designed after the Molde-processing-plant with a three-media filter, consisting of Filtralite NC (0.8-1.6 mm), filter sand from Rådasand (0.4-0.8 mm) and limestone (1-3 mm).

The main aim of this thesis was to investigate to what extent contact filtration with coagulation was affected by the supplement of recycled water. The recycled water came from water flushed through the filter and then added back to the treatment plant. The recycled water consisted of a mixture of decant from the sedimentation tank, and ripening- and immersion-water collected from before and after filter backwashing. Recycled water was added to the raw water in a quantity of 5.6%. PIX318 A15 was added as coagulant, and Magnafloc LT20 was added as polymer. Water samples were gathered daily, to map the water quality, with and without recycled water. The samples were tested for turbidity, pH, color, alkalinity, Fe, Ca and TOC. The filter load was held constant at 6.4 l/min. The ideal ripening time after backwashing the filter was also investigated. At the end of the project, limestone was added to the filter, which was then backwashed, to investigate whether the limestone addition affected the ripening time.

The results showed that the addition of recycled water did not affect the clean water quality significantly compared to the water without recycled water addition. The drinking water maintained good quality on all analysis parameters, and all water quality parameters were in accordance with national regulations for drinking water, and within recommended limits for coagulation plants suggested by the Norwegian Food Safety Authority.

Suggestions for future research are to operate the plant with greater quantities of recycled water, to see if the water quality remains stable over time. It would also be interesting to continue operating the plant over time with several refills of limestone to find optimal operating procedures.

# INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD .....	II
SAMMENDRAG.....	III
ABSTRACT .....	IV
INNHOLDSFORTEGNELSE .....	V
FIGURLISTE.....	VIII
TABELL-LISTE .....	X
FORKORTELSER .....	XI
<b>1. INNLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1. Bakgrunn.....	1
1.2. Formål.....	2
<b>2. TEORI.....</b>	<b>3</b>
2.1 Farge i vann .....	3
2.2 Korrosjonskontroll.....	4
2.2.1 pH og bufferevne .....	5
2.2.2 Alkalitet.....	5
2.2.3 Kalsium .....	6
2.3 Koagulering og flokkulering .....	6
2.4 Koagulanter .....	8
2.4.1 Aluminium .....	8
2.4.2 Jern .....	9
2.5 Koaguleringsmekanismer.....	10
2.6 Kontakt filtrering.....	11
2.7 Filtersyklus .....	12
2.7.1 Modningsfase .....	12
2.7.2 Stabile driftsfase .....	13
2.7.3 Gjennombrudd .....	13
2.8 Filterhastighet.....	14
2.9 Trykktap .....	14
2.10 Koaguleringsbetingelse.....	15
2.11 Krav til renseeffekt i koaguleringsanlegg.....	16

2.12	<i>Moldeprosessen</i> .....	17
2.13	<i>Returvannstilførsel</i> .....	18
<b>3.</b>	<b>BESKRIVELSE AV PILOTANLEGG</b> .....	<b>19</b>
3.1.	<i>Pilotanlegget</i> .....	19
3.2.	<i>Råvannet</i> .....	20
3.3.	<i>Filtreringskolonne</i> .....	22
3.3.1	<i>Filtralite</i> .....	24
3.3.2	<i>Filtersand</i> .....	24
3.3.3	<i>Filterkalk</i> .....	24
3.4.	<i>Koagulant og kjemikalier</i> .....	24
3.4.1	<i>Koagulant</i> .....	24
3.4.2	<i>Polymer</i> .....	25
3.5.	<i>Spyling av filteret</i> .....	25
3.6.	<i>Vannprøver</i> .....	26
3.7.	<i>Returvann</i> .....	27
<b>4.</b>	<b>GJENNOMFØRING AV PILOTFORSØK</b> .....	<b>29</b>
4.1	<i>Formål</i> .....	29
4.2	<i>Metode</i> .....	29
4.2.1	<i>Uten returvann</i> .....	29
4.2.2	<i>Med returvann</i> .....	30
4.2.3	<i>Med periodevis returvann</i> .....	30
4.2.4	<i>Modningstid</i> .....	31
<b>5.</b>	<b>RESULTATER</b> .....	<b>33</b>
5.1	<i>Effekt av returvann</i> .....	33
5.2	<i>Periodevis tilførsel av returvann</i> .....	36
5.2.1	<i>Blandet returvann</i> .....	36
5.2.2	<i>Modnings- og nedsenkningsvann</i> .....	39
5.2.3	<i>Klarvann fra sedimenteringskolonnen</i> .....	41
5.3	<i>Modningstid</i> .....	44
<b>6.</b>	<b>DISKUSJONER</b> .....	<b>45</b>
6.1	<i>Sammenlikning av parametere</i> .....	45
6.1.1	<i>Vannkvalitet med henblikk på turbiditet</i> .....	45
6.1.2	<i>Vannkvalitet målt ved fargetall</i> .....	46

6.1.3	Vannkvalitet målt i pH .....	46
6.1.4	Vannkvalitet med henblikk på alkalitet .....	47
6.1.5	Vannkvalitet målt i jerninnhold .....	47
6.1.6	Vannkvalitet ut fra kalsiumnivåer .....	48
6.1.7	Vannkvalitet med henblikk på TOC.....	48
6.1.8	Rentvannskvalitet gjennom filtersyklusen.....	48
6.2	<i>Periodevis kjøring med returvann</i> .....	49
6.2.1	Blandet returvann.....	49
6.2.2	Modnings- og nedsenkningsvann .....	49
6.2.3	Klarvann.....	50
6.3	<i>Modningstid</i> .....	50
<b>7.</b>	<b>KONKLUSJON</b> .....	<b>52</b>
7.1	<i>Forslag til videre arbeid</i> .....	53
<b>8.</b>	<b>KILDER</b> .....	<b>54</b>
	<b>VEDLEGG A: Beskrivelse av pilotanlegget</b> .....	<b>I</b>
	<b>VEDLEGG B: Analyse av vannprøver og beskrivelse av laboratorieutstyr</b> .....	<b>II</b>
	<b>VEDLEGG C: Beskrivelse av online-instrumenter</b> .....	<b>VI</b>
	<b>VEDLEGG D: Laboratorie- og online-målinger</b> .....	<b>VIII</b>



## FIGURLISTE

<i>Figur 2.1 Kolloidale partikler blir fnokker (Ødegaard, 2014).</i> .....	7
<i>Figur 2.2 Ulike typer oppbygging av koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2014).</i> .....	7
<i>Figur 2.3 Diagram som viser løseligheten til aluminium mot pH for ulike temperaturer (Eikebrokk et al., 2001).</i> .	9
<i>Figur 2.4 Diagrammet viser teoretisk løselighet for jern for ulik temperatur og eksperimentelle data (Eikebrokk et al., 2001).</i> .....	10
<i>Figur 2.5 Typisk filtersyklus med modning, stabil driftsfase og gjennombrudd og trykktapet (Eikebrokk, 2012).</i>	12
<i>Figur 2.6 Sammenheng mellom pH, koaguleringsdose og filtratkvalitet i et koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2014).</i> .....	15
<i>Figur 2.7 Prinsippskisse for Moldeprosessen (Brandt &amp; Ording, 2014).</i> .....	18
<i>Figur 3.1 Oppbygging av pilotanlegget</i> .....	20
<i>Figur 3.2 Målte verdier fra 1973 til 2011 og estimerte verdier for fremtiden ved lineær regresjon for fargetall i Holsfjorden (Eikebrokk, Berge, Hem, Smith, 2012).</i> .....	21
<i>Figur 3.3 Prinsipp skisse for oppbyggingen av filteret til Moldeprosessen (Bjerke, 2019).</i> .....	23
<i>Figur 5.1 Viser en normalsyklus uten tilføring av returvann.</i> .....	35
<i>Figur 5.2 Viser en normalsyklus uten tilførsel av returvann.</i> .....	35
<i>Figur 5.3 Viser en normalsyklus med tilførsel av returvann, 5,6% tilføres.</i> .....	36
<i>Figur 5.4 Viser driftssyklus den 7.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.</i> .....	37
<i>Figur 5.5 Viser driftssyklus den 8.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.</i> .....	37
<i>Figur 5.6 Viser driftssyklus den 13.03.19, for tilførsel av 7% returvann.</i> .....	38
<i>Figur 5.7 Viser driftssyklus den 21.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.</i> .....	38
<i>Figur 5.8 Viser driftssyklus den 12.03.19, for tilførsel av 5,6% modningsvann.</i> .....	40
<i>Figur 5.9 Viser driftssyklus den 15.03.19, for tilførsel av 7% modningsvann (ingen prøver tatt denne dagen).</i> ...	40
<i>Figur 5.10 Viser driftssyklus den 19.03.19, for tilførsel av 7% modningsvann.</i> .....	41
<i>Figur 5.11 Viser driftssyklus den 11.03.19, for tilførsel av 5,6% klarvann. Hopp i pH en stund før returvannstilførselen kommer av kalibrering av pH-meter.</i> .....	42
<i>Figur 5.12 Viser driftssyklus den 14.03.19, for tilførsel av 7% klarvann.</i> .....	42
<i>Figur 5.13 Viser driftssyklus den 18.03.19, for tilførsel av 7% klarvann.</i> .....	43

## **Figurliste i vedlegg B**

<i>Figur B - 1 Turbidimeter og glassbeholder. ....</i>	<i>II</i>
<i>Figur B - 2 Spektrofotometer for måling av farge med kyvette.....</i>	<i>III</i>
<i>Figur B - 1 Elektrode og pH-meter.....</i>	<i>IV</i>

## **Figurliste i vedlegg C**

<i>Figur C - 1 Turbidimeter for online-målinger.....</i>	<i>VI</i>
<i>Figur C - 2 pH-meter for online-målinger.....</i>	<i>VII</i>

## TABELL-LISTE

<i>Tabell 2.1 Veiledende grenseverdier for parametere for drikkevannsrensing ved koagulering (Mattilsynet, 2017).</i>	16
<i>Tabell 3.1 Fysisk og kjemisk vannkvalitet tatt på ved Toverud i 2013 (Brandt &amp; Ording, 2014).</i>	20
<i>Tabell 3.2 Mål for filterkolonnen.</i>	22
<i>Tabell 3.3 Prosess for spyling av filteret.</i>	26
<i>Tabell 3.4 Prøvetakings- og analyseplan.</i>	27
<i>Tabell 5.1 Gjennomsnitt og standardavvik for ulike parametere målt på laboratorium i en periode uten returvannstilførsel.</i>	33
<i>Tabell 5.2 Gjennomsnitt og standardavvik for parametere målt på laboratorium i en periode med returvannstilførsel.</i>	34
<i>Tabell 5.3 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter returvannstilsetting i en kort periode.</i>	39
<i>Tabell 5.4 Parameterne for modnings- og nedsenkningsvannet tilført som returvann. Det var ikke mulig å ta prøver av dette vannet ved andre anledninger enn i denne tilførsel perioden, derfor er modnings- og nedsenkningsvannet ikke i Tabell 5.2.</i>	39
<i>Tabell 5.5 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter tilsetting av modnings- og nedsenkningsvann i en kort periode.</i>	41
<i>Tabell 5.6 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter tilsetting av klarvann i en kort periode.</i>	43
<i>Tabell 5.7 Mulige modningstider ved bruk av sammenhengen mellom tid og turbiditet fra online-målinger.</i>	44

## **FORKORTELSER**

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

# 1. INNLEDNING

## 1.1. Bakgrunn

I mai 1985 startet driften av et vannbehandlingsanlegg med råvann fra Holsfjorden på Kattås i Bærum. Drikkevannet blir produsert for Asker og Bærum kommune og driftes av Asker og Bærum vannverk (ABV). De første driftsårene hadde anlegget kun klor som desinfeksjonsmetode. Senere kom det krav om to hygieniske barrierer i vannrensingsprosessen. Det ble derfor besluttet å bygge et nytt anlegg på Kattås, som i tillegg til klordesinfeksjon, hadde UV-bestråling. Anlegget slik det står i dag, har vært i drift siden november 2008. I dag produserer anlegget drikkevann for hele Asker kommune og 35% av Bærum kommune (ABV, 2019).

I Oslo kommune har vann- og avløpsetaten (VAV) vært på utkikk etter en ny reservekilde for drikkevann. Dette har to årsaker; på den ene siden trenger kommunen en ekstra kilde til vann ved en eventuell driftsstopp på nåværende anlegg, og på den andre siden må kommunen forberede seg på økt vannforbruk i fremtiden. Holsfjorden har da blitt sett på som et godt alternativ til vannforsyning (Brandt & Ording, 2014).

Globalt sett, står man i dag overfor utfordringer knyttet til klimaendringer, at jorda blir varmere og at vær-situasjon i verden forandres. I Norge medfører dette økte temperaturer og større nedbørsmengder. For området rundt Holsfjorden vil endringene gi en lengere vekstsesong, noe som betyr at større mengder organisk materiale blir produsert og kan ende opp i vannkilden. Dette, fordi mer nedbør medfører økt avrenning av jord til vannkilden. Av estetiske og brukermessige årsaker, er deler av vannkvaliteten beregnet ut fra fargen på vannet. Med mer nedbør og større mengder organisk materiale, vil man få høyere fargetall og mer totalt organisk karbon (TOC) i Holsfjorden. Fra den gang Kattås-anlegget ble satt i drift i 1985, har fargetallet økt jevnt. Dette gjør at renseanlegget må fornye rensemetodene sine (Brandt & Ording, 2014; *Climate Change*, 2019; Lovdata, 2017).

For å kartlegge fargeøkningen i Holsfjorden og mulige rensemetoder for råvannet, bestilte ABV og VAV i 2014 en rapport fra Asplan Viak. Rapporten tok for seg forskjellige metoder

for fjerning av farge og naturlig organisk materiale (NOM) i drikkevannet, og konkluderte med at et pilotanlegg basert på koagulering bør testes ut. Dette ble starten på pilotanlegget på Kattås, som nå har vært i drift siden 2016 (Brandt & Ording, 2014).

Denne masteroppgaven baseres på forskning og utprøving av vannrensing som har blitt utført ved pilotanlegget. Målet har vært å undersøke om vannkvaliteten holder seg innenfor nasjonale krav til kvalitet ved tilførsel av små mengder returvann. Mer spesifikt ble det i forsøksperioden undersøkt hvordan et koaguleringsanlegg, basert på Moldeprosessen, fungerte med tilførsel av returstrømmer ved pilotanlegget.

## 1.2. Formål

Formålet med denne oppgaven var å studere hvordan direkte-filtrering med koagulant (PIX-318 A15) fungerte ved tilføring av returstrømmer fra spyling av filter på pilotanlegget. Returvannet som ble tilført, var en blanding av nedsenknings- og modningsvann fra filteret, og klarvann i sedimenteringskolonnen fra spylingen av filterkolonnen. Dette ville kunne gi resultater om hvordan returvannet påvirket vannkvaliteten med henblikk på alkalitet, rest-jern, TOC, kalsium og fargetall. Metoden ble gjennomført med konstant filtreringshastighet gjennom filteret.

## 2. TEORI

### 2.1 Farge i vann

Farge i drikkevannet skyldes ofte NOM, også kalt humus. Overflatevannet i Norge har ofte høyt fargetall og lavt turbiditet (partikkelinnhold), noe som innebærer at vannet kan få en gulbrun farge. Flere av overflatekildene i Norge har denne misfargingen. Et høyt innhold av humus vil alltid medføre høye fargetall i vannkilden. Det finnes ulike metoder for å beregne nivået av organiske stoffer i vann, men de vanligste metodene er å måle fargetallet (antall mg Pt/l) eller å beregne vannets konsentrasjon av TOC (Ødegaard, 2014).

Høye nivåer av humus i vannet har ingen kjente negative helseeffekter. Likevel er det flere estetiske og brukermessige ulemper ved høyt fargeinnhold (Eikebrokk, 1982), primært fordi fargen kan påvirke vannkvaliteten og renseprosessen negativt. NOM kan blant annet:

- Gi vannet smak og lukt.
- Gi vannet en uestetisk gulbrun farge.
- Reagere med desinfeksjonsmidler og skape farlige biprodukter (som trihalometaner, når humus reagerer klor).
- Føre til stadig økende bruk av desinfeksjonsmiddel til oksidasjon av NOM, da stadig større mengder middel må til for å opprettholde samme renseeffekt.
- Påvirke effekten av UV-bestrålingen negativt.
- Danne belegg på vannledningsnett ved store konsentrasjoner.
- Påvirke korrosjon på ledningsnettverket.

(Hyllestad et al., 2018; Ødegaard, 2014)

Ved fargeinnhold høyere enn 15 mg Pt/l, vil vannet avgi synlige misfarginger i for eksempel vasker, drikkeglass og badekar. Videre vil fargetall høyere 25 mg Pt/l, blant annet kunne gi misfarge til klesvask. Fargetall høyere enn 25 mg Pt/l kan også øke korrosjon ved å gi avleiringer i ledningsnett. Smaken på vannet kan påvirkes negativt, spesielt ved klorering av vann med høyt humusinnhold (Hyllestad et al., 2018).

Helse- og omsorgsdepartementet har satt krav til drikkevannsrensing i Norge.

Rensebetingelsene er beskrevet i forskrift om vannforsyning og drikkevann, kalt

drikkevannsforskriften. Forskriften ble fornyet i 2017 og har som formål å beskytte forbrukers helse ved å sette krav til levering av trygt drikkevann som er klart, uten fremtredende lukt, farge eller smak. Med bakgrunn i forskriften, har Mattilsynet kommet med en anbefalt maksimalgrense for fargetall i drikkevannet på 20 mg Pt/l (Lovdata, 2017).

Norge er et av de fremste landene i verden på fjerning av humus. Det finnes en rekke metoder for humusfjerning, og de mest brukte er membranfiltrering (nanofiltrering), koagulering/filtrering og ozonering og biofiltrering. Den mest brukte metoden i Norge, er koagulering/filtrerings metoden (Ødegaard, 2014).

## 2.2 Korrosjonskontroll

Norske drikkevannskilder er ofte humusrike, sure og bløte. Dette gjør at vannet kan være korrosivt mot de fleste av materialene som brukes på ledningsnett. Korrosjon er det generelle navnet på fenomenet oksidasjon av metaller. Det kan oppstå når metallene kommer i kontakt med vann. Korrosjon på ledningsnett, eller den nedbrytningsprosessen ledningsnett går gjennom, påvirkes av kvaliteten på vannet og kontakttiden vannet har med ledningen (Ødegaard, 2014).

For å minimere eller hindre korrosjon på ledningsnett, igangsettes det gjerne vannbehandlingstiltak, eller korrosjonskontroll, ved rensing av drikkevann. De fleste vannverkene i Norge har en slik korrosjonskontroll. En utfordring med korrosjonskontroll, er at ledningsnettverket består av forskjellige materialer og rørmaterialet vil brytes ned av ulike vannegenskaper. Det er heller ikke full enighet om hvilke vannbetingelser som ønskes (Ødegaard, 2014).

Korrosjonsbiprodukter kan enten skyldes mikrobiell eller kjemisk nedbryting av ledningsnett. Disse korrosjonsbiproduktene kan ha bruksmessige, men også helsemessige ulemper for forbrukerne. I det store og hele har vann i Norge lave nivåer av helsefarlige korrosjonsbiprodukter. Likevel har korrosjon en økonomisk og praktisk betydning med henblikk på utbedring og vedlikehold av vannrørene (Norsk Vann, 2005).



Korrosjonskontroll forlenger ledningenes levetid og består ofte av to metodiske tilnærminger. I den ene metoden tilsettes en korrosjonsinhibitor som hindrer eller minker korrosjon. I Norge brukes ved denne metoden ofte ved tilsetning av polymerisert natrium silikat, også kalt vannglass. Den andre metoden omhandler karbonisering. Da manipuleres karbonatsystemene; med andre ord pH, alkalitet og kalsium. Noen vannverk bruker kun pH-justering som metode for korrosjonskontroll, selv om dette er mest aktuelt i ledningsnettverk som kun består av plastikkmateriale (Ødegaard, 2014; Ødegaard et al., 2015).

### 2.2.1 pH og bufferevne

pH (forkortelse fra latinsk: pondus Hydrogenii) er en måleenhet for surhetsgrad i vannløsninger. Uten andre forbindelser i vann, vil det helt rene vannet ved 25 °C, ha en pH verdi = 7. Løsninger med lavere pH-verdier kalles sure, og de med høyere verdier enn 7, kalles alkaliske. I tillegg er pH-verdien temperaturavhengig. Ved synkende temperaturer, vil man få høyere pH i samme vannprøve (Ødegaard, 2014).

Vannets bufferevne beskriver vannets evne til å motstå endringer i pH. Man beregner vannets bufferevnen etter den mengden som trengs av en syre eller base for å endre pH med en enhet (Ødegaard, 2014).

For å unngå korrosjon på ledningsnettverket er det viktig at vannet har riktig pH.

Drikkevannsforskriften har bestemt tiltaksgrense for pH, tiltak må gjøres for å holde pH innenfor grensen på 6,5-9,5. Forskriften krever også at drikkevannet ikke må være korrosivt (Lovdata, 2017).

### 2.2.2 Alkalitet

Alkalitet er vannets evne til å nøytralisere en sterk syre ved en bestemt pH-verdi. Alkalitet er definert som lik 0 når pH-verdien er < 4,5. Ved overflatevann, kan svake organiske syrer knyttet til NOM gjøre overflaten sur. Det finnes også surt grunnvann med lav alkalitet og aggressivt CO<sub>2</sub>. Det vil da være ønskelig å øke pH-verdien for å omgjøre CO<sub>2</sub> til hydrogenkarbonat, og dermed oppnå ønsket alkalitet. Karbonat i vannet har vist seg positivt i sammenheng med korrosjon i enkelte metallrør. Dette er fordi reaksjonen med jernrør eller

kobberrør danner en beskyttende hinne inne i røret og motvirker korrosjon (Hyllestad et al., 2018).

Store svingninger pH-verdien hindres ved høy alkalitet. Dette virker positivt ved at det hindrer utløsning av tungmetaller. Norske undersøkelser har vist at en alkalitet rundt 0,600 mmol/l er bra mot korrosjon på de vanligste materialene som brukes i ledningsnettet. Samtidig er det ingen fastsatt grenseverdi i drikkevannsforskriften for alkalitet (Hyllestad et al., 2018).

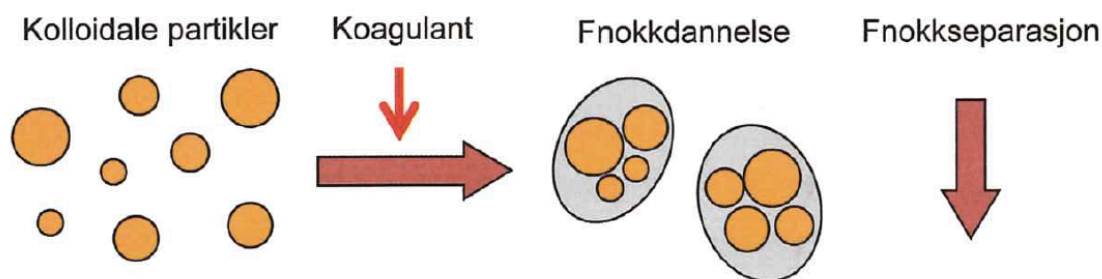
### 2.2.3 Kalsium

Typiske norske overflatevann er bløte og har da sjelden høyere kalsiuminnhold enn 15 mg Ca/l. Generelt er det ikke registrert noen helsefarlige effekter av kalsium i vann. Undersøkelser tyder tvert i mot på at mennesker fra områder med mye kalsium i drikkevannet, er mindre utsatt for hjerte- og karsykdommer. Likevel er det bruksmessige problemer som oppstår dersom kalsiuminnholdet er høyere enn 25 mg Ca/l. Vaskeeffekten vil reduseres grunnet utfellinger av kalksåpe. Ved oppvarming av vann med mye kalsium, vil oppstå utfelling av kjelstein, dette skader elektriske varmeelementer. Likevel har kalsiumholdigvann mindre korrosjonseffekt. Derfor benyttes kalsium i vann som korrosjonskontroll ved vannverk. Det er dermed viktig å ha riktig kalsiuminnhold for å ha en god balanse. Dermed er anbefalingene for å hindre korrosjon at kalsiuminnholdet er høyere enn 15 mg Ca/l. Likevel bør det, på grunn av de bruksmessige årsakene beskrevet tidligere, ikke overskride 25 mg Ca/l (Hyllestad et al., 2018).

## 2.3 Koagulering og flokkulering

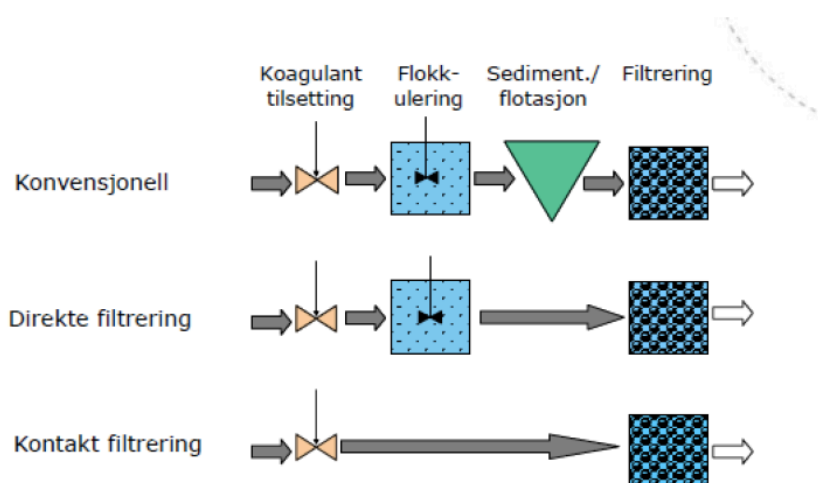
En utfordring ved vannrensing, er fjerning av kolloider. Kolloider er små partikler i vann med en diameter på 0,01-1  $\mu\text{m}$ . På grunn av partiklenes lille størrelse og negative ladning vil de holde seg svevende i vannet, noe som skaper turbiditet. Dette medfører at de ikke kolliderer og sedimenterer. Det er vanlig å omtale dette som at partiklene er stabile, noe som ikke er ønskelig. En mye brukt metode for å destabilisere kolloidene, er gjennom koagulering. I denne metoden kan det tilsettes salter av jern eller aluminium, noe som medfører en koagulering som gjør partiklene større og mer ustabile. Under omrøring skapes det da enda

større partikler, kalt fnokker. Denne prosessen kalles flokkulering og kan ta lang tid, gjerne 10-40 minutter (Ødegaard, 2014). Prosessen for fnokkdannelse er vist i figur 2.1.



Figur 2.1 Kolloidale partikler blir fnokker (Ødegaard, 2014).

Den neste delen av prosessen, består av fnokkseparasjon. Fnokkene som dannes, er av en såpass stor størrelse, 100-1000  $\mu\text{m}$ , at de kan separeres fra vannet. Separasjonsprosessen består av flere trinn, og starter gjerne med et grovt separasjonstrinn bestående av sedimentering eller flotasjon. Deretter kan det komme et finere separasjonstrinn ved for eksempel sandfiltrering. I vann bestående av mindre partikkelinnhold, som ved innsjøvann, vil det ikke være nødvendig med det grove separasjonstrinnet. Da kalles renseprosessen direkte filtrering. Det er også mulig å la flokkuleringen skje i filteret, dette kalles kontakt filtrering (Ødegaard, 2014).



Figur 2.2 Ulike typer oppbygging av koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2014).

Valg av koaguleringsmetode avgjøres ut fra kvaliteten på råvannet. NOM-molekylene har, ved normal pH, negativ ladning. Ved økende pH, vil ladningen øke. Dette gjør at koagulering er en godt egnet rensemetode mot NOM.

I humusholdige innsjøer brukes vanligvis direkte filtrering eller kontakt filtrering. Ettersom denne typen innsjøer er vanlig her til lands, er metodene velbrukte. I filtreringsanleggene er turbiditeten lav og slamproduksjonen kommer hovedsakelig fra utfelt humus (Ødegaard, 2014).

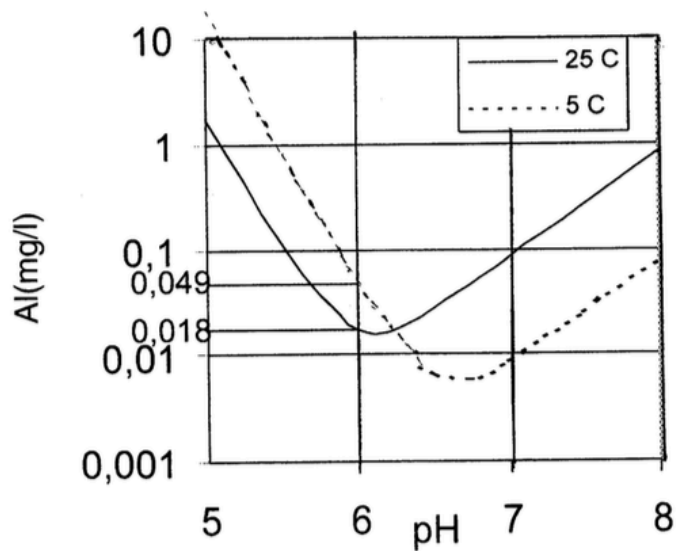
## 2.4 Koagulanter

Kolloider er årsaken til turbiditet og mulig farge i vann. De gjør at vannet ikke er drikkbart og må derfor fjernes totalt. For å få kolloidene fjernet tilsettes en koagulant. Dette er ofte metallkoagulanter. De mest populære kan deles inn i to generelle kategorier, de basert på aluminium, og de basert på jern. Samtidig finnes det andre koagulanter som ikke er basert på disse metallene. Populariteten til jern og aluminium handler om hvor effektive de er som koagulanter, at de er lett tilgjengelig og koster lite (Bratby, 2016; Ghernaout et al., 2015).

Når metall tilsettes som koagulant er det viktig å vite hvordan koagulanten fungerer, og at det kan være metallrester i renvannet. Metallrester kan komme fra tilsettingen av koagulanten, eller komme fra det opprinnelige råvannet. Metall i vann kan opptre i løs og fast form. Dette avhenger av vannets pH, temperatur og innhold av organisk eller uorganisk materiale (Eikebrokk et al., 2001).

### 2.4.1 Aluminium

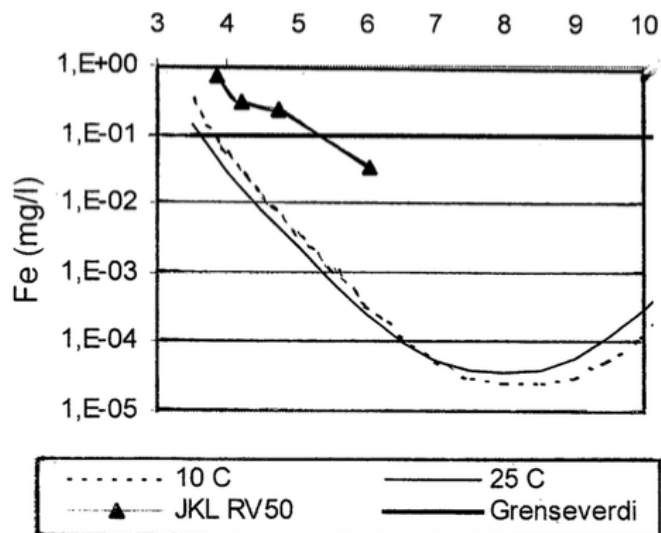
Ved å se på et løselighetsdiagram figur 2.1, kan man se løseligheten til aluminium som funksjon av pH. Y-aksen viser et minimum av en konsentrasjon av aluminium som må være i vannet ved en bestemt pH. Diagrammet viser ulike resultater for de to ulike temperaturene. Her ser vi at ved lavere temperatur, øker pH for minimum løselighet i vannet. Dette betyr at om pH er konstant lik 6 vil metallresten være større om vinteren enn om sommeren. Motsatt blir det ved høy pH (Eikebrokk et al., 2001).



Figur 2.3 Diagram som viser løseligheten til aluminium mot pH for ulike temperaturer (Eikebrokk et al., 2001).

#### 2.4.2 Jern

På generell basis har jern lavere løselighet i vann enn aluminium. Når vi sammenlikner figur 2.4 for jern og figur 2.3 for aluminium, viser figuren at teoretisk løselighet for jern ligger på rundt 8, aluminium ligger rundt 6-6,5. Figur 2.4 viser også teoretisk løselighet for jern. Denne viser lavere koaguleringsdose for jern. Dette tilsier at pH bør være lavere for fjerning av organisk materiale ved bruk av jern enn ved bruk av aluminium. På den annen siden, ved sammenlikning av temperaturer, følger koagulering med jern samme trend som koagulering med aluminium (Eikebrokk et al., 2001).

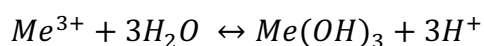


Figur 2.4 Diagrammet viser teoretisk løselighet for jern for ulike temperaturer og eksperimentelle data (Eikebrokk et al., 2001).

For å oppnå en god koagulering er det viktig at vannet har riktig pH. I Norge, der råvannet ofte er surt med lav alkalitet, vil tilføring av metallkoagulantene også gjøre vannet surere. Derfor kan man i filtreringsprosessen tilføre et alkali, som for eksempel kalk eller lut. Dette gjøres for å få ønsket pH ut av filteret. Det kan derfor være lurt å bruke prepolymeriserte koagulanter, som PIX eller PAX, i vannet. Disse gir bra koagulering i et litt bredere pH-spekter og forbruker mindre av alkaliteten. Det behøves også lavere koagulantdoser enn ved andre ikke-polymeriserte koagulanter. Samtidig er de prepolymeriserte koagulantene dyrere (Ødegaard, 2014).

## 2.5 Koaguleringsmekanismer

Etter at koagulantene er tilsatt i vann, med korrekt dose og pH, kan det observeres en utfelling. Vannet får høyere turbiditet og det felles ut metallhydroksid. Forenklet kan likningen illustreres slik:



Likning 1

Me = Metall (som Fe og Al)

$\text{Me}(\text{OH})_3$  blir da det utfelte produktet. Imidlertid vil separasjonen av det utfelte materiale vise at også turbiditeten og dermed kolloidmengden reduseres. Det betyr at det ikke har skjedd en direkte utfelling. Det er flere mellomsteg i separasjonsprosessen. Disse stegene kan forklares med en rekke koaguleringsmekanismer (Ødegaard, 2014).

Koaguleringsmekanismene kan deles inn i gruppene adsorpsjon og ladningsnøytralisering, omsvøping, dobbeltlagskompresjon og brobygging (Ødegaard, 2014).

Det er spesielt to koaguleringsmekanismer som blir sett på som dominerende. Adsorpsjon og ladningsnøytralisering er mekanismen der positivt ladde ioner bindes til negativt ladd NOM, slik at det nøytraliseres. Denne prosessen krever intensiv innblanding, men samtidig lav dose koagulant i forhold til konsentrasjon av kolloider. Mekanismen blir prøvd tvunget frem ved bruk av prepolymeriserte koagulanter.

Den andre mekanismen kalles omsvøping. Ved tilsetning av en høy koaguleringsdose i forhold til konsentrasjon av kolloider, vil reaksjonen mellom tilsatte positivt metallion og vannet være så raskt at kolloidene blir fanget (omsvøpt) av utfelt hydroksid.

Hvilken mekanismene som benyttes, avgjøres av tilsatt koagulantdose og vannets pH (Jiao et al., 2017; Ødegaard, 2002; Ødegaard, 2014).

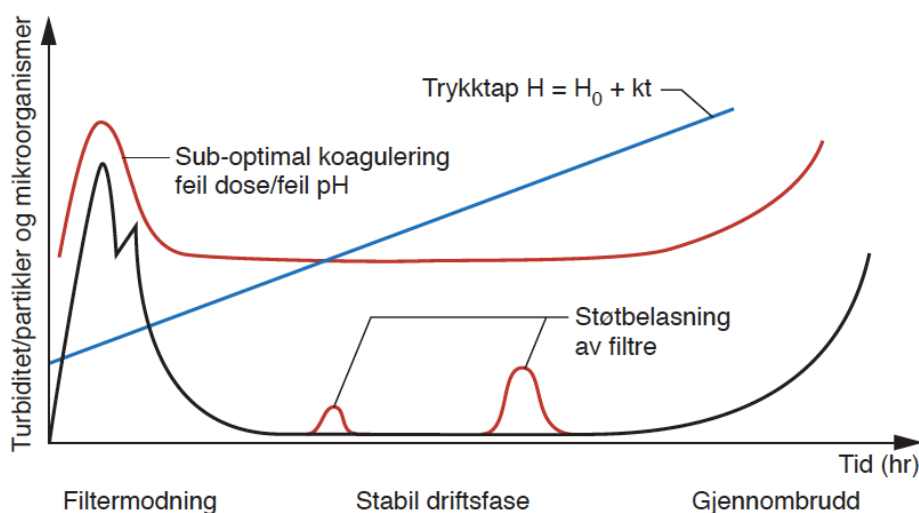
## 2.6 Kontakt filtrering

I Norge er koaguleringsanlegg svært utbredt, og nærmere 2 millioner av befolkninger får sitt drikkevann behandlet gjennom koagulering. Det vanligste i Norge er å tilføre koagulanten etterfulgt av et filter, såkalt kontakt filtrering. De ulike type koagulering/filtreringsanlegg er vist i figur 2.2. I andre land, der råvannet har høyere turbiditet, og slam dannes i større mengder, vil flere rensetrinn være nødvendig. Da brukes flokkulering og sedimentering/flotasjon. Norge har generelt overflatevann med bedre kvalitet og dermed lavere turbiditet. Anleggene behandler da gjerne råvann fra humusholdige innsjøer. Da er fargetallet høyt. Kontakt filtrering brukes ofte i drikkevannsrensing, der den fjerner kolloide partikler og humusstoffene. Slammengdene som dannes fra denne type råvann, vil kunne håndteres i filteret. Koaguleringsmetoden fjerner i tillegg andre stoffer i vannet som er adsorbent på humuspartiklene, som tungmetaller, mikrobiell forurensing, jern, mangan, organisk mikroforurensing.

Ved et kontakt filtreringsanlegg, vil kostnadene normalt sett være lavere enn ved de alternative koaguleringsanleggene. Anlegget vil også kreve mindre areal. Likevel kommer valg av koaguleringsanlegg an på slamproduksjon ved rensingen, og koagulantbehovet (Eikebrokk, 2012; Ødegaard, 2014).

## 2.7 Filtersyklus

En filtersyklus består av flere faser. Etter spyling starter modning av filteret, deretter begynner filterets periode med stabil driftsfase, før filteret får gjennombrudd. De forskjellige fasene er vist i figur 2.5. Figuren viser utløpsturbiditeten med hensyn til tid. Den viser også forskjellen på god og feilaktig koaguleringsdose og pH, og hva som skjer med filteret under modning, eventuelle støtbelastninger og gjennombrudd (Eikebrokk, 2012).



Figur 2.5 Typisk filtersyklus med modning, stabil driftsfase og gjennombrudd og trykktapet (Eikebrokk, 2012).

### 2.7.1 Modningsfase

Modningsfasen starter etter spyling av filteret. Da vil filteret gå gjennom en periode med høy turbiditet, gjerne med en eller to turbiditetstopper. Disse toppene kommer av rester av partikler som løsner under filterspylingen, og en blanding av spylevann og råvann tilsatt koagulant, som blandes i filteret. Filtermodningen varer til turbiditetsnivå har sunket til et akseptabelt nivå. Drikkevannsforskriften krever at turbiditeten er akseptabelt for abonnentene og refererer til Mattilsynets anbefalte øvre grense på 1 FNU. Mattilsynet har også definert



anbefalt høyeste grenseverdi for turbiditet i koaguleringsanlegg til 0,2 FNU (mer om dette i kapittel 2.11). I driftssammenheng er det vanlig å operere med foreslått turbiditetsgrense under 0,1 FNU. Ifølge Norsk Vann Rapport 209-2014 gir dette en forberedt hygienisk barriereeffekt.

Generelt varer modningsfasen ofte i en tidsperiode på 10-60 minutter. I modningsfasen produseres ikke rentvann. Alt produsert vann går til returvannstank eller avløpsanlegg. Derfor er det ønskelig med en så kort modningsperiode som mulig. Det kan virke som modningstiden kan forkortes ved å øke filterhastigheten eller øke koaguleringsdosen.

Generelt avhenger modningstidens varighet av tilbakespylingprosessen og vannbelastningen på filteret. Den kan påvirkes av forandring i filtermediet, tilbakespylingsprosessen, koagulerings effektiviteten og koagulanten, råvannets egenskaper, spylevannet eller eventuell reduksjon i filterets virkning. (Amburgey, 2005; Bjerke, 2019; Eikebrokk, 2012; Lovdata, 2017; Ødegaard et al., 2014).

### 2.7.2 Stabile driftsfase

I den stabile driftsfasen, vil vannproduksjonen normalt holde seg stabil og vannkvaliteten er jevnt god. Dette er perioden der rent vann blir produsert til forbrukerne. Det er den lengste delen av filtersyklusen og varer over flere timer. Likevel kan den stabile driftsfasen forstyrres ved at filteret belastes med større vannmengder. Dette kan være forårsaket av parallelle filtre. Driftsfasen kan også forstyrres ved ujevnheter i koaguleringsforholdene. Derfor er det viktig at det alltid doseres like mye koagulant i forhold til vannmengde inn på filteret. Begge disse faktorene kan påvirke utløpsturbiditeten og dermed vannkvaliteten ut (Bjerke, 2019; Eikebrokk, 2012).

### 2.7.3 Gjennombrudd

Mot slutten av syklusen vil filteret gå over i det som kalles gjennombrudd. Da vil utløpsturbiditet gå kraftig opp. Dette kommer av partikler som løsner i filteret, eller som ikke avsettes i filteret. Det kan også skje at vannmengden ut vil minke. Dette er fordi filteret tettes og vannet bruker lenger tid gjennom. Dermed vil alkali, for eksempel filterkalk, øke pH ut av filteret. Dette viser at filtersyklusen har gått mot slutten, og tiltak må derfor igangsettes umiddelbart. Om tiltak ikke blir iverksatt, kan filterdriften påvirkes negativt. Gjennombruddet

kan utsettes og dermed forlenge den stabile driftsfasen ved å senke filterhastigheten, bruke mindre mengde koagulant eller ved bruk av små mengde polymer (Amburgey, 2005; Bjerke, 2019; Eikebrokk, 2012; Sogn, 2009).

Ved tilbakespyling av filteret er det viktig av vannhastigheten som brukes har så høy hastighet at partikler eller slam løsner fra filtermassen. Partiklene kan også løsne på grunn av bevegelse mellom filtermateriale. Hastigheten må være så stor at filteret ekspanderer og filterkornene gnis mot hverandre. Likevel må man være oppmerksomme på at filtermateriale ikke skal spyles bort. 30% ekspansjon av filtermaterialet skal gi en optimal effekt (Folkehelseinstituttet, 2016).

## 2.8 Filterhastighet

Filtermaterialet blir hele tiden utsatt for sterke krefter fra vannet. Ved høyere filterhastighet, vil mer rent vann produseres, og gjennombrudd oppstå tidligere. Likeså vil reduksjon i filterhastigheten forbedre renseseffekten. Over tid vil kreftene fra vannet som virker på filteret øke ettersom filteret tettes igjen av partikler. Det vil tilslutt oppstå så store krefter at partikler kan løsne og filteret får gjennombrudd. Ettersom høyere filterhastighet øker trykket på filtermediet, anbefales det å holde inngående vannmengde konstant eller avtagende (Amburgey, 2005; Eikebrokk, 2012; Folkehelseinstituttet, 2016).

## 2.9 Trykktap

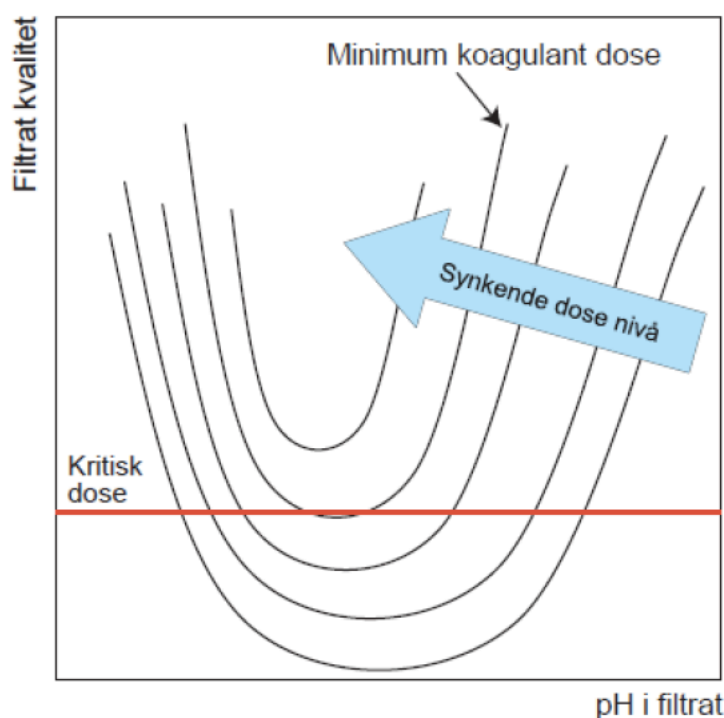
Gjennom partikkelavsetninger og tetting av filteret vil trykktapet øke. Ved et veldimensjonert filter som er godt tilpasset råvannet det behandler, vil trykktapet skape en økende lineært med tiden. Dette er vist i figur 2.5. Dette såfremt forholdende holdes konstante, slik som vannmengden inn på filteret. Dersom fnokkene i liten grad trenger gjennom filteret vises dette gjennom en eksponentiell utvikling av trykktapet. Om filteret i liten grad holder igjen fnokkene vil trykktapet være flat og dette tyder på gjennombrudd (Eikebrokk, 2012).

## 2.10 Koaguleringsbetingelse

Når koagulering brukes til å fjerne NOM er det strengere krav til pH og det trengs betydelig høyere doser koagulant, enn ved fjerning av kun partikler eller turbiditet fra vannet. Dette gjør at innholdet av NOM bestemmer betingelsene for koaguleringen (Eikebrokk, 2012).

For å få optimale koaguleringsforhold for fjerning av humus er det spesielt to ting som er viktig. At restjern innholdet er tilstrekkelig lavt og at NOM, reduksjon på 80-90%, og TOC, reduksjon på 50-60%, fjernes tilstrekkelig. Det er viktig at alle forholdene oppfylles, ettersom NOM og TOC kan være oppfylt, men dette kan gi for høyt restjerninnhold.

Sammenhengen mellom pH, koaguleringsdose og filtratkvalitet, altså restfarge og restmetall, er vist i figur 2.6. Den røde streken viser en kritisk dose for tilsatt koagulant som må til for å klare kravet til rest-farge/metall. Da er pH-området lite. Dersom koagulantdosen økes, vil også bredden i pH-område øke. Det gjør driften enklere (Ødegaard, 2014).



Figur 2.6 Sammenheng mellom pH, koaguleringsdose og filtratkvalitet i et koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2014).

## 2.11 Krav til renseseffekt i koaguleringsanlegg

Som forklart tidligere har drikkevannsforskriften som formål å beskytte forbrukers helse ved å sette krav til levering av trygt drikkevann som er klart uten fremtredende lukt, farge eller smak. I forskriften er det bestemt at grenseverdier og tiltaksgrenser for turbiditet, farge, lukt og smak skal være akseptabel for abonnentene og har "ingen unormal endring". Dette betyr at det skal være en generell oppfatning hos abonnentene at vannet er bra for de forskjellige parameterne. I tillegg oppgir drikkevannsforskriften anbefalte generelle grenser fra Mattilsynet for drikkevannrensing som parameterne bør ligge under. Det opplyses at farge bør ligge under 20 mg Pt/l og turbiditet ikke overskrider 1 FNU (Lovdata, 2017).

Selv om drikkevannsforskriften ikke har spesifiserte grenser for rensesparameterne, har Mattilsynet gitt en faglig veiledende grense for viktige parametere når koaguleringsanlegg brukes til drikkevannrensing. Når parameterne holdes under de anbefalte grenseverdiene vil rensemetoden normalt kunne brukes som hygienisk barriere (Lovdata, 2017; Mattilsynet, 2017).

Tabell 2.1 Veiledende grenseverdier for parametere for drikkevannrensing ved koagulering (Mattilsynet, 2017).

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

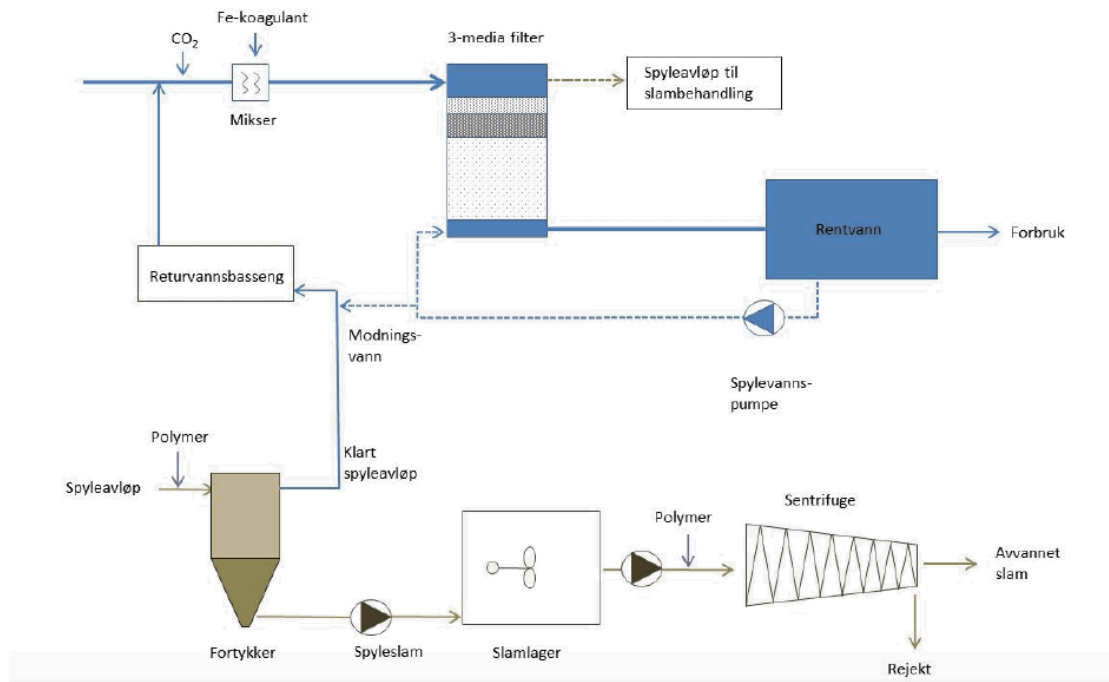
En hygienisk barriere har som formål å hindre eller inaktivere sykdomsfremkallende bakterier, parasitter, virus eller andre mikroorganismer, eller fortynne, fjerne eller omdanne kjemiske stoffer slike at vannet ikke utgjør noe helserisiko. Barrierene kan være både naturlige, som en god råvannskilde med dypt vannuttak med få forurensningskilder, eller konstruert, som vannbehandling. I følge drikkevannsforskriften skal vannbehandlingen og kildebeskyttelsen tilsammen gi tilstrekkelig med hygienisk barrierer (Lovdata, 2017; Mattilsynet, 2017).

## 2.12 Moldeprosessen

Koaguleringsanlegg der det benyttes tremedia-filtersenger, som består av et sandlag med et dypt alkalisk filter, 1,5 – 3 meter, under, kalles Moldeprosessen. Prosessen har fordeler innen vannbehandling og korrosjonskontroll med tanke på lavt behov for plass, at omfattende tilsetning av filterkalk unngås og rester av metallkoagulant vil skilles ut som metalhydroksid og holdes tilbake i det alkaliske filteret på grunn av gunstig pH-forhold, dermed har man god kontroll på restmetall (Eikebrokk, 2012).

Prosessen bruker oftest koagulering med jernklorid før vannet overføres til et tremedia-filter. Filteret er bygget opp med antrasitt eller filtralite i det øverste laget, grovkornet, midtlaget har filtersant av kvarts, finkornet, under ligger kalsiumkarbonat. Ved bruk av denne prosessen brukes det normalt ikke andre midler for pH-justering enn kjemikalietilsetningen. Om det brukes CO<sub>2</sub> som korrosjonskontroll er dette normalt før tilsetningen av koagulant (Brandt & Ording, 2014).

Navnet Moldeprosessen kommer fra Hindalsøra sentralvannverk i Molde kommune der det første pilotprosjektet med denne typen prosess ble testet ut. I senere tid har vært justeringer og optimaliseringer av kjemikaliedoseringen og filtermassen, uten at prosessen er grunnleggende forandret. Pilotforsøkene ble gjort i 1991/92. I dag er det over 40 anlegg rundt om i Norge som bruker Moldeprosessen. Det største er Svartediket vannbehandlingsanlegg som forsyner Berge sentrum med vann (Brandt & Ording, 2014; VAnytt, 2019).



Figur 2.7 Prinsippskisse for Moldeprosessen (Brandt & Ording, 2014).

## 2.13 Returvannstilførsel

Returvann består av en blanding av spylevann og modnings- og nedsenkningsvann. Spylevann er rentvannet som spyles gjennom filteret for å løsne partikler og rense det. Nedsenkningsvann er vannet som fjernes, senkes ned, fra filteret før spylingen starter. Modningsvannet er vannet ut av filteret etter spyling, før turbiditeten har gått ned til ønskelig nivå. Ved bruk av Moldeprosessen får vannbehandlingsanlegget relativt store mengder returvann sammenliknet med andre typer rensemetoder for drikkevann, dette skyldes hovedsakelig modningsvannet. For å ikke sende alt spyle-, modnings- og nedsenkningsvannet til avløpsrensing, brukes returvannstilførsel der det legges opp til at vannet returneres på råvannssiden. Dermed kan Moldeprosessen i teorien bygges uten avløp (Brandt & Ording, 2014).

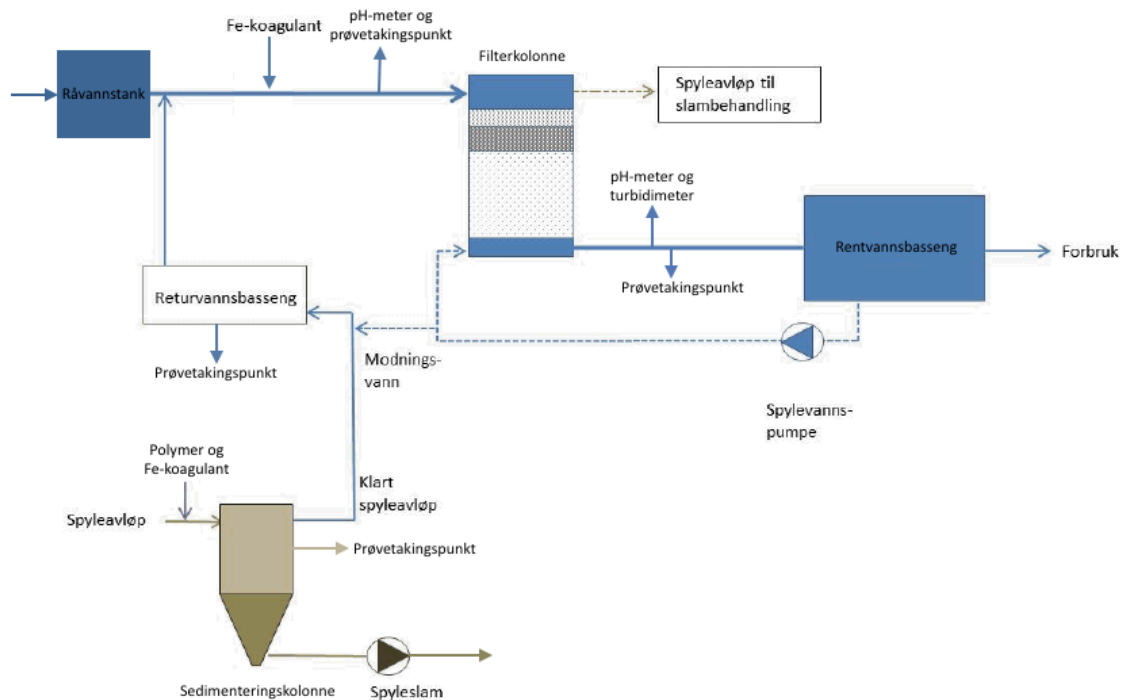
### **3. BESKRIVELSE AV PILOTANLEGG**

#### **3.1. Pilotanlegget**

Pilotanlegget er et anlegg basert på koagulering eller direkte filtrering. Det er et fullt ut automatisk anlegg med mulighet for manuell styring.

Pilotanleggets utforming er vist i figur 3.1. Først overføres råvannet over i en råvannstank. Deretter overføres råvannet i en ledning, i ledningen tilføres koagulant og noe vann forsvinner ut i pH-meteret, til filterkolonnen. Vannet renner ut av filterkolonnen fra bunnen, mens noe av vannet forsvinner i et nytt pH-meter og et turbidimeter, og fyller opp et rentvannsbasseng. Rentvannstanken gir en liten buffer med rentvann dersom noe skulle skje med anlegget, i tillegg brukes dette vannet til spyling av filterkolonnen. Ved spyling blir vannmengden i filteret senket ned fra 3,35 meter til 2,60 meter. Nedsenkingsvannet fra filterkolonnen pumpes over i en returvannstank. Deretter blir rentvann brukt til å spyle filteret (spylesyklus vises i tabell 3.3). Vannet renses filteret ved å løsne partikler og renner over i en sedimenteringskolonne. I røret før kolonnen blir vannet tilført koagulant og polymer, for å effektivisere sedimenteringsprosessen. I sedimenteringskolonnen vil spylevannet sedimentere i tilstrekkelig tid før det overføres til returvannstanken. En periode etter spyling vil også modningsvannet fra filterkolonnen blandes inn i returvannstanken, til turbiditeten har sunket til tilstrekkelig nivå. Returvannet tilføres råvannstilførselen inn på filteret, i en prosentandel av råvannet tilført. Anlegget har flere prøvetakingspunkter for å ta vannprøver til testing på laboratorium, og i tillegg punkter til online-målinger som måler pH og turbiditet.

En mer detaljert beskrivelse av piloten finnes i vedlegg A.



Figur 3.1 Oppbygging av pilotanlegget.

## 3.2. Råvannet

Råvannet som brukes på anlegget kommer fra Holsfjorden, en sidegren fra Tyrifjorden.

Vannet blir hentet på 50 meters dyp og blir pumpet fra en pumpestasjon nord i Holsfjorden ved Toverud til Kattås-anlegget.

Kilden har en maksimal dybde på 293 meter og er regnet som en stabil kilde med svært lang oppholdstid. Ved sterk nordavind har ABV opplevd vipping i sprangsjiktet. Dette medfører at overflatevann kan komme ned til vannuttaket på 50 meters dyp og råvannet får endringer i turbiditet og temperatur (Brandt & Ording, 2014).

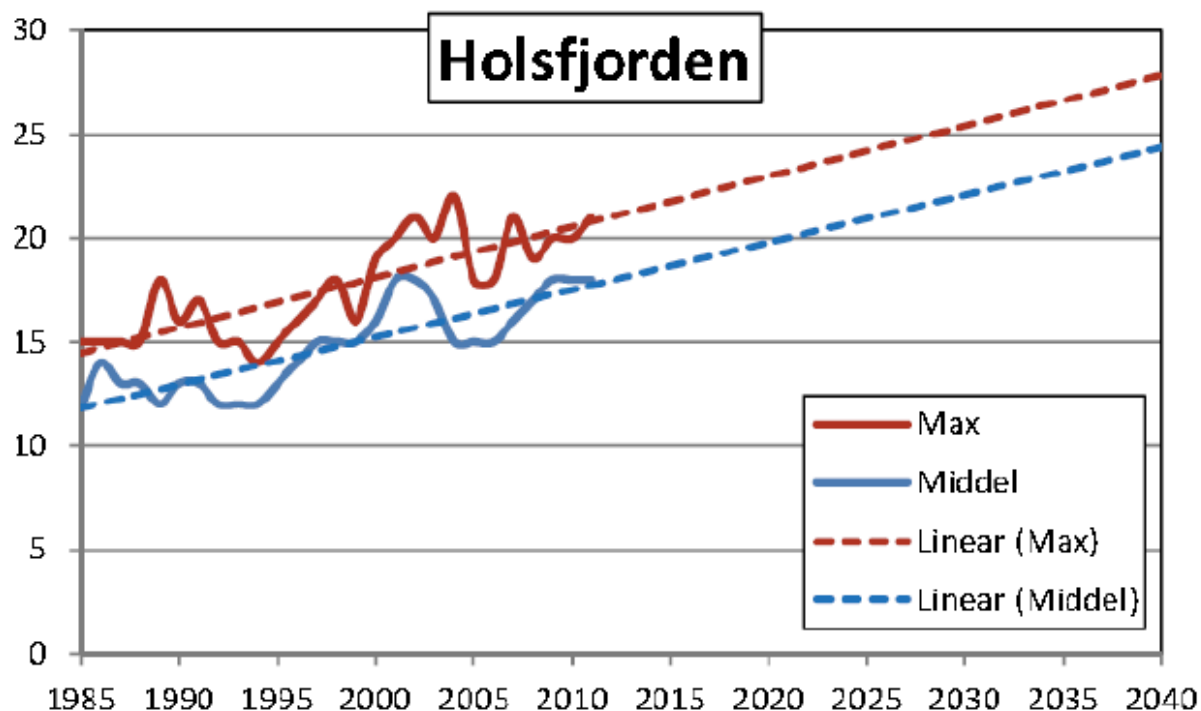
Kvaliteten på råvannet ble dokumentert gjennom en rekke prøver i 2013, se tabell 3.1.

Tabell 3.1 Fysisk og kjemisk vannkvalitet tatt på ved Toverud i 2013 (Brandt & Ording, 2014).



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

Med mulighet for store fremtidige endringer i klima vil økende temperatur og økt nedbør påvirke råvannet i Holsfjorden. En lengere vekstsesong vil gi mer organisk materiale. Mer nedbør kan da gi større avrenning av jordsmonn i nedbørsfeltet. Totalt sett gir dette høyere fargetall og TOC nivå i råvannskilden. Se figur 3.2 for estimert fremtidig fargetall.



Figur 3.2 Målte verdier fra 1973 til 2011 og estimerte verdier for fremtiden ved lineær regresjon for fargetall i Holsfjorden (Eikebrokk, Berge, Hem, Smith, 2012)

### 3.3. Filtreringskolonne

Pilotanlegget har en filterkolonne. Filterets utforming er vist i figur 3.3 og består av et støttelag i grus levert av Radåsand. Over ligger det filterkalk, deretter filtersand, så filtralite på toppen. Kornstørrelsen på de forskjellige lagene er oppgitt i figuren. Målene for filterkolonnen er oppgitt i tabell 3.2.

*Tabell 3.2 Mål for filterkolonnen.*

Indre diameter	290 mm
Filterhøyde	2220 mm
Area	6,6 dm <sup>2</sup>

	<b>Filter</b>	mm
	Total høyde	4150
2220	Fra topp til vannfase	320
	Klarfase vann	70
	Filtralite NC 0,8 – 1,6 mm	600
	Sand 0,4 – 1,2 mm	400
	Filterkalk 1 – 3 mm	1020
	Støttelag 3 – 5 mm	200
	Fra flens til gulv	400

Figur 3.3 Prinsipp skisse for oppbyggingen av filteret til Moldeprosessen (Bjerke, 2019).

Produsert vannmengde til rentvannsbassenget, var på ca. 5,5 l/min. Totalt sett forsvant ca. 1,3 l/min vann ut i online-instrumentene, hvorav 0,9 l/min belastet filteret. Filterkolonnen hadde dermed en filterbelastning på ca. 6,4 l/min.

### 3.3.1 Filtralite

Filtralite NC (0,8-1,6 mm) er et norskprodusert materiale, levert av Leca Norge AS. Produktet lages av leire som brennes under høye temperaturer. Prosessen bruker stoffer som gjør materiale porøst. Produksjonsbetingelsene kan variere og dette skaper ulike varianter og størrelser av filtraliten. Før anvendelse som filtermediet bør filtralite ligge i vann i ca. 3 uker. Dette gjøres for at vannet skal erstatte luft i porene i materiale. Når vannet strømmer gjennom filtraliten i filteret blir hovedsakelig alle fnokker fjernet (Eikebrokk, 2012).

### 3.3.2 Filtersand

Filtersanden (0,4-0,8 mm) er et naturprodukt av kvarts, av typen Rådasand. Vannet strømmer gjennom filteret og partiklene blir fjernet. Filtersand sammen med filtralite har god slamlagringskapasitet. Dette gjør at filteret kan ha lengere sykluser (Ødegaard, 2014).

### 3.3.3 Filterkalk

Filterkalken (1-3 mm) er av typen Verdalskalk, levert av Franzefoss. Filterkalken er en del av korrosjonskontrollen. Her økes alkalitet og pH på vannet før det renner ut av filteret. Virkningen av den alkaliske massen minker over tid. Filterkalken forbrukes og filterkalkdelen av filteret forsvinner gradvis. Derfor må filterkalk påfylles filteret jevnlig, slik at filteret kan opprettholde god renseseffekt. Likevel kan filterkalkpåfylling tilføre kalkpartikler til filteret og dermed øke turbiditeten i rentvannet (Folkehelseinstituttet, 2016; Ødegaard et al., 2015).

## 3.4. Koagulant og kjemikalier

### 3.4.1 Koagulant

Koagulanten som brukes er PIX-318 A15 (sur jernkloridsulfat). Dette blir levert av Kemira Chemical AS. PIX-318 A15 og milliporevann ble fortynnet (1:1). 1 liter PIX-318 A15 ble blandet med 1 liter milliporevann. Blandingen sto på en magnetrører og var derfor i konstant omrøring under bruk. PIX ble dosert automatisk av doseringspumper etter ønsket dose som ble plottet inn i pilotens styringssystem.

PIX dosers før filterkolonnen for å senke pH-en inn på filteret, før filterkalken igjen øker pH-en ut av filteret. PIX ble også dosert til spylevannet før sedimenteringskolonnen.

Fellingskjemikaliet ble dosert i råvannet til 3,00 mg Fe/l før filteret. Før sedimenteringskolonnen ble det tilført fellingskjemikalie på 5,00 mg Fe/l.

For mer informasjon refereres til produktets datablad.

#### 3.4.2 Polymer

Polymer som ble brukt er Magnafloc LT20 (nonionisk polymer) og levert av Univar. 1,5 gram polymerpulver ble blandet med 1 liter milliporevann. Blandingen røres frem til pulveret blir helt oppløst, helst 1 døgn.

Polymer ble laget på ABVs vannbehandlingsanlegg på Aurevann og skiftet ut en gang i uken. Arbeidet ble utført av Vigdis Bjerke.

Produktet ble tilført spylevannet rett før sedimenteringskolonnen. Dette skulle gi forgang i sedimenteringsprosessen. Polymeren ble dosert med en membranpumpepumpe automatisk, etter ønsket dose plottet inn i pilotens styringssystem. Dosert som ble tilsatt var 0,50 g/m<sup>3</sup>.

For mer informasjon refereres til produktets datablad.

#### 3.5. Spyling av filteret

Filteret ble spylt etter innstilling i pilotens styringssystem om ønsket driftstid. Driftstiden ble sett på som den tiden det tok filteret å fortettes og dermed da vannmengden ut av filteret minket. Ettersom vannet som strømmet gjennom filteret da fikk lengere oppholdstid i filteret, medførte dette at filterkalken økte pH ut av filteret mot slutten av filtersyklusen. Prosessen for spylingen er vist i tabell 3.3.

Tabell 3.3 Prosess for spyling av filteret.

<b>Prosess</b>	<b>Lengde</b>	<b>Mengde</b>
Driftstid	1380 minutter	
Nedsenkning	3,35 → 2,40 m	
Luftspyling	180 sek	
Vannspyling	270 sek	72,000 l/m
Modning	1 time /1,5 timer	

### 3.6. Vannprøver

Det ble tatt vannprøver for å sjekke, med laboratoriemålinger, at de stemmer med online-målingene, og for å sjekke parametere som ikke blir testet online, som restjern, alkalitet, TOC, kalsium og farge.

Prøvene ble tatt fra ulike tappekraner i ulikedeler av prosessen (se figur 3.1), da filtreringsprosessen var i den stabile driftsfasen. Oversikt over analyseplan for prøver i tabell 3.4.

Tabell 3.4 Prøvetakings- og analyseplan.

<b>Målt:</b>	<b>Råvann:</b>	<b>Koagulert vann inn på filter:</b>	<b>Rentvann:</b>	<b>Klarvann/ Sedimenteringsvann:</b>	<b>Returvann:</b>
<b>pH:</b>	U	D	D	D	D
<b>Turbiditet:</b>	U		D	D	D
<b>Farge:</b>	U		D	D	
<b>Alkalitet:</b>	U		D	D	
<b>Jern (Fe), oppsluttet:</b>	-	D	D	D	
<b>Kalsium (Ca), oppsluttet:</b>	-		D	D	
<b>TOC:</b>	-		D	D	
U – Ukentlig D – Daglig, utenom helger					

Vannprøvene tatt for å analysere av jern, kalsium og TOC ble analysert av Eurofins.

Vannprøvene tatt for analyser av alkalitet på gjort på Aurevann vannbehandlingsanlegg av ABV og vannprøvene for analyse av pH, turbiditet og farge ble analysert på Kattås vannbehandlingsanlegg av forfatteren.

### 3.7. Returvann

Det var problemer med innstillinger for riktig prosent av returvanntilførselen i styringssystemet i forsøket. Ved valgt innstilling i pilotens styringssystem, med tilføring av 1,5% returvann, var målt mengde returvann egentlig 5,6% av råvannsmengden. Med innstilling på 3% returvann, var målt tilførsel av returvann 7% av råvannsmengden. I diskusjonen av resultatene brukes målte vannmengder.

Returvannet besto av rundt 40% klarvann, 50% modningsvann og 10% nedsenkningsvann fra spylingen av filteret.

Vannet fra spyling av filteret renner over i sedimenteringskolonnen. Her sedimenterer vannet i tilstrekkelig tid, til partiklene har sedimentert til bunn, opp mot 20 timer. Ved tømming av sedimenteringskolonnen går 10 liter over i slamtank. Deretter ble klarvannet senket ned til 0,6 meter høyde. Klarvannet ble pumpet over i returvannstanken.



## 4. GJENNOMFØRING AV PILOTFORSØK

### 4.1 Formål

Masteroppgaven har som formål å finne ut av hvordan tilførsel av returstrømmer påvirker syklusen for drikkevannsrensing med Moldeprosessen. Vannmengde gjennom filteret, koaguleringsdose og spylevann var fastsatte mengder. Parameterne for korrosjonskontroll, det vil si alkalitet, pH og farge, ble målt. Det ble også andre parametere som restjern, kalsium, TOC og utløpsturbiditet. Turbiditet og pH på rentvann, samt koagulerings-pH, ble i tillegg målt med online-målinger. Anlegget ble derfor driftet med og uten tilførsel av returvann for å finne ut av renseeffekten.

For anlegg basert på Moldeprosessen var det viktig å finne ut av optimal drift. Derfor ble det sett på modningstiden etter spyling av filteret til driftssyklusen.

### 4.2 Metode

#### 4.2.1 Uten returvann

I den første perioden ble filteret driftet på normalt vis uten tilførsel av returvann. Dette ble gjort for å få spylt restkalk og andre små partikler, som kom fra påfylling av filtermateriale, ut av filteret.

Etter dette ble filteret driftet for å finne den optimale vannmengden gjennom filteret og spylingstid. Målet var å ha en driftssyklus på rundt 24 timer, dette kommer av praktiske årsaker. Når syklusen fungerte ønskelig ble den driftet vanlig over en periode, minimum en uke, uten returvann. Dette for å kunne sammenlikne hvordan filteret fungerte uten tilførselen med senere perioder med returvannstilførsel.

I perioden ble de forskjellige parameterne målt daglig, utenom helger (se tabell 3.4). Det ble tatt prøver før filteret av råvannet tilsatt koagulant. Denne prøven ble testet for pH og jern. Rentvann ut av filteret ble testet for pH, farge, turbiditet, alkalitet, jern, kalsium og TOC. Når

returvannet ikke ble sendt i retur, gikk vannet rett til avløpstank, det er derfor ikke tatt prøver av returvannet i denne perioden.

#### 4.2.2 Med returvann

Det tok tid å finne riktig mengde returvann som skulle returneres i prosent av råvannet, dette er beskrevet i kapittel 3.7. Mengden 5,6% ble brukt, det ga en jevn fordeling av returvannet over hele driftssyklusen, altså returvannstanken gikk ikke tom. Deretter ble piloten driftet i en periode, over en uke, med returvannet, i prosent av råvannet, jevn fordelt over hele syklusen.

Med tilførsel av returvann ble det tatt prøver før innløpet til filteret, etter filteret, av returvannet og klarvannet. Parameterne som ble testet ved inn- og utløpet er de samme som ble beskrevet i kapittelet over. Returvannsprøvene ble testet for pH, turbiditet, alkalitet, jern og kalsium. Det ble også tatt prøver av klarvannet, de første dagene prøvene tatt fra toppen av sedimenteringstanken, frem til en prøvetakingskran ble installert. Kranen ble installert før driften av perioden med konstant tilførsel av returvann. Klarvannet ble testet for pH, turbiditet, alkalitet.

Utover i prøveperioden ble syklusen til pilotens drift gradvis kortere. Det ble derfor lagt til noen dager der filteret kjørte uten returvann, rett etter perioden med returvann, for å se at syklusen var like lang. Det var den.

#### 4.2.3 Med periodevis returvann

For å kartlegg hvordan returvannet virket på syklusen i korte perioder, ble returvannet tilført på pilotanlegg i en kort periode en gang i løpet av syklusen. Lengden på tilførselen tilsvarte at vannmengden gjennom filteret ble byttet ut minst 3 ganger. Med dette viste parameterne og online-målingene hvordan returvannet påvirket syklusen, og om prosessen kan driftes med delvis pådrag av returvann. Det ble også gjort tester med pådrag av kun modnings- og nedsenkningsvann og kun klarvann fra sedimenteringskolonnen. Dette viste hvordan de forskjellige delene av returvannet påvirket renseeffekten. Dette viser hvordan Moldeprosessen påvirkes av returvann og om blandingsforholdene i returvannet er av stor betydning. De ulike parameterne ble testet daglig.

Det ble kjørt med både 5,6% og 7%, dette for å se hvordan større mengder returvann påvirket filteret. Blandet returvann, modnings- og nedsenkningsvann og klarvann fra sedimenteringskolonnen ble kjørt en gang hver med de to forskjellige prosentene.

I denne perioden ble det tatt prøver, før returvannet ble satt på, av koagulert vann før filteret, rentvann etter utløpet til filteret og returvanns- og sedimenteringstanken. Deretter ble tilsetting returvannet slått på. Så ble det tatt nye prøver før innløpet og etter utløpet til filteret. Dette for å kunne sammenlikne resultatene.

#### 4.2.4 Modningstid

Online-målinger ble hele tiden kartlagt gjennom grafer i datasystemet, her ble turbiditet, koagulert- og rentvanns-pH målt. Lengde på modningstiden var viktig, fordi i perioden produseres det ikke rentvann. Likevel må turbiditetsnivået ned til et akseptabelt drikkevannsnivå (kapittel 2.7.1). Det ble derfor undersøkt hvor lang tid det tok å få turbiditeten under 0,2 FNU (anbefalt grenseverdi fra Mattilsynet, kapittel 2.11). Dette ble sammenliknet med et turbiditetsnivå under 0,1 FNU (kapittel 2.7.1). Turbiditet under 0,1 FNU var også ønsket at ABV. I tillegg ble det valgt å se på hvor høy turbiditeten var etter en time. Det er vanlig for koaguleringsanlegg å sedimentere i 10-60 min (kapittel 2.7.1). Alle tall ble registrert på pilotens datasystem, og tallene ble derfor beregnet fra spylingen var ferdig til ønskede mål. Alt lå inne som grafer.



## 5. RESULTATER

### 5.1 Effekt av returvann

Tabell 5.1 og tabell 5.2 viser gjennomsnitt og standardavvik for målte parametere under rensprosessen. Tabell 5.1 viser snitt for parameterne uten tilførsel av returvann. Tabell 5.2 viser parameterne med returvannstilførsel. I tabellen er også returvann og klarvann målt. Dette viser hva returvannet består av.

*Tabell 5.1 Gjennomsnitt og standardavvik for ulike parametere målt på laboratorium i en periode uten returvannstilførsel.*

<b>Parameter:</b>		<b>pH:</b>	<b>Turbiditet:</b> (FNU)	<b>Farge:</b> (mg/l)	<b>Alkalitet:</b> (mmol/l)	<b>Jern:</b> (µg/l)	<b>Kalsium:</b> (mg/l)	<b>TOC:</b> (mg/l)
Råvann:	Gjennomsnitt	7,17	0,18	18,2	-	-	-	-
	Standardavvik	0,03	0,01	0,2	-	-	-	-
Inn filter:	Gjennomsnitt	4,34	-	-	-	-	-	-
	Standardavvik	0,09	-	-	-	-	-	-
Ut filter:	Gjennomsnitt	7,48	0,08	2,22*	0,55	36,11	17,22	1,09
	Standardavvik	0,06	0,02	0,44	0,02	19,66	0,67	0,09

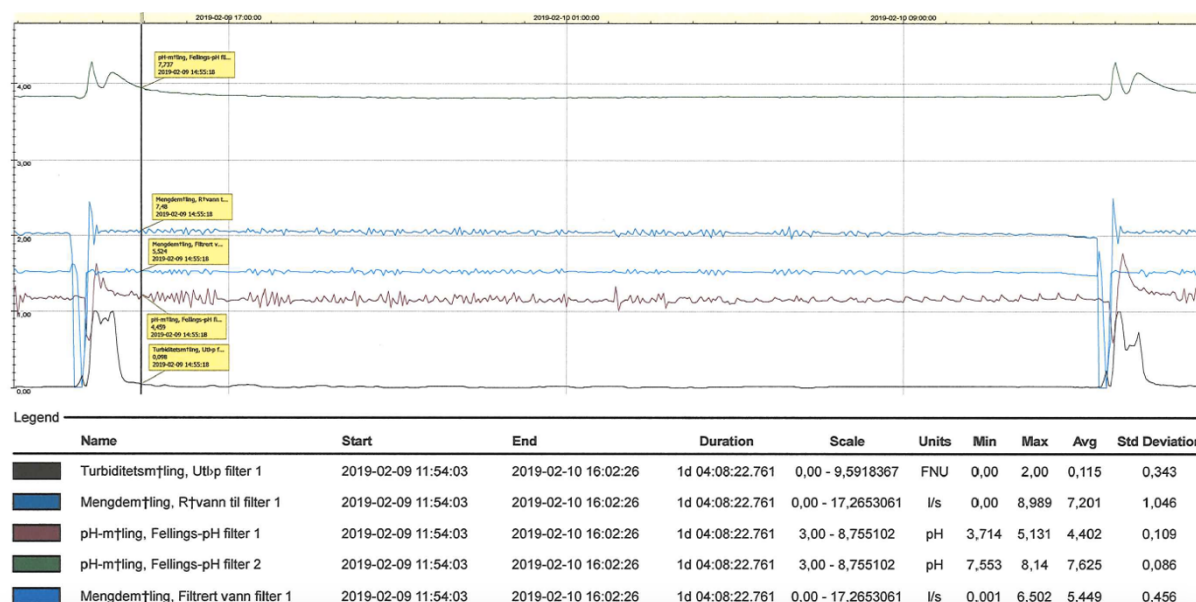
\* På laboratoriet kan farge ikke måles under 2 mg/l. Dermed kan snittet være lavere, men dette vil ikke komme frem i tabellen.

Tabell 5.2 Gjennomsnitt og standardavvik for parametere målt på laboratorium i en periode med returvannstilførsel.

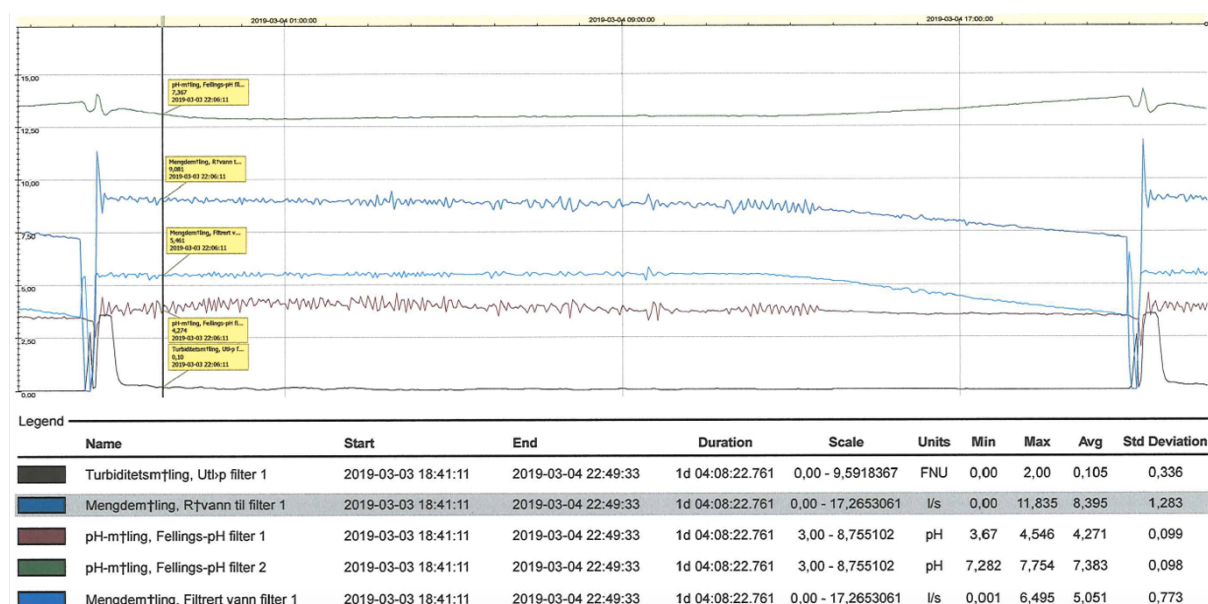
Parameter:		pH:	Turbiditet: (FNU)	Farge: (mg/l)	Alkalitet: (mmol/l)	Jern: (µg/l)	Kalsium: (mg/l)	TOC: (mg/l)
Råvann:	Gjennomsnitt	7,17	0,23	18,57	-	-	-	-
	Standardavvik	0,07	0,08	0,9	-	-	-	-
Inn filter:	Gjennomsnitt	4,37	-	-	-	2837	-	-
	Standardavvik	0,23	-	-	-	381	-	-
Ut filter:	Gjennomsnitt	7,27	0,1	2,75*	0,56	40,13	19,63	1,15
	Standardavvik	0,08	0,02	0,46	0,02	9,33	2	0,05
Returvann:	Gjennomsnitt	6,93	5,09	-	0,46	2600	22,17	
	Standardavvik	0,04	0,86	-	0,02	231	1,94	
Klarvann:	Gjennomsnitt	5,01	4,77	-	0,01	-	-	-
	Standardavvik	0,15	1,37	-	0	-	-	-

\* På laboratoriet kan farge ikke måles under 2 mg/l. Dermed kan snittet være lavere, men dette vil ikke komme frem i tabellen.

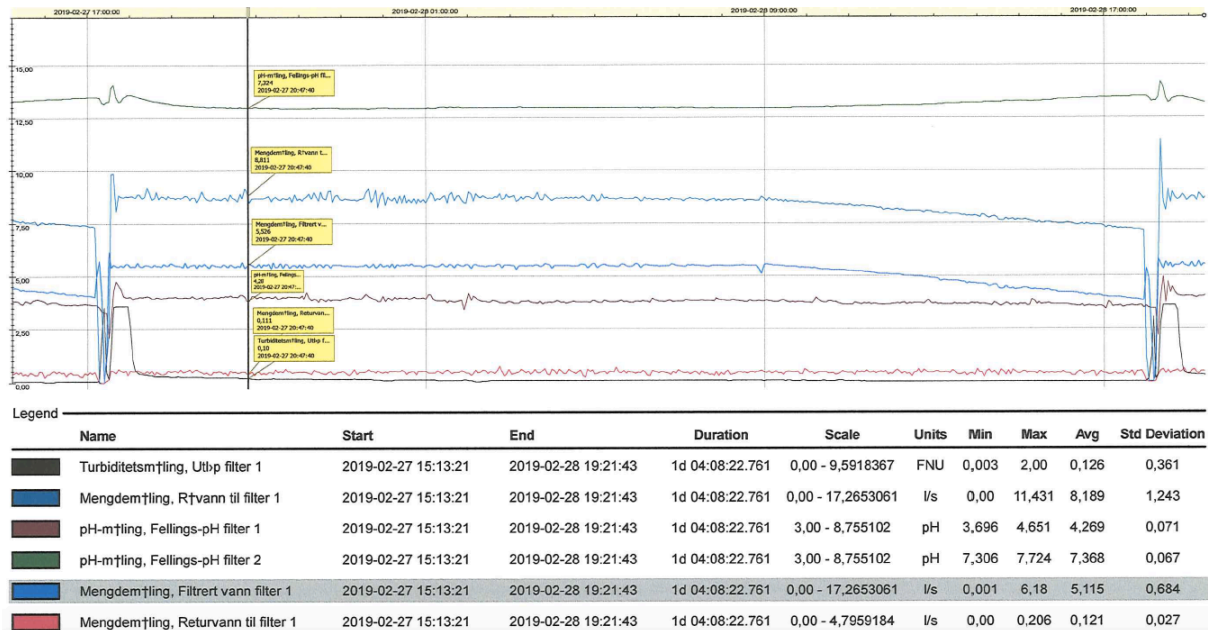
Figurene 5.1 til 5.3 viser normalsykluser for piloten fra en spyling til den neste (avviket i kurvene). Figurene viser kurvene for koagulerings-pH (brun graf kalt fellings-pH filter 1), rentvanns-pH (grønn graf kalt fellings-pH filter 2), rentvanns-turbiditet (sort graf), vannmengde inn på filteret (inkludert vannmengden som forsvinner ut i pH-meter før filteret) (mørkeblå graf), og vannmengden ut av filteret (ikke inkludert vannmengden som forsvinner ut i turbidimeter og pH-meter etter filteret) (lysere blå graf). Forskjellen i de to vannmengdene handler om at vann forsvinner ut i begge pH-meterne og turbidimeteret. Kurvene er vist som funksjon av tiden gjennom en filtersyklus. I figur 5.3 vises også kurven til returvannstilførsel (rød graf) som funksjon av tid. Etersom det var problemer med riktig måling av mengden returvann som ble returnert, i ettertid har det vist seg å være feil ved kalibreringen av vannmåleren, vil mengden som er oppgitt i grafene i l/s være feil. Faktisk mengden tilført filteret vil være større. Likevel viser grafene godt hvordan prosessen fungerer. Generelt er måleenheten l/s under 'units' er ikke korrekt, vannmengden inn/ut av filteret er målt i l/min.



Figur 5.1 Viser en normalsyklus uten tilføring av returvann.



Figur 5.2 Viser en normalsyklus uten tilførsel av returvann.



Figur 5.3 Viser en normalsyklus med tilførsel av returvann, 5,6% tilføres.

## 5.2 Periodevis tilføring av returvann

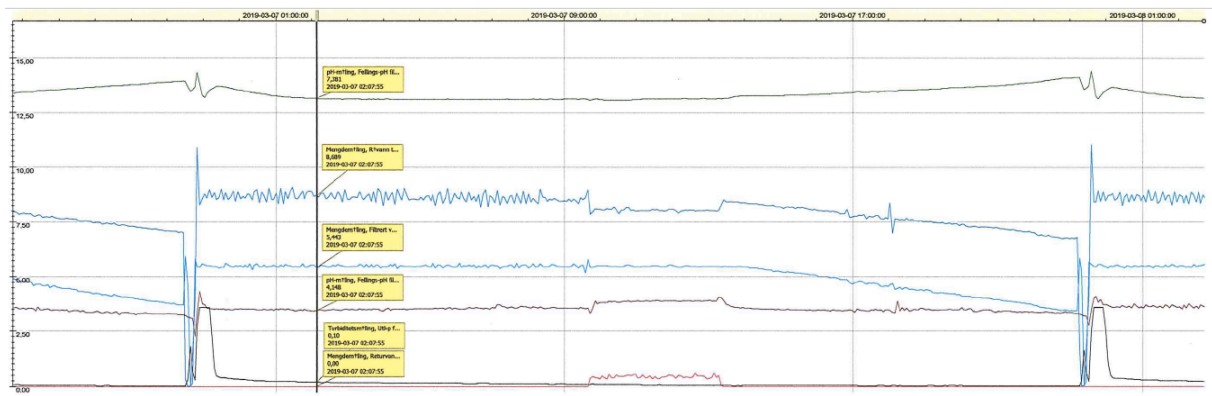
### 5.2.1 Blandet returvann

Med blandet returvann menes vannet fra returvannstanken slik den ble blandet med alle elementene. Sammensetningen og mengdene er beskrevet i kapittel 3.7.

Figurene 5.4 til 5.7 viser filtersyklus fra spyling til spyling der returvann blir tilført i en periode i løpet av filtersyklusen. Figurene viser kurvene for koagulerings-pH (brun graf kalt fellings-pH filter 1), rentvanns-pH (grønn graf kalt fellings-pH filter 2), rentvanns-turbiditet (sort graf), mengden returvann (rød graf), vannmengde inn på filteret (inkludert vannmengden som forsvinner ut i pH-meter før filteret) (mørkeblå graf), og vannmengden ut av filteret (ikke inkludert vannmengden som forsvinner ut i turbidimeter og pH-meter etter filteret) (lysere blå graf). Forskjellen i de to vannmengdene handler om at vann forsvinner ut i begge pH-meterne og turbidimeteret. Kurvene er vist som funksjon av tiden gjennom en filtersyklus.

Returvannsmengden oppgitt i grafen er lavere enn faktisk tilført returvann, dette fordi det var problemer med pumpen og måleren til returvannet. Generelt er måleenheten l/s under 'units' er ikke korrekt, vannmengden inn/ut av filteret er målt i l/min.

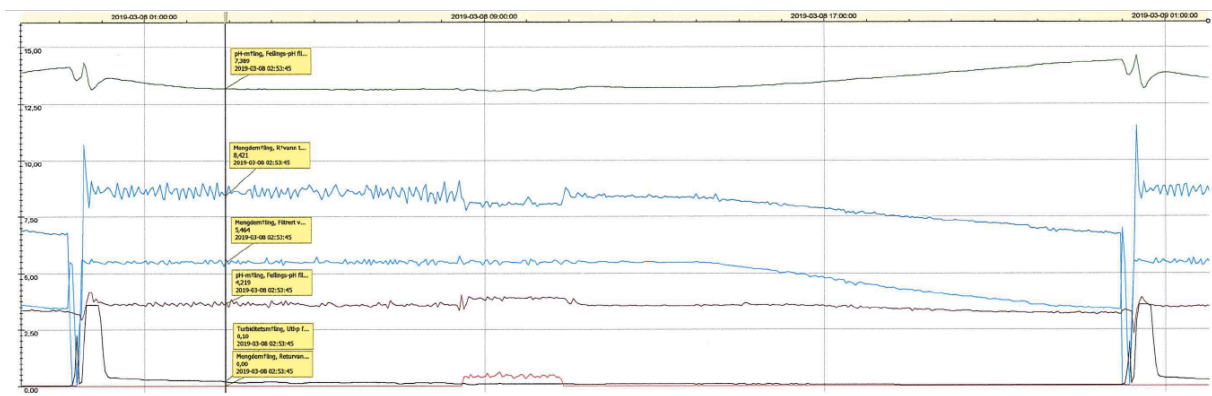




Legend

Name	Start	End	Duration	Scale	Units	Min	Max	Avg	Std Deviation
Turbiditetsmåling, Utbtp filter 1	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	0,00 - 9,2687075	FNU	0,001	2,00	0,11	0,308
Mengdemåling, Rtvann til filter 1	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	0,00 - 16,6836735	l/s	0,00	11,061	7,963	1,154
pH-måling, Fellings-pH filter 1	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	3,00 - 8,5612245	pH	3,749	4,447	4,177	0,061
pH-måling, Fellings-pH filter 2	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	3,00 - 8,5612245	pH	7,351	7,796	7,462	0,095
Mengdemåling, Filtrert vann filter 1	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	0,00 - 16,6836735	l/s	0,001	5,946	4,979	0,79
Mengdemåling, Returvann til filter 1	2019-03-06 17:42:28	2019-03-08 02:42:00	1d 08:59:31.860	0,00 - 4,6343537	l/s	0,00	0,17	0,013	0,038

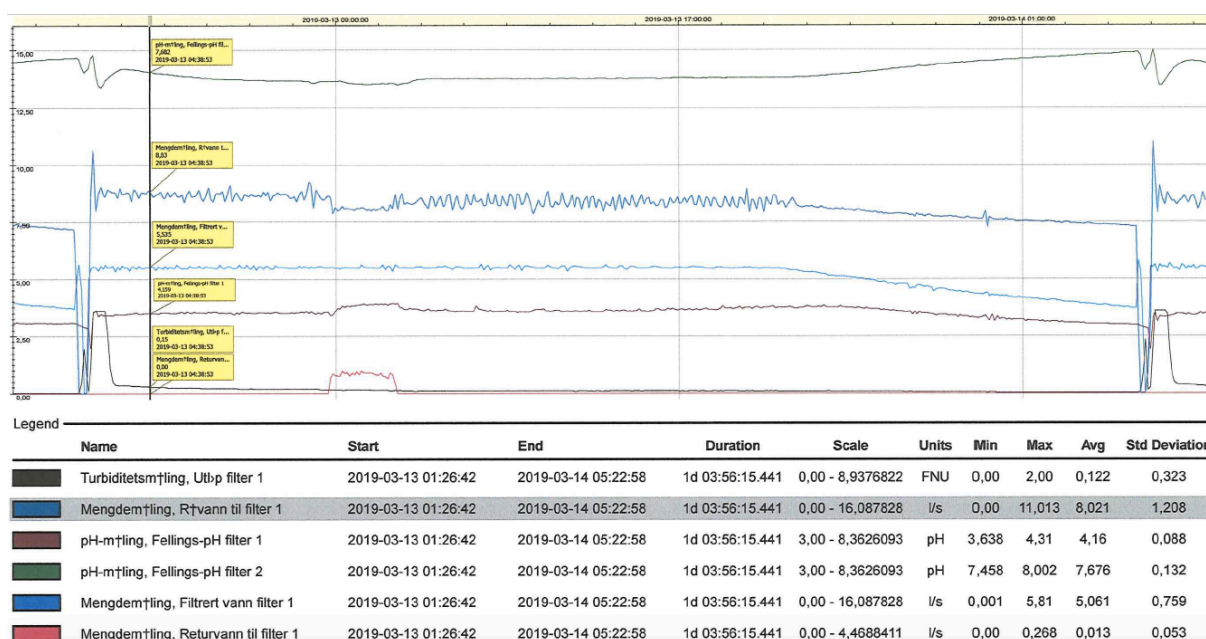
Figur 5.4 Viser driftssyklus den 7.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.



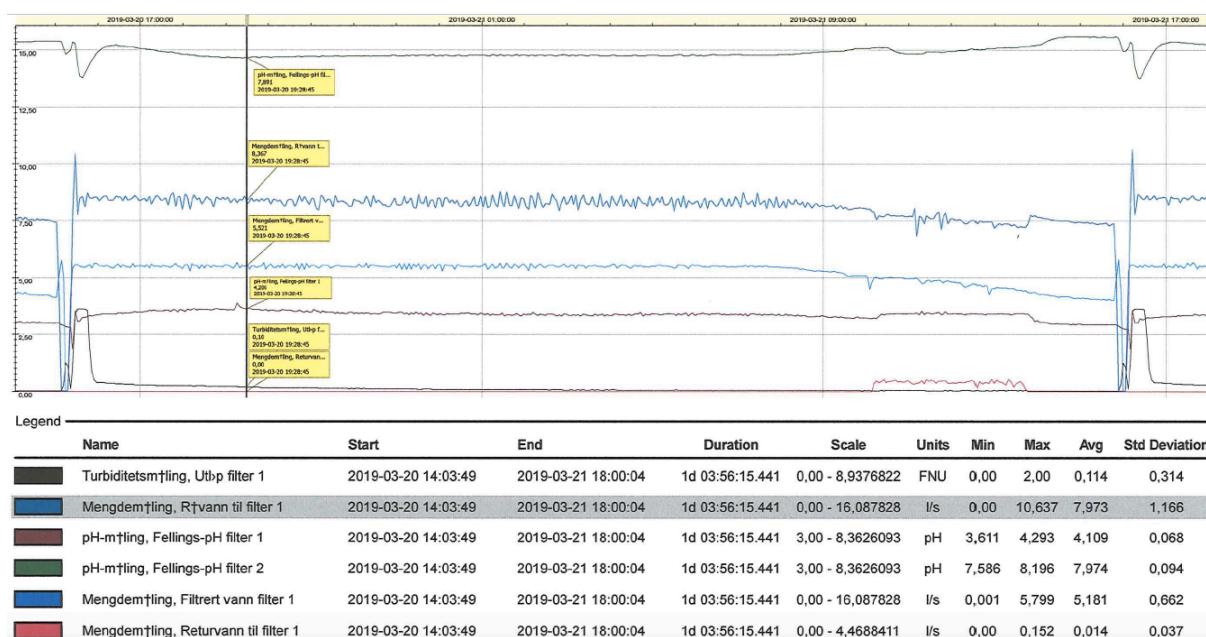
Legend

Name	Start	End	Duration	Scale	Units	Min	Max	Avg	Std Deviation
Turbiditetsmåling, Utbtp filter 1	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	0,00 - 8,9376822	FNU	0,00	2,00	0,119	0,333
Mengdemåling, Rtvann til filter 1	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	0,00 - 16,087828	l/s	0,00	11,523	7,906	1,255
pH-måling, Fellings-pH filter 1	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	3,00 - 8,3626093	pH	3,769	4,392	4,177	0,066
pH-måling, Fellings-pH filter 2	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	3,00 - 8,3626093	pH	7,355	7,873	7,494	0,13
Mengdemåling, Filtrert vann filter 1	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	0,00 - 16,087828	l/s	0,001	6,978	4,952	0,858
Mengdemåling, Returvann til filter 1	2019-03-07 22:04:37	2019-03-09 02:00:53	1d 03:56:15.441	0,00 - 4,4688411	l/s	0,00	0,17	0,01	0,033

Figur 5.5 Viser driftssyklus den 8.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.



Figur 5.6 Viser driftssyklus den 13.03.19, for tilførsel av 7% returvann.



Figur 5.7 Viser driftssyklus den 21.03.19, for tilførsel av 5,6% returvann.

Tabell 5.3 viser koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter returvann ble tilført i en kort periode en gang i løpet av en filtersyklus. Differansen mellom pH er også vist i tabellen.

Tabell 5.3 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter returvannstilsetning i en kort periode.

Dato	Koagulerings-pH uten tilsatt returvann	Koagulerings-pH med tilsatt returvann	Differanse	Rentvanns-pH uten tilsatt returvann	Rentvanns-pH med tilsatt returvann	Differanse
07.03.19	4,18	4,28	0,10	7,37	7,35	0,02
08.03.19	4,21	4,29	0,08	7,39	7,36	0,03
13.03.19	4,18	4,26	0,08	7,54	7,50	0,04
21.03.19	4,07	4,13	0,06	8,04	7,95	0,09

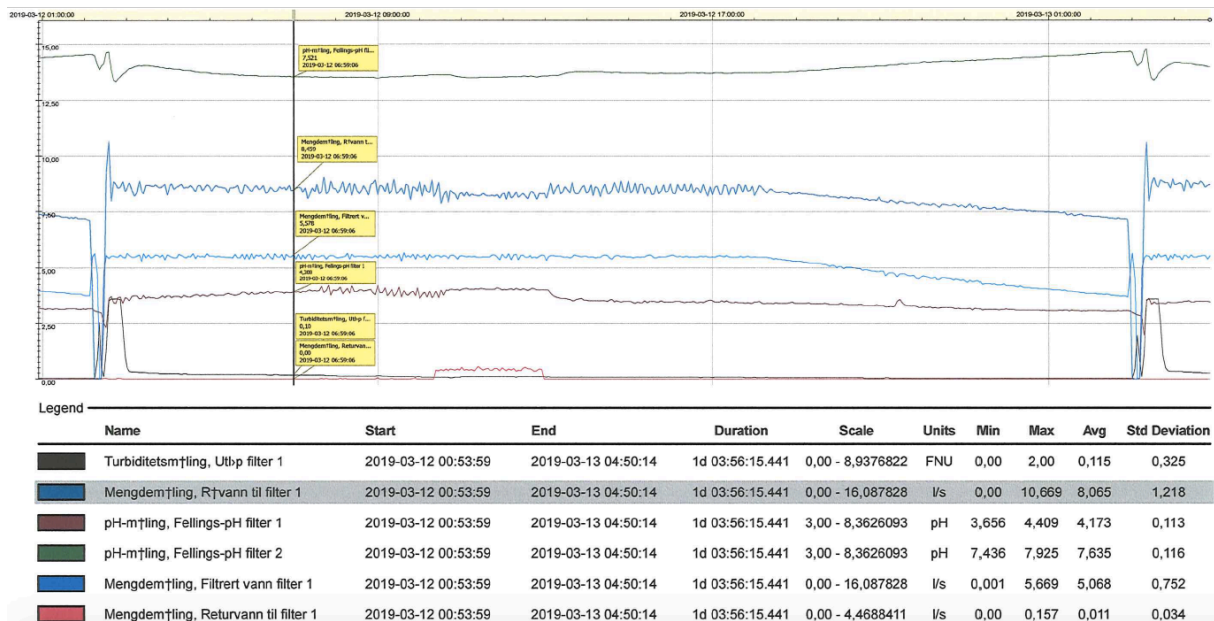
### 5.2.2 Modnings- og nedsenkningsvann

Nedsenkningsvannet er vannet som tømmes ut av filteret før filterspylingen. Modningsvannet er vannet som filtreres før turbiditeten har sunket til ønsket nivå. Størstedelen av denne blandingen besto av modningsvann. Parametere målt på laboratoriet er vist i tabell 5.4.

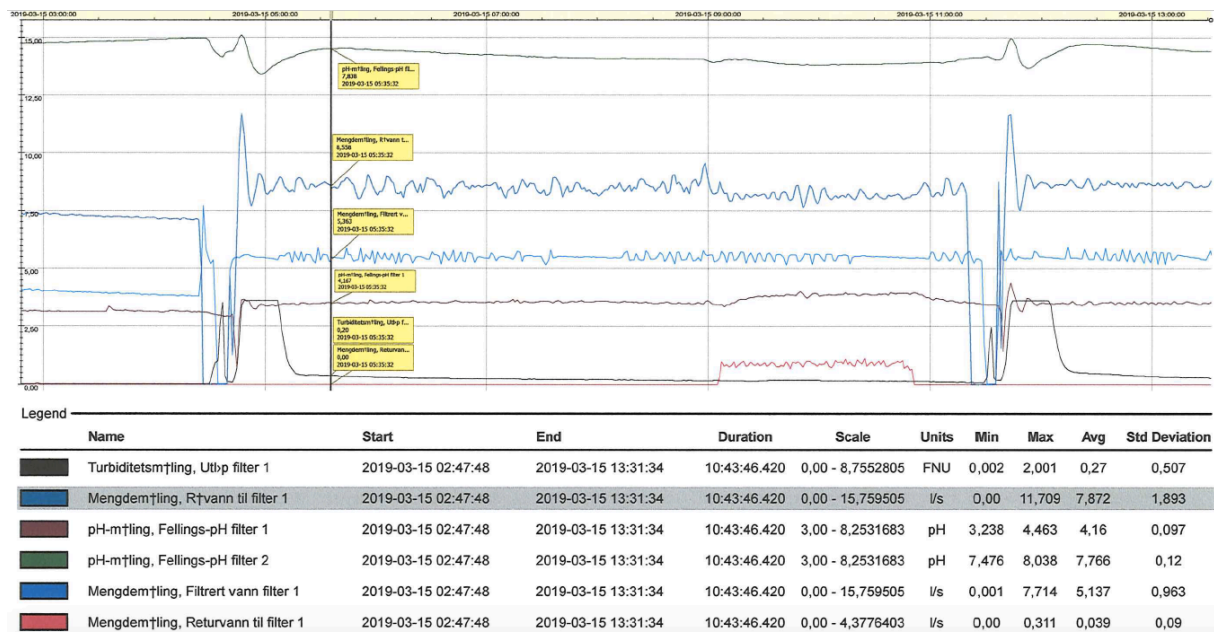
Tabell 5.4 Parameterne for modnings- og nedsenkningsvannet tilført som returvann. Det var ikke mulig å ta prøver av dette vannet ved andre anledninger enn i denne tilførsel perioden, derfor er modnings- og nedsenkningsvannet ikke i tabell 5.2.

Parameter:		pH:	Turbiditet: (FNU)	Alkalitet: (mmol/l)	Jern: (µg/l)	Kalsium: (mg/l)
Modnings- og nedsenkningsvann:	Gjennomsnitt	7,38	1,64	0,605	726,7	18,7
	Standardavvik	0,06	0,53	0,017	410	4,6

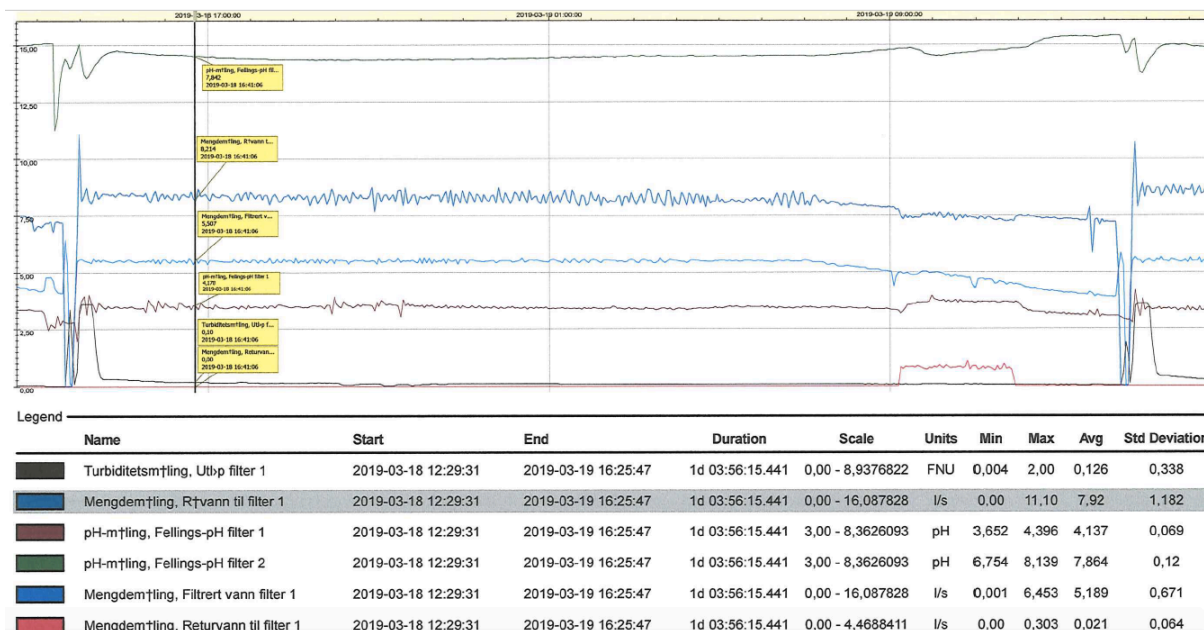
Figur 5.8 til 5.10 viser kurver der returvannet som ble tilført kun besto av modnings- og nedsenkningsvann, dette ble returnert i en liten periode en gang i løpet av en filtersyklus. Kurvene og målenhetene i figur 5.8 til 5.10 er forklart i kapittel 5.2.1.



Figur 5.8 Viser driftssyklus den 12.03.19, for tilførsel av 5,6% modningsvann.



Figur 5.9 Viser driftssyklus den 15.03.19, for tilførsel av 7% modningsvann (ingen prøver tatt denne dagen).



Figur 5.10 Viser driftssyklus den 19.03.19, for tilførsel av 7% modningsvann.

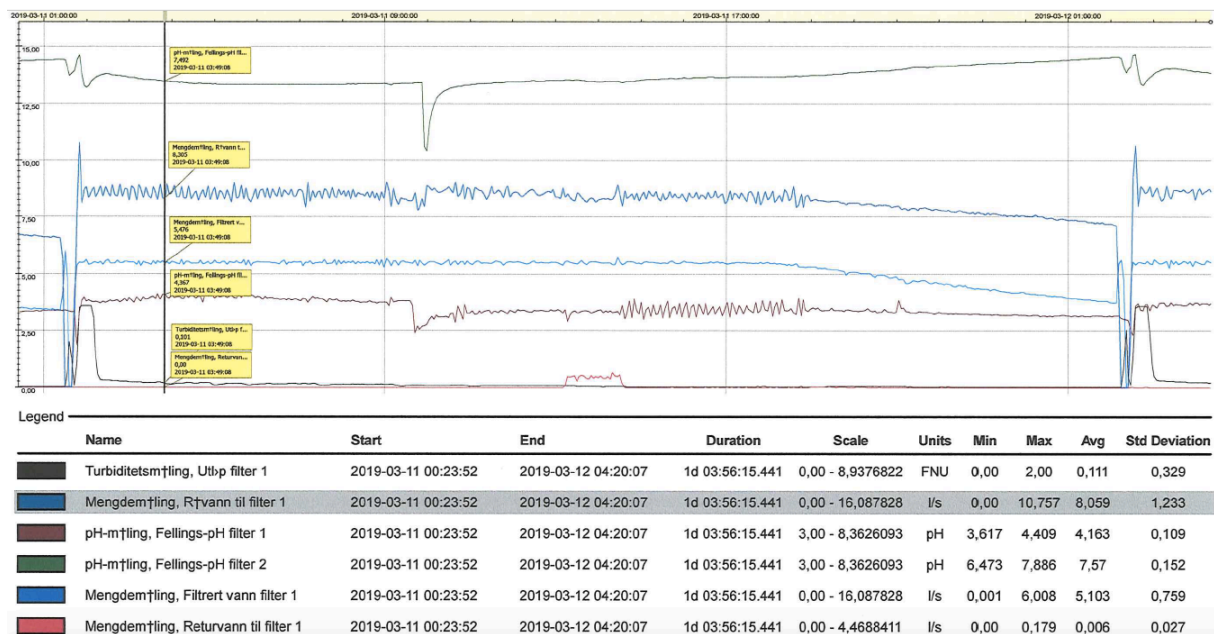
Tabell 5.5 viser koagulerings-pH og rentvanns-pH ved tilsetning av modnings- og nedsenkningsvann i en liten periode en gang i løpet av en filtersyklus.

Tabell 5.5 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter tilsetning av modnings- og nedsenkningsvann i en kort periode.

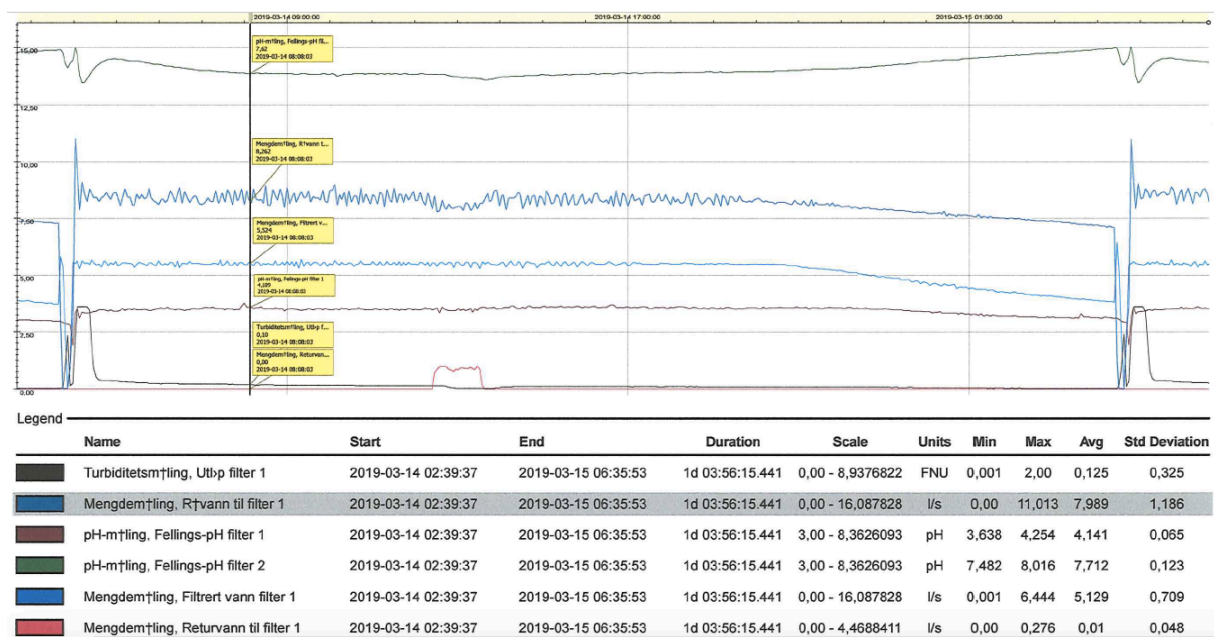
Dato	Koagulerings-pH uten tilsatt returvann	Koagulerings-pH med tilsatt returvann	Differanse	Rentvanns-pH uten tilsatt returvann	Rentvanns-pH med tilsatt returvann	Differanse
12.03.19	4,28	4,34	0,06	7,55	7,51	0,04
15.03.19	4,17	4,27	0,10	7,68	7,61	0,07
19.03.19	4,11	4,19	0,08	7,95	7,84	0,11

### 5.2.3 Klarvann fra sedimenteringskolonnen

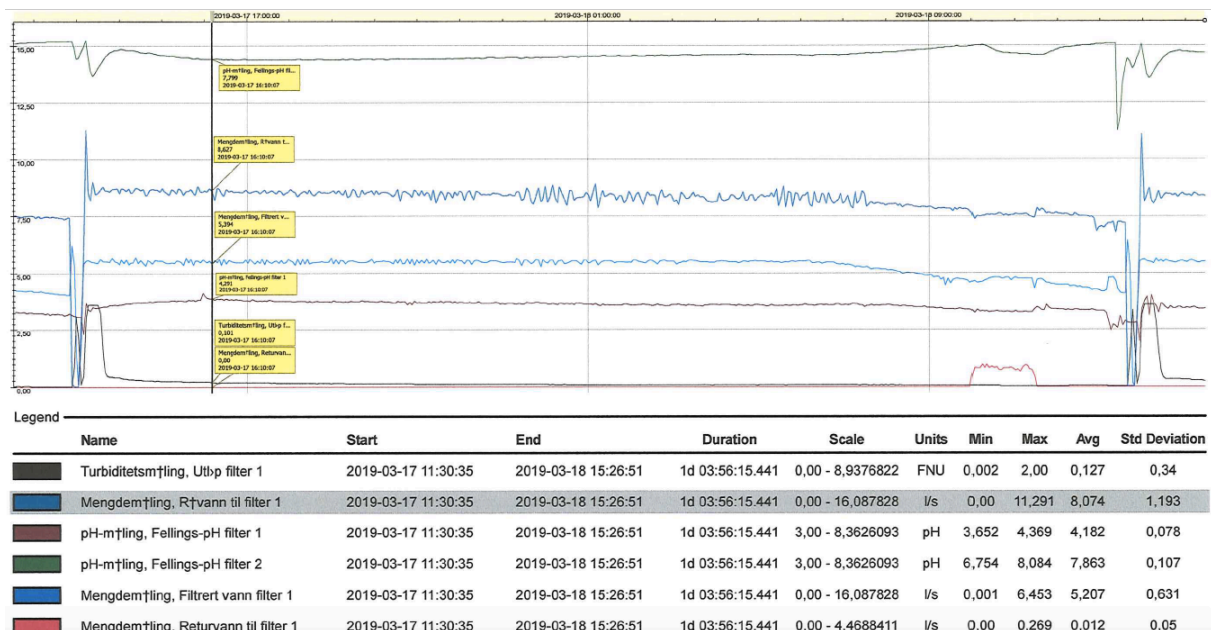
I denne perioden besto returvannet kun av klarvann fra sedimenteringskolonnen, som ble returnert i en liten periode underveis i filtersyklusen. Dette er vist i figur 5.11 til 5.13. Kurvene og målenheten til figurene 5.11 til 5.13 er det samme som er beskrevet i kapittel 5.2.1.



Figur 5.11 Viser driftssyklus den 11.03.19, for tilførsel av 5,6% klarvann. Hopp i pH en stund før returvannstilførselen kommer av kalibrering av pH-meter.



Figur 5.12 Viser driftssyklus den 14.03.19, for tilførsel av 7% klarvann.



Figur 5.13 Viser driftssyklus den 18.03.19, for tilførsel av 7% klarvann.

Tabell 5.6 viser koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter tilsetning av klarvann i en liten periode i løpet av filtersyklusen. Tabellen viser også differanse i pH før og etter tilsetningen.

Tabell 5.6 Koagulerings-pH og rentvanns-pH før og etter tilsetning av klarvann i en kort periode.

Dato	Koagulerings-pH uten tilsatt returvann	Koagulerings-pH med tilsatt returvann	Differanse	Rentvanns-pH uten tilsatt returvann	Rentvanns-pH med tilsatt returvann	Differanse
11.03.19	4,13	4,11	0,02	7,5	7,49	0,01
14.03.19	4,17	4,15	0,02	7,61	7,56	0,05
18.03.19	4,13	4,10	0,03	8,00	7,88	0,12

## 5.3 Modningstid

Tabell 5.7 viser tiden det tar etter spyling før turbiditeten er under 0,2 FNU og 0,1 FNU og hva turbiditeten ligger på 1 time etter spyling. Dette gir indikasjoner på mulige modningstider.

Tabell 5.7 Mulige modningstider ved bruk av sammenhengen mellom tid og turbiditet fra online-målinger.

	<b>Turbiditet under 0,1 FNU Tid, minutter</b>	<b>Turbiditet under 0,2 FNU Tid, minutter</b>	<b>Turbiditet etter 1 time (FNU)</b>
*Før tilsatt filterkalk, Gjennomsnitt (variasjonsområde)	185 (89-326)	51 (38-77) ** 51 (38-67)	0,185 (0,142-0,243) ** 0,183 (0,142-0,220)
Spyling rett etter filterkalktilsetting	125	83	0,351
1 dagen etter filterkalktilsetting	97	56	0,171

\* Før filterkalk ble tilsatt er modningstidene målt i 33 dager.

\*\* 15.03.19 ble spyling satt i gang før syklusen fra ferdig, dette kan være grunnen til forhøyede turbiditetsverdier (0,243 FNU, 77 min). Derfor er verdiene lagt inn uten denne dagen også.

\*\*\* Før filterkalk ble tilsatt var turbiditeten målt i 33 dager.



## 6. DISKUSJONER

### 6.1 Sammenlikning av parametere

#### 6.1.1 Vannkvalitet med henblikk på turbiditet

Drikkevannsforskriften har, som nevnt i kapittel 2.7, ingen grenseverdi for turbiditet. Forskriften henviser imidlertid til Mattilsynets grense på 1 FNU ved bruk av overflatevann som kilde. Mattilsynet har i tillegg veiledende grenseverdier for turbiditet for drikkevannsanslegg som bruker koagulering (se kapittel 2.11), og anbefaler at turbiditeten på rentvannet ligger under 0,2 FNU.

Ifølge Norsk Vanns Rapport 209-2014, gir turbiditetsgrenser under 0,1 FNU en forbedret hygienisk barriereeffekt, og er derfor en vanlig grense å operere med i driftssammenheng. Dette betyr at turbiditetsmålene i tabell 5.1 og 5.2, kan virke høye. Samtidig er turbiditetsnivåer under 0,1 FNU vanskelig å måle i laboratorier, og ga viste høyere verdier enn online-målingene som brukes i driftssammenheng. Figur 5,1-5,3 viser turbiditet  $\approx 0,0$  ved bruk av online-målinger for perioden med og uten returvannstilførsel.

Ut fra tabellene 5.1 og 5.2, ser vi at råvannet uten returvannstilførsel har en turbiditet i perioden på 0,18 i snitt. I perioden der returvann tilføres, ligger gjennomsnittet på 0,23 FNU. Verdiene for turbiditet på råvannet vil ikke påvirkes av returvannstilførselen, men resultatene viser at råvannet i kortere perioder kan overstige Mattilsynets anbefaling på 0,2 FNU. Dermed vil fremtidig rensing av drikkevannet være viktig.

Etter filtrering, er turbiditetsnivået i rentvannet uten returvannstilførselen, gjennomsnittlig på 0,08 FNU. Med returvannstilførsel er turbiditeten 0,1 FNU. Disse funnene indikerer at turbiditeten i begge tilfeller ligger godt under Mattilsynets grenseverdier og at rentvannet derfor holder god kvalitet. Resultatene viser også at gjennomsnittet for turbiditet med og uten returvann er nesten like høyt. Turbiditetsfjerningen påvirkes i liten grad av returvannstilførselen. Totalt sett, viser derfor resultatene at vannet holder god kvalitet og ligger godt innenfor nasjonalt anbefalte grenseverdier.

### 6.1.2 Vannkvalitet målt ved fargetall

I likhet med turbiditet, har drikkevannsforskriften ingen spesifikk grenseverdi for fargetall. Likevel viser forskriften til en anbefaling om at fargetallet ligger under 20 mg Pt per liter vann. Mattilsynet anbefaler også generelt at fargetallet i rentvannet ved koaguleringsanlegg bør ligge under <5 mg Pt/l. De siste årene har fargetallet i Holsfjorden økt (se figur 3.2). Dette er en av hovedgrunnene til at dagens drikkevannsanlegg må forbedres. Begge tabellene viser at råvannet i pilotperioden hadde et gjennomsnittlig fargetall på 18 mg Pt/l.

Etter at vannet ble rensert gjennom pilotanlegget, uten returvannstilførsel, ble fargetallet redusert fra et gjennomsnitt på 18 til 2,22 mg Pt/l (standardavvik på 0,2). Fargetallet ligger derfor godt under den anbefalte grensen til Mattilsynet. Med returvanntilførsel, ligger fargetallet på 2,75 mg Pt/l. Turbidimeteret på laboratoriet kunne ikke måle farge under 2 mg Pt/l. Fargetallet i returvannet med returvannstilførsel, er litt høyere enn uten en slik tilførsel. Samtidig er fargeforskjellen med og uten returvann svært lav. Fargetallet holder seg godt under anbefalte grenser fra Mattilsynet og påvirkes i liten grad av returvannstilførselen, og vannet kan derfor anses å beholde god kvalitet.

### 6.1.3 Vannkvalitet målt i pH

Koagulert vann inn på filteret viser at koagulerings-pH for perioden både med og uten returvann er lik 4,3. Standardavvik for begge er også lavt. Dette betyr at koagulerings-pH ikke virker å være merkbart påvirket av returvannet.

Rentvanns-pH har stor betydning for filtereffekten, spesielt i sammenheng med korrosjonskontroll. Drikkevannsforskriften krever at vannet har en pH på 6,5-9,5. Vannet skal ikke være korrosivt (se kapittel 2.2). Uten tilsatt returvann, ligger rentvanns-pH i pilotprosjektet på 7,48 (standardavviket = 0,06). Med tilsatt returvann, ligger rentvanns-pH på 7,27, fremdeles med lavt standardavvik (0,08). Som resultat, ser det ut som forskjellen i rentvanns-pH med og uten returvann, er marginal, og at drikkevannet ikke blir korrosivt.

Målt i pH, holder derfor drikkevannet god kvalitet ved tilførsel av returvann. Bruk av returvann virker ikke å forringe vannkvaliteten.

#### 6.1.4 Vannkvalitet med henblikk på alkalitet

Som forklart i kapittel 2.2.2 om alkalitet, vil man kunne unngå korrosjon på de vanligste ledningsmaterialene ved å ha en alkalitet på rundt 0,600 mmol/l. Det er likevel ingen anbefalt grenseverdi for alkalitet i drikkevannsforskriften. Tabell 5.1, som viser resultater uten returvannstilførsel, angir at alkaliteten er lik 0,55 mmol/l (standardavvik = 0,02). Alkaliteten ligger nær grenseverdier rundt 0,600 mmol/l, noe som er bra for korrosjonskontroll. Tabell 5.2, som angir resultater med returvannstilførsel, viser at alkaliteten er på 0,56 mmol/l. Dette er også tett oppunder anbefalt verdi i forhold til korrosjonskontroll. Klarvannet, som 40 % av returvannet besto av, har en alkalitet lik 0 mmol/l, og totalt sett har returvannet en alkalitet lik 0,46 mmol/l. Resultatene viser at alkaliteten i rentvannet ikke blir vesentlig påvirket av returvannet. Dette innebærer at vannet holder god kvalitet, som ikke skaper vesentlig korrosjon på ledningsnettet.

#### 6.1.5 Vannkvalitet målt i jerninnhold

I denne undersøkelsen, ble det ikke gjennomført daglige prøver av jernmengde tilført filteret i perioden uten returvannstilførsel, og de prøvene som ble tatt, ga varierende analyseresultater. Grunnen til at det ikke ble tatt daglige prøver, var fordi de første prøvene ble hentet fra toppen av filteret, noe som ga en ujevn og usikker jern-verdi. Videre prøver ble derfor hentet fra et prøvepunkt før filteret. Som resultat, var de første måleresultatene av jerninnhold i vannet ujevne og ble ikke inkludert i resultatene.

De videre jernprøvene ble tatt for å kontrollere at innstillingene for PIX tilførsel var korrekte. Ved tilføring av returvann ble jernnivået testet for å se om det økte når det ble tilsatt ekstra jern gjennom returvannet. Det ble også gjennomført for å se om jernnivået var stabilt. Resultatene viser at det oppgitte standardavviket på 231 µg/l kan virke høyt, med ettersom målet er i mikro, er dette lite. Generelt kan jernprøver være ganske ujevne avhengig av når og hvordan de er tatt.

Det som er viktig for renseprosessen, er nivået av restjern i rentvannet. Anbefalt grenseverdi fra Mattilsynet, er <0,15 mg/l eller <150 µg/l. Uten returvannstilførsel, ligger restjernsnivået i snitt på 36 µg/l, med et standardavvik på 20 µg/l. Returvannet vil kunne bestå av vann som allerede har tilsatt jern. Fra tabell 5.2 ser vi at jernverdien i returvannet ligger på 2600 µg/l.

Dette betyr at tilføring av returvann kan medføre økte doser av jern i råvannet og dermed også av restjern i rentvannet. Når returvannet tilføres, ligger restjern i snitt på 40 µg/l (standardavvik på 9 µg/l). Gjennomsnittene for jernverdier i rentvannet, med og uten returvanntilførsel, er ganske like, og nivået ligger langt under anbefalt maksimalverdi på 150 µg/l. Standardavviket kan imidlertid virke noe høyt, men likevel ligger gjennomsnittet (inkludert standardavviket) godt under 150 µg/l for begge periodene.

#### 6.1.6 Vannkvalitet ut fra kalsiumnivåer

Det er ingen nasjonalt angitte verdier for nivå av kalsiuminnhold i vann, likevel anbefales verdier mellom 15-25 mg/l (se kapittel 2.2.3). Funnene i studien viser at uten returvanntilførsel, ligger kalsiumnivået i rentvannet i gjennomsnitt på 17,2 mg/l (standardavvik på 0,7). Med tilførsel av returvann, øker kalsiumnivået til 19,6 mg/l. Standardavviket øker da også noe (2,0). Samlet sett, viser resultatene derfor en svak økning i kalsiumnivået når returvann tilføres drikkevannet. Samtidig ligger kalsiumnivået godt innenfor anbefalte grenser, noe som tilsier at vannkvaliteten holder seg godt, også ved tilføring av returvann.

#### 6.1.7 Vannkvalitet med henblikk på TOC

Organisk materiale i vann beregnes ved å analysere vannets innhold av TOC. Drikkevannsforskriften har ingen fastsatt grense på nivå av TOC, men Mattilsynet anbefaler at mengde organisk materiale i vannet ligger under 3 mg C/l, ved rensing med koaguleringsanlegg. Tabellene 5.1 og 5.2, viser at i perioden uten returvann, lå TOC-nivået i rentvannet på 1,1 mg/l. Da returvannet var tilsatt, lå snittet i rentvannet på 1,2 mg/l. For begge periodene er standardavviket svært lavt. TOC-nivået i rentvannet påvirkes derfor ikke vesentlig av returvanntilførselen, og renseeffekten er godt innenfor anbefalte verdier.

#### 6.1.8 Rentvannskvalitet gjennom filtersyklusen

Figur 5.1 viser en normalsyklus der en ny spyling starter før vannmengden ut av filteret reduseres. Derfor er mengden produsert vann jevn. Etter hvert utover i testperioden på Kattås, ble stadig mer av kalkfilteret oppbrukt i renseprosessen. Derfor ble driftstiden kortere, og

vannmengden ble raskere redusert, enn ved starten av pilotprosjektet. Dette kommer frem i figur 5.2 og figur 5.3. Derfor ble det gjennomført, etter en periode med returvann, enda en periode uten returvann. Dermed var forholdene til filtersyklusen i figur 5.2 og figur 5.3 de samme. Som vist i figurene, fremstår renseeffekten svært lik med og uten tilføring av returvann. Dette underbygges av målingene som er gjort på laboratorium (se tabell 5.1 og tabell 5.2). Generelt holder det produserte rentvannet god drikkevannskvalitet, og ligger innenfor de anbefalte grenseverdiene på alle parameterne.

## 6.2 Periodevis kjøring med returvann

I løpet av en filtersyklus, ble det igangsatt en periode med henholdsvis klarvann fra sedimenteringskolonnen, modnings- og nedsenkningsvann, og med returvann av klarvann og modningsvann, slik at det ble blandet naturlig i returvannstanken. Dette ble gjort for å finne ut hvordan returvannet, og spesifikke deler av returvannet, påvirket syklusen. Grafene i kapittel 5.2 visere de forskjellige periodene omtalt over.

### 6.2.1 Blandet returvann

Alle figurene i kapittel 5.2.1 viste generelt et lite, men synlig hopp i koagulerings-pH. Samtidig var forskjellen i rentvann-pH svært liten. Dette indikerer god renseeffekt. Tabell 5.3 illustrerer at differansen i rentvanns-pH med og uten returvannstilsetning var lav. Resultatene viser også at rentvann-pH ikke ble påvirket av at mengden returvann ble økt fra 5,6% til 7%. Dette innebærer at returvann kan tilføres over kortere og lengre perioder om man ønsker, uten at det ser ut til å gå ut over vannets kvalitet.

### 6.2.2 Modnings- og nedsenkningsvann

Figurene i kapittel 5.2.2 viser en liten i økning i koagulerings-pH, om enn liten. Det kan synes som rentvanns-pH synker noe når modningsvannet tilføres. Samtidig er endringen så pass liten at vannet fremdeles holder god kvalitet. Som det blir illustrert i figurene, ble ikke vannkvaliteten påvirket da returvannsprosenten ble endret fra 5,6% til 7%. I figur 5.10 er modningsvannet tilført mot slutten av en filtersyklus da filteret begynner å få minkende vannmengde. Vannet hadde dermed høyere rentvanns-pH, grunnet lengere oppholdstid i

filteret. Figuren viser tendenser til at pH holdes nede ved tilføring av modningsvannet. Likevel er differanse i pH kun 0,11 (se tabell 5.5).

### 6.2.3 Klarvann

Slik det blir illustrert i figurene i kapittel 5.2.3, forandres ikke koagulerings-pH i særlig grad ved tilføring av klarvann. Videre forandres heller ikke rentvanns-pH seg merkbart. Et mulig unntak kan vises i figur 5.13, der rentvanns-pH synker litt (0,1) ved tilføring av klarvann mot slutten av filtersyklusen. Det ser ikke ut til at større mengder tilført returvann påvirker filteret i større grad. På generell basis virker det som om renseseffekten er god når det kun tilsettes klarvann.

## 6.3 Modningstid

Modningstiden er en viktig del av filtersyklusen der målet er å få turbiditet ned på et akseptabelt nivå. Mattilsynets anbefalte grense er at turbiditeten ligger under 0,2 FNU. Fordi vann ikke blir produsert i denne perioden, er det viktig at modningstiden ikke blir for lang (kapittel 2.7). Målet med modningstiden er derfor å få turbiditeten ned på kortest mulig tid.

Resultatene i tabell 5.7, viser turbiditeten en time etter spyling av filteret, samt hvor lang tid det tar å få turbiditeten under 0,2 FNU og 0,1 FNU. Dette er gjennomført for å finne ut hvor lang modningstid man trenger. Tabell 5.7 viser at gjennomsnittet er på 0,185 FNU etter en time. Dette er under anbefalte grenseverdi på 0,2 FNU, og dermed tilfredsstillende i henhold til Mattilsynet og drikkevannsforskriften. Likevel viser resultatene en maksverdi på 0,243 FNU etter en time, noe som er over anbefalte grenseverdier. Turbiditetsverdien i perioden der filteret blir driftet på normalt vis, uten tidlig spyling, viser bedre resultater (maksimalverdi = 0,220), selv om dette også er over anbefalt nivå.

I gjennomsnitt tar det 51 minutter å få turbiditeten ned til 0,2 FNU etter spyling. Ser man bort fra en unormal driftssituasjon, viser pilotforsøket at maksimaltid for å få turbiditet under 0,2, er 67 minutter. Som nevnt i teoridelen, ble det oppgitt at det er vanlig å ha en modningstid på 10-60 minutter (se kapittel 2.7.1). Ut fra resultatene fra pilotprosjektet, virker det som om modningstiden stort sett vil ligge på en time. Det er også en teori om at modningstiden kan

forkortes ved å øke filterhastigheten eller øke koaguleringsdosen, men begge disse var konstante verdier i dette studiet, og teorien ble derfor ikke undersøkt.

Dersom turbiditeten skal under 0,1 FNU, indikerer resultater fra piloten at dette derimot tar mye lenger tid enn en time (i gjennomsnitt 185 min/3,1 timer). Variasjonen fra turbiditetens minimalverdi til maksimalverdi (89-326 minutter) er også veldig stor. Dette tyder på at å få et turbiditetsnivå under 0,2 FNU er mulig på rundt en time, men turbiditet under 0,1 FNU tar lenger tid, og da er også variasjon i tid er mye større.

For å opprettholde driften av filteret må filterkalk fylles på jevnlig. Dette ble derfor gjort som siste del av pilotforsøket. Rett etter filterkalkpåfylling, ble filteret spylt. I tabell 5.7 fremkommer det tydelig at spylingen har påvirket turbiditeten, og at modningstiden har blitt lengere. Etter 1 time er turbiditeten fortsatt på 0,351 FNU, noe som er mye høyere enn tidligere målte maksimalverdier. Det tar 83 minutter (1 timer og 23 minutter) før turbiditeten er under 0,2 FNU. Etter 125 minutter (2,1 timer) er turbiditeten under 0,1 FNU. Likevel er 125 minutter ikke så lenge i forhold til variasjonen i tid før filterkalktilsetning. Dagen etter filterkalkpåfylling, viser tabell 5.7 at modningstiden er tilbake der den var før påfylling av filterkalk. Likevel vil et enkelt forsøk med påfylling av filterkalk ikke være representativt alle prosessene med filterkalkpåfylling.

## 7. KONKLUSJON

Sammenlikning av parametere med og uten tilføring returvann gir følgende resultater for vannkvalitet:

- Turbiditet (= 0,08 og 0,1 FNU) ligger under anbefalt grenseverdien for koaguleringsanlegg fra Mattilsynet (0,2 FNU).
- Fargetallet (= 2,22 og 2,75 mg Pt/l) ligger langt under anbefalt grense i drikkevannsforskriften (<20 mg Pt/l), og er godt under anbefalt grenseverdi for koaguleringsanlegg fra Mattilsynet (<5 mg Pt/l).
- Rentvanns-pH (= 7,86 og 7,27) ligger innenfor drikkevannsforskriftens krav (6,5-9,5)
- Alkalitet (= 0,55 og 0,56 mmol/l) er  $\approx$  0,600 mmol/l som er en vanlig standard for korrosjonskontroll.
- Rest-jern (= 36 og 40  $\mu$ g/l) ligger godt under anbefalt grenseverdi på 150  $\mu$ g/l.
- Kalsium (17,2 og 19,6 mg/l) ligger innenfor anbefalt grenseverdi mellom 15-25 mg/l.
- TOC (= 1,09 og 1,15 mg/l) ligger under anbefalt grenseverdi på 3 mg/l.
- Online-målinger for turbiditet, koagulerings- og rentvanns-pH viser svært like grafer med og uten returvannstilførsel.

Returvannstilførselen viser at parameterne er lite påvirket av tilførselen av returvann.

Drikkevannet holder god kvalitet, er i henhold til drikkevannsforskriftens krav og ligger innenfor de anbefalte grenseverdiene for koaguleringsanlegg fra Mattilsynet.

Med returvann tilført i en kort periode en gang i løpet av syklusen, ble turbiditet i rentvannet ikke påvirket. Rentvann-pH med og uten returvann var godt innenfor grenseverdiene og differansen var  $\approx$  0,0 i alle forsøkene. Ved tilførsel av modnings- og nedsenkningsvann, er rentvanns-pH fortsatt innenfor anbefalte grenseverdier og lite forandret. Turbiditet endres heller ikke. Ved tilførsel av klarvann fra sedimenteringskolonne, holder rentvanns-pH seg stabil og godt innenfor anbefalte grenseverdier. Turbiditet ble ikke påvirket.

Modningstiden med turbiditet som hadde snitt under 0,2 FNU var etter 51 minutter, med maksverdi på 77 (67 ved normal drift) minutter. Modningstid med turbiditet under 0,1 FNU tar lang tid (snitt  $\approx$  3 timer) og tidene er mer upålitelige i lengden. Spyling etter



filterkalkpåfylling tyder på lenger modningstid. En driftssyklus etter filterkalkpåfylling, er modningstiden tilbake til normalt.

Totalt sett viser resultatene at returvann av klarvann og modningsvann har liten påvirkning på koagulering og rentvannskvaliteten. Et unntak er ved første spyling etter påfylling av filterkalk, der modningstiden blir forlenget i forhold til perioden uten filterkalkpåfyllingen.

## 7.1 Forslag til videre arbeid

- ⇒ Drifte piloten med større mengde returvann over kortere og lengre perioder.
- ⇒ Ytterligere utforske påvirkningen av klarvann og modning- og nedsenkningsvann.
- ⇒ Gjøre nye forsøk med filterkalkpåfylling, og finne optimal mengde og frekvens i forhold til rentvannskvalitet og modningstid.
- ⇒ Drifte pilotanlegget over en periode med flere filterkalkpåfyllinger.
- ⇒ Finne optimal drift etter filterkalkpåfylling.

## 8. KILDER

- ABV. (2019). Asker og Bærum Vannverk IKS. Tilgjengelig fra: <http://www.abvann.no/> (lest 29.03.19).
- Amburgey, J. E. (2005). Optimization of the extended terminal subfluidization wash (ETSW) filter backwashing procedure. *Water research*, 39 (2-3): 314-330.
- Bjerke, V. (2019). *Personlig meddelelse*. Upublisert manuskript.
- Brandt, J. & Ording, F. (2014). *Aktuelle metoder for NOM-fjerning*.
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*: IWA publishing.
- Climate Change*. (2019). United Nations. Tilgjengelig fra: <https://www.un.org/en/sections/issues-depth/climate-change/> (lest 09.05.19).
- Eikebrokk, B. (1982). *Koagulering/direktfiltrering for fjerning av humus fra drikkevann*: Universitetsforlaget.
- Eikebrokk, B., Saltnes, T. & Ødegaard, H. (2001). Restmetall i drikkevann. *VANN*, 3 (36): 258.
- Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. *Norsk vann-rapport*, 188: 160.
- Folkehelseinstituttet. (2016). *Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene*. I: Andersen, E. (red.). Vannrapport 127.
- Ghernaout, D., Al-Ghonamy, A. I., Boucherit, A., Ghernaout, B., Naceur, M. W., Messaoudene, N. A., Aichouni, M., Mahjoubi, A. A. & Elboughdiri, N. A. (2015). Brownian motion and coagulation process. *Am. J. Environ. Prot*, 4: 1-15.
- Hyllestad, S., Lund, V. & Nordheim, C. F. (2018). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. I: Nordheim, C. F. (red.). Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/> (lest 02.04.19).
- Jiao, R., Fabris, R., Chow, C. W. K., Drikas, M., van Leeuwen, J., Wang, D. & Xu, Z. (2017). Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability. *Journal of Environmental Sciences*, 57: 338-345. doi: 10.1016/j.jes.2017.01.006.
- Lovdata. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 02.04.19).
- Mattilsynet. (2017). *Veiledning til drikkevannsforskriften*. Tilgjengelig fra:

[https://www.mattilsynet.no/om\\_mattilsynet/gjeldende\\_regelverk/veiledere/veiledning\\_til\\_drikkevannsforskriften.25091](https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091) (lest 15.04).

Norsk Vann. (2005). *Korrosjonsprodukter i drikkevann*. VA-Fakta V4 Vannforskning

Sogn, K. U. (2009). Er dagens vannbehandlingsanlegg gode nok?

Koagulering/partikkelseparasjon. *VANN*, 44 (4): 414.

VAnytt. (2019). *Til topps med Moldeprosessen*. I: Olsen, T. (red.). VAnytt. Tilgjengelig fra:

<https://www.vanytt.no/2019/01/25/til-topp-med-moldeprosessen/> (lest 22.04).

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

Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* b. 2. utgave Norsk vann.

Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2014). *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)*. Norsk Vann.

Ødegaard, H., Brandt, J., Liane, S. F. & Østerhus, S. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*. Norsk vann.

## **VEDLEGG A: Beskrivelse av pilotanlegget**

Pilotanlegget er et koaguleringsanlegg som baserer seg på Moldeprosessen. Anlegget er et fullautomatisk anlegg med mulighet for manuell styring. Det har uttak til online-målinger og prøvetakingskraner for prøver til laboratorietester (se figur 3.1).

Råvannet pumpes opp fra Holsfjorden, Toverud pumpestasjon, 200 høydemeter. Derfra renner det gjennom en lang tunnel med selvføll til Kattåsanlegget og råvannstanken. Vannnivået i tankeren styres av vannmengde, der pumpen som pumper råvann inn i råvannstanken reguleres av en kaskaderegulator. Dette er en slangepumpe som tilfører råvannet til innløpet i filterkolonnen. Denne pumpen reguleres også av vannhøyden på filteret med en kaskaderegulator. Koagulant (PIX-318 A15, 3 mg Fe/l) pumpes inn i råvannet før filterkolonnen, dette gjøres med en slangepumpe.

Filterkolonnen består av et tremedia-filter med høyde 2020 mm, har indre diameter 290 mm. Total høyde på filteret med støttelaget er 2220 mm. Vannmengden som tilføres og fileteres gjennom filteret reguleres av vannmengden ut av filteret (5,6 m), denne bestemmes gjennom pilotens styringssystem og plottes inn av bruker. Før det rensede vannet slippes ut i naturen går det gjennom et filter for fjerning av mulige lakseparasitter.

Spylevannet er vann fra rentvannsbassenget som spylet filteret etter oppgitte lengder og mengder i pilotens styringssystem (se tabell 3.3). Deretter tilsettes spylevannet koagulant (PIX-318 A15, 5,0 mg Fe/l) og polymer (Magnafloc LT20, 0,5 g/l) med membranpumpe, mengdene av disse oppgis også i pilotens styringssystem. Vannet sedimenterte et valgt antall timer (20 t). Deretter ble en valgt mengde slam pumpet med slangepumpe til avløpstank (10 liter), det resterende klarvannet ble pumpet med slangepumpe ned til en valgt mengde (0,6 m). Dette betydde at klarvannet ble pumpet over i returvannstanken, men den var en valgt mengde vann ble igjen i sedimenteringstanken etter hver tømning.

I returvannstanken kom klarvann fra sedimenteringstanken, nedsenknings- og modningsvann fra filteret. Returvannet ble pumpet med en slangepumpe tilbake inn med råvannet etter en bestemt prosent (5,6%) av råvann tilført.

## VEDLEGG B: Analyse av vannprøver og beskrivelse av laboratorieutstyr

### Måling av turbiditet med turbidimeter



Figur B - 1 Turbidimeter og glassbeholder.

#### Utstyr:

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

#### Metode:

Når glassbeholderen ikke er i bruk står det i milliporevann. Dette tømmes ut, før beholderen skyldes med milliporevann. Deretter skyldes glassbegeret en gang til med vannprøvevann. Så fylles glassbeholderen med vannprøven. Den settes så inn i apparatet. Vannprøven skal stå i turbidimeteret i 3 minutter for at testen skal gi et stabilt tall. Deretter leses turbiditeten av på apparatet. Glassbeholderen tas ut av turbidimeteret og apparatet slås deretter av. Beholderen skyldes med milliporevann, før det fylles opp igjen.

## Måling av farge



Figur B - 2 Spektrofotometer for måling av farge med kyvette.

### Utstyr:

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

### Metode:

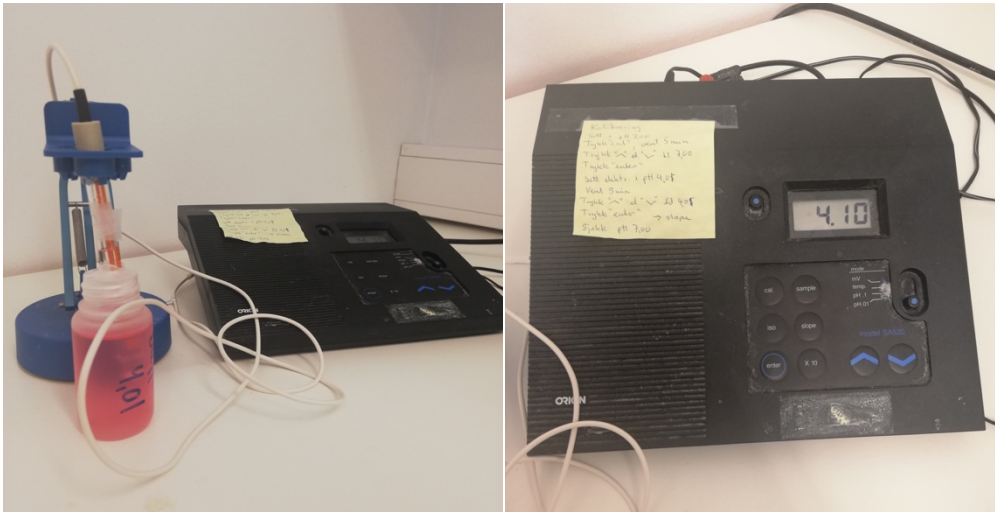
Apparatet starter opp ved å trykke ned på-knappen. Deretter ble metode 303 valgt. Kyvetten skyldes så med milliporevann før den fylles opp med vannprøven. Det er viktig at kyvetten tørkes godt rundt, spesielt på sidene. Dette fordi spektrofotometeret lyser gjennom prøven fra sidene for å lese av farge. Så settes kyvetten ned i apparatet, vist i figur B – 2, lokket lukkes og fargetallet kommer opp på skjermen. Deretter tas vannprøven ut, kyvetten skyldes med milliporevann og apparatet slås av.

Apparatets laveste måling er 2 mg Pt/l. Dette betyr at lavere farge kunne vises som <2 mg Pt/l. Dette er uansett langt under anbefalte grenseverdier (kapittel 2.11).

### Kalibrering:

Før daglig bruk ble 'blank zero'-knappen brukt. Kyvetten fylt med milliporevann og satt inn i apparatet. Deretter ble den fjernet og apparatet var klart for bruk.

## Måling av pH med pH-meter



Figur B - 3 Elektrode og pH-meter.

### Utstyr:

- Elektrode (GK 2401)
- pH-meter (Radiometer Analytical® Model PHM 210)
- Parafilm M® (Amerivan National Can™)
- Vannprøve
- Målebeger til vannprøve
- Milliporevann
- Kalibreringsbuffere (sur buffer: pH 4,01 og basisk buffer: pH 7,00)
- KCL
- Stoppeklokke

### Metode:

Elektroden står i buffer, pH = 4,01, når den ikke er i bruk. Det skal alltid være KCL i bunnen elektroden. Når den ikke er i bruk skal påfyllingshullet for KCL dekkes til med parafilm (se figur B – 2).

Parafilm fjernes. KCL tilsettes ved behov. Elektroden skyldes med milliporevann, før den skyldes med noe av vannet som skal testes. Deretter settes elektroden i vannprøven. For at pH-en skal stabilisere seg skal elektroden stå i vannprøven i 5 minutter før den leses av.

Etter bruk skyldes elektroden med milliporevann og settes i bufferløsning, pH = 4,01.

Parafilm tetter deretter igjen hullet for påfylling av KCL.

#### Kalibrering:

Kalibrering av pH-meteret skjer daglig før bruk. Den består av en to-punkts kalibrering. Da brukes to kalibreringsbuffere, pH = 4,01 og pH = 7,00.

#### **Alkalitet**

Kattås vannbehandlingsanlegg har ikke instrumenter for måling av alkalitet. Derfor ble analyser for alkalitet ble analysert på Aurevann vannbehandlingsanlegg av Vigdis Bjerke og Karin Sogn.

#### **Jern-konsentrasjon**

Kattås vannbehandlingsanlegg har ikke instrumenter for måling av jern-konsentrasjon. Prøvene ble derfor sendt til Eurofins for analyse.

#### **Kalsiuminnhold**

Kattås vannbehandlingsanlegg har ikke instrumenter for måling av kalsiuminnhold. Vannprøver ble sendt til Eurofing for analyse.

#### **TOC-innhold**

Kattås vannbehandlingsanlegg har ikke instrumenter for måling av TOC. Derfor ble prøvene for konsentrasjon av TOC sendt til Eurofins.



## VEDLEGG C: Beskrivelse av online-instrumenter

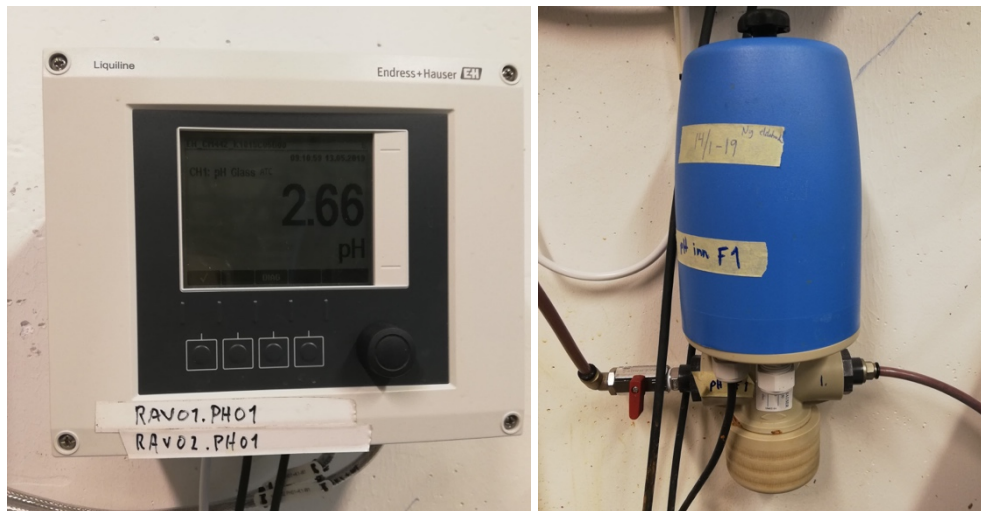
### Turbidimeter



Figur C - 1 Turbidimeter for online-målinger.

Turbidimeteret til online-målinger er levert av HACH, og av typen On-line turbidimeter, 200™ Controller. Det måler partikkelinnhold ut av filteret. Målingene blir kontinuerlig avlest og sendt til en dataprogrammet som automatisk plotter det som graf.

## pH-meter



Figur C - 2 pH-meter for online-målinger.

Endress + Hauser er leverandør av pH-meteret for online-målingene. pH-metere målte koagulerings-pH og rentvanns-pH. Målingene fra pH-meteret ble sendt automatisk til datasystemet og plottet i grafform. Kalibrering av pH-meteret ble gjort en gang i uken. Dette ble gjort med samme bufferløsninger som beskrevet i vedlegg B (måling av pH med pH-meter).

## VEDLEGG D: Laboratorie- og online-målinger

Koagulert vann før filteret og rentvann etter filteret:

Dato:	Koagulert vann før filteret		Rentvann etter filteret						
	pH:	Fe (µg/l)	pH:	Turbiditet	Fargetall (mg/l)	Alkalitet (mmol/l)	Fe (µg/l)	Ca (mg/l)	TOC (mg/l)
28.01.19	4,48	—	7,54	0,07	< 2	0,593	12	18	1,1
29.01.19	4,26	—	7,59	0,07	2	0,566	16	16	1,2
30.01.19	4,31	—	7,41	0,08	2	0,553	39	17	1
01.02.19	4,23	13000	7,45	0,088	< 2	0,546	48	18	0,99
02.02.19									
03.02.19									
04.02.19	4,29	1800	7,50	0,055	< 2	0,546	11	18	0,96
05.02.19	4,25		7,42	0,093	3	0,527	56	17	1,1
06.02.19	4,44		7,50	0,107	2	0,529	42	17	1,2
07.02.19	4,44	1500	7,49	0,111	3	0,539	66	17	1,2
08.02.19	4,33		7,46	0,07	< 2	0,555	35	17	1,1
09.02.19									
10.02.19									
11.02.19	4,40	2700	7,29	0,086	2	0,560	65	18	1,2
12.02.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
13.02.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
14.02.19	4,30	3200	7,29	0,103	3	0,533	62	17	1,2
15.02.19	4,19	2900	7,36	0,147	5	0,520	74	18	1,5
16.02.19									
17.02.19									
18.02.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
19.02.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
20.02.19	4,22	3600	7,34	0,095	< 2	0,570	26	23	1,1
21.02.19	4,34	2500	7,36	0,104	3	0,573	31	20	1,1
22.02.19	4,35	3100	7,22	0,08	3	0,594	37	21	1,1
23.02.19									
24.02.19									
25.02.19	4,25	2900	7,26	0,086	3	0,552	39	21	1,1
26.02.19	4,92	2500	7,31	0,093	3	0,532	39	18	1,2

27.02.19	4,37	2900	7,34	0,14	3	0,570	54	19	1,2
28.02.19	4,27	2500	7,21	0,103	2	0,557	45	17	1,2
01.03.19	4,25	2700	7,15	0,097	3	0,526	50	18	1,2
02.03.19									
03.03.19									
04.03.19	4,17	2400	7,18	0,08	2	0,521	47	18	1,1
05.03.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
06.03.19	4,21	2300	7,26	0,1	3	0,556	56	18	1,2
07.03.19	4,24	2400	7,23	0,103	3	0,548	58	18	2,8
08.03.19	4,26	2200	7,26	0,128	3	0,584	49	18	1,3
09.03.19									
10.03.19									
11.03.19	4,27	2400	7,35	0,115	4	0,577	85	18	8,1
12.03.19	4,34	2100	7,53	0,129	4	0,612	94	19	1,2
13.03.19	4,27	2400	7,4	0,129	4	0,601	85	17	1,2
14.03.19	4,27	2000	7,44	0,133	3	0,608	83	18	1,1
15.03.19	4,22	2400	7,4	0,153	4	0,658	83	18	1
16.03.19									
17.03.19									
18.03.19	4,23	2300	7,58	0,092	3	0,673	47	19	1,1
19.03.19	4,24	2100	7,45	0,137	2	0,678	54	23	1,2
20.03.19	4,21	2000	7,68	0,109	2	0,662	59	23	1,1
21.03.19	4,19	2300	7,5	0,088	2	0,649	44	23	1,1
22.03.19	4,23	2500	7,53	0,157	2	0,652	46	24	1,1
23.03.19									
24.03.19									
25.03.19	—	—	—	—	—	—	—	—	—
26.03.19	4,26	3000	7,77	0,118	3	0,677	76	24	1,2
27.03.19	4,39	2100	7,85	0,184	3	0,728	140	26	
28.03.19									

\*Perioden 28.01.19-08.02.19 og 04.03.19-06.03.19 var uten returvannstilsetting.

\*\* Perioden 20.02.19-01.03.19 ved med 5,6% returvannstilsetting.

\*\*\* — var det ikke tatt målinger av ulike årsaker.

\*\*\*\* 06.03.19-21.03.19 ble det returvann tilsatt i perioder i løpet av filtersyklusen.

**Returvann:**

	<b>Returvann:</b>					
<b>Dato/målt:</b>	<b>Med sed.V pH:</b>	<b>Turbiditet:</b>	<b>Alkalitet:</b>	<b>Fe (µg/l):</b>	<b>Ca (mg/l):</b>	<b>TOC (mg/l):</b>
28.01.19	—	—	—	—	—	—
29.01.19	—	—	—	—	—	—
30.01.19	—	—	—	—	—	—
01.02.19	—	—	—	—	—	—
02.02.19						
03.02.19						
04.02.19		—	—	—	—	—
05.02.19	6,66	—	—	—	—	—
06.02.19	6,73	—	—	—	—	—
07.02.19	6,78	—	—	—	—	—
08.02.19	6,74	—	—	—	—	—
09.02.19						
10.02.19						
11.02.19		—	—	—	—	—
12.02.19	—	—	—	—	—	—
13.02.19	—	—	—	—	—	—
14.02.19	6,85	7,29	0,404	4700	21	
15.02.19	6,82	6,26	0,385			
16.02.19						
17.02.19						
18.02.19	—	—	—	—	—	—
19.02.19	—	—	—	—	—	—
20.02.19	6,49	37,5	0,282	14000	24	Inkluderer mye klarvann
21.02.19	6,92	6,39	0,453	2700	22	

<b>22.02.19</b>	6,95	5,17	0,456	2700	23		
<b>23.02.19</b>							
<b>24.02.19</b>							
<b>25.02.19</b>	6,94	4,75	0,458	2400	25		
<b>26.02.19</b>	6,94	6,12	0,445	3000	22		
<b>27.02.19</b>	6,85	4,54	0,434	2500			
<b>28.02.19</b>	6,97	4,06	0,49	2600	22		
<b>01.03.19</b>	6,91	4,6	0,456	2300	19		
<b>02.03.19</b>							
<b>03.03.19</b>							
<b>04.03.19</b>	—	—	—	—	—	—	
<b>05.03.19</b>	—	—	—	—	—	—	
<b>06.03.19</b>	6,97	4	0,483	1600	19		
<b>07.03.19</b>	6,88	4	0,395	2200	20		
<b>08.03.19</b>	6,92	4,1	0,445	2600	25		
<b>09.03.19</b>							
<b>10.03.19</b>							
<b>11.03.19</b>	—	—	—	—	—	—	
<b>12.03.19</b>	7,41	1,46	0,599	480	16		Kun modningsvann
<b>13.03.19</b>	6,96	4,2	0,488	2600	22		
<b>14.03.19</b>	—	—	—	—	—	—	
<b>15.03.19</b>	7,41	1,22	0,624	500	16		Kun modningsvann
<b>16.03.19</b>							
<b>17.03.19</b>							
<b>18.03.19</b>	—	—	—	—	—	—	
<b>19.03.19</b>	7,31	2,24	0,592	1200	24	2,8	Kun modningsvann
<b>20.03.19</b>	7	3,77	0,514	2900	27	10	
<b>21.03.19</b>	6,99	4,54	0,489	3400	27	8,1	
<b>22.03.19</b>	7,08	3,3	0,503	2100	25	7,9	

<b>23.03.19</b>						
<b>24.03.19</b>						
<b>25.03.19</b>	—	—	—	—	—	—
<b>26.03.19</b>	—	—	—	—	—	—
<b>27.03.19</b>	7,1	1,82	0,558	740	27	

\*Perioden 28.01.19-08.02.19 og 04.03.19-06.03.19 var uten returvannstilsetting.

\*\* Perioden 20.02.19-01.03.19 ved med 5,6% returvannstilsetting.

\*\*\* — var det ikke tatt målinger av ulike årsaker.

\*\*\*\* 06.03.19-21.03.19 ble det returvann tilsatt i perioder i løpet av filtersyklusen.

**Klarvann fra sedimenteringskolonnen:**

Klarvann fra sedimenteringskolonnen					
Dato/målt:	pH:	Turbiditet:	Alkalitet (mmol/l):	Fe (µg/l):	Ca (mg/l):
28.01.19	—	—	—	—	—
29.01.19	—	—	—	—	—
30.01.19	—	—	—	—	—
01.02.19	—	—	—	—	—
02.02.19					
03.02.19					
04.02.19				—	—
05.02.19				—	—
06.02.19				—	—
07.02.19	5,58	3,11	0,033	—	—
08.02.19				—	—
09.02.19					
10.02.19					
11.02.19	5,44	4,5	0,038	—	—
12.02.19	—	—	—	—	—
13.02.19	—	—	—	—	—
14.02.19	5,31	1,37	0,019	—	—
15.02.19	5,33	3,44	0,017	1500	23
16.02.19					
17.02.19					
18.02.19	—	—	—	—	—
19.02.19	—	—	—	—	—
20.02.19					
21.02.19	5,07	5,16	0,01		
22.02.19	5,2	5,7	0,011		
23.02.19					
24.02.19					
25.02.19	5,19	6,44	0,01		
26.02.19	5	2,21	0,002		
27.02.19	4,84	5,35	0		
28.02.19	4,91	4,1	0,003		
01.03.19	4,84	4,44	0		
02.03.19					
03.03.19					
04.03.19	4,54	5,04	0		
05.03.19	—	—	—	—	—
06.03.19	4,65	5,75	0		



<b>07.03.19</b>	4,65	5,75	0		
<b>08.03.19</b>	4,55	6,21	0		
<b>09.03.19</b>					
<b>10.03.19</b>					
<b>11.03.19</b>	4,55	6,67	0	2900	26
<b>12.03.19</b>	4,52	6,7	0		
<b>13.03.19</b>	4,53	6,95	0		
<b>14.03.19</b>	4,55	6,64	0	3300	25
<b>15.03.19</b>	4,53	6,87	0		
<b>16.03.19</b>					
<b>17.03.19</b>					
<b>18.03.19</b>	4,58	2,93	0	1400	24
<b>19.03.19</b>	4,67	2,67	0		
<b>20.03.19</b>	4,61	3,9	0		
<b>21.03.19</b>	4,5	4,33	0		
<b>22.03.19</b>	4,48	3,79	0		
<b>23.03.19</b>					
<b>24.03.19</b>					
<b>25.03.19</b>					
<b>26.03.19</b>	4,37	4,99	0		
<b>27.03.19</b>	6,61	5,72	0,42		

\*Perioden 28.01.19-08.02.19 og 04.03.19-06.03.19 var uten returvannstilsetting.

\*\* Perioden 20.02.19-01.03.19 ved med 5,6% returvannstilsetting.

\*\*\* — var det ikke tatt målinger.

\*\*\*\* 06.03.19-21.03.19 ble det returvann tilsatt i perioder i løpet av filtersyklusen.

**Modningstider funnet fra online-grafene:**

	Modningstid		
Dato:	Modningstid 0.1	Modningstid 0.2	Onlinetide 1 t:
20.2.	127	59	0,195
21.2.	170	60	0,201
22.2.	128	54	0,181
23.2.	186	56	0,188
24.2.	172	54	0,181
25.2.	157	52	0,18
26.2.	166	57	0,191
27.2.	203	57	0,192
28.2.	194	46	0,175
1.3.	108	41	0,152
2.3.	122	42	0,155
3.3.	89	41	0,158
4.3.	98	40	0,142
5.3.	102	44	0,165
6.3.	181	60	0,2
7.3.	206	52	0,194
8.3.	267	43	0,19
9.3.	258	65	0,204
10.3.	187	38	0,159
11.3.	266	39	0,163
12.3.	250	41	0,184
13.3.	249	57	0,196
14.3.	223	56	0,195
15.3.	232	77	0,243
16.3.	203	67	0,22
17.3.	185	60	0,199
18.3.	130	40	0,173
19.3.	160	65	0,21
20.3.	189	50	0,19
21.3.	326	42	0,19
22.3.	194	38	0,17
23.3.	201	52	0,185
25.3.	181	51	0,185
26.3.	125	83	0,351
27.3.	97	56	0,171

Tilførte kalk og  
spylt en gang.  
1 dag etter  
klakpåfylling.

**Prøver tatt underveis når returvannet ble tilført i korte perioder.**

Dato:	Koagulert vann før filter	Rentvann etter filter					
		pH:	Alk:	Fe:	Ca:	TOC:	
06.03.19		7,46	0,602				Returvann, blandet: 5,6%
07.03.19	—	—	—	—	—	—	Returvann, blandet: 5,6%
08.03.19	2200	7,46	0,602	42	19	1,3	Returvann, blandet: 5,6%
09.03.19							
10.03.19							
11.03.19	2800			26	19	1,2	Klarvann: 5,6%
12.03.19	2500	7,49	0,631	56	18	1,1	Modn/nedsenkingsvann: 5,6%
13.03.19	2600	7,42	0,617	57	19	1,2	Returvann, blandet: 7%
14.03.19	2700	7,53	0,642	18	19	1,1	Klarvann: 7%
15.03.19	—	—	—	—	—	—	Modn/nedsenkingsvann: 7%
16.03.19							
17.03.19							
18.03.19	2200	7,68	0,682	15	25	1,2	Klarvann: 7%
19.03.19	1600	7,65	0,683	53	25	1,1	Modn/nedsenkingsvann: 7%
20.03.19	—	—	—	—	—	—	Strømstans
21.03.19	2100	7,81	0,699	33	25	1,2	Returvann, blandet: 5,6%

**Råvann:**

Dato:	Råvanns-pH	Turbiditet	Fargetall
28.01.19	7,14	0,18	18,0
01.02.19			
04.02.19	7,16	0,18	18,2
08.02.19			
11.02.19	7,20	0,17	18,4
15.02.19			
18.02.19	7,11	0,31	17,7
22.02.19			
25.02.19	7,15	0,16	18,5
01.03.19			
04.03.19	7,24	0,22	19,5



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway