



FORORD

Denne masteren er skrevet av Siren Skripeland ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet på Ås. Masteroppgaven er mitt aller siste arbeid i mastergraden innen industriell økonomi. Den er skrevet våren 2016 og tilsvarer 30 studiepoeng. Lars Hem har vært hovedveileder. Oppgaven er i utgangspunktet initiert av Asker og Bærum Vannverk (ABV) og Oslo Vann- og Avløpsetat (Oslo VAV) og representerer et framtidig samarbeid mellom kommunene om forsyning av drikkevann. Den tar for seg et viktig og aktuelt tema innen drikkevannsrensing; fargefjerning.

Det var en del utfordringer knyttet til pilotanlegget som gjorde at forsøkene tok lenger tid enn forventet. Dette førte til blant annet endringer i betingelser og metoder som må tas i betraktning når man vurderer resultatene.

Jeg ønsker å rette en stor takk til min hovedveileder Lars Hem for god veiledning og faglige tilbakemeldinger. Videre ønsker jeg å takke ABV for disponering av pilotanlegg og laboratoriet på Kattås. Tilslutt ønsker jeg å takke Vigdis Bjerke, Rune Sparre og Karin Sogn for analysering av vannprøver, praktisk hjelp på anlegget og gode faglige innspill. Oppgaven hadde ikke latt seg gjøre uten deres hjelp.

Ås, 11.05.2016

Siren Skripeland

SAMMENDRAG

Masteroppgaven er initiert av ABV og Oslo VAV, med et ønske om å optimalisere et fremtidig koagulering/kontaktfiltreringsanlegg for fargefjerning på Kattås vannbehandlingsanlegg i Bærum.

Hovedmålet med oppgaven var å kartlegge optimale koaguleringsbetingelser (pH og koagulantdose) og filterhastighet ved å kjøre forsøk på et pilotanlegg med råvann fra Holsfjorden. Pilotanlegget består av to filterkolonner, begge nedstrøms to-lags filtre. Filtermediet til filter 1 bestod av Filtralite® NC 0,8 – 1,6 mm (topp) og Filtralite® HC 0,5 – 1,0 mm (bunn). Filtermediet til filter 2 bestod Filtralite® NC 0,8 – 1,6 mm (topp) og Rådasand® 0,8 – 1,0 mm (bunn). Filterkolonnene ble kjørt parallelt. Det ble tilsatt en fellingspolymer, SUPERFLOC® A-100 PWG (0,05 mg/L). Denne var konstant gjennom hele pilotkjøringen.

Piloten ble systematisk kjørt med ulike PAX-18 doseringer (1,0 – 2,5 mg Al/L) ved ulike pH-nivåer. Vannprøver ble tatt for analysering av farge, turbiditet, pH og Al-rest. Filter 1 ga generelt bedre kvalitet enn filter 2, trolig på grunn av mer finkornet filtermasse. Optimal dose og pH ble funnet til å være 1,2 mg Al/L for begge filterne, for mer robust drift og lavest driftskostnader.

Videre ble det sett på økning i filterhastighet, for de optimale koaguleringsbetingelsene som ble funnet. Hastighet utprøvd var 4,5, 7,0 og 9,0 m/h. For filterhastigheter over 4,5 m/h ble filtersyklusen halvert for samtlige doser. Optimal hastighet ble funnet til være 4,5 m/h. På grunn av dårlige filtersykluser, må ny type og/eller dose polymer vurderes og testes ut i piloten. Dette lå utenfor oppgaven.

ABSTRACT

This master thesis was initiated by Asker, Bærum and Oslo municipality, in order to optimize a future coagulation/contact filtration treatment plant for removing color in raw water from Holsfjorden.

The main objective of this thesis was to identify optimal coagulation conditions (pH and dosage) and filtration rate for raw water by pilot scale investigations. The pilot plant consists of two filter columns, both of them downstream two-layered filters. Filtermedia 1 consisted of Filtralite® NC 0,8 – 1,6 mm (top) and Filtralite® HC 0,5 – 1,0 mm (bottom). Filtermedia 2 consisted of Filtralite® NC 0,8 – 1,0 mm (top) and Rådasand® 0,8 – 1,0 mm (bottom). The filter columns were run parallelly. In order to help the coagulation process, polymer SUPERFLOC® A-100 PWG (0,05 mg/L) was added. The dosage was constant throughout the pilot scale investigation.

The coagulant tested was PAX-18, which is a prepolymerized aluminium based coagulant. The raw water was systematically dosed with different dosages (1,0 – 2,5 mg Al/L), at different pH-levels. The water samples were taken and analyzed for color, turbidity, pH and Al-residuals. Filter 1 generally showed better water quality, probably due to finer filter grains. Optimal dosage and pH was found to be 1,2 mg Al/L, for both filters. This dosage will enable a more robust operation and lower operating costs.

The pilot was also tested with higher filter rates for the optimal coagulation conditions that were identified. Increased filter rates up to 4,5 7,0 and 9,0 m/h was tested. When the filter rate was increased to 7,0 m/h, the filter run was halved, for all dosages. Optimal filter rate was identified to be 4,5 m/h. Since the filter runs were shorter than expected, a new type/dosage of polymer has to be tested/optimized. This was not included in this thesis, but should be addressed in the future.

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	III
FIGURLISTE	VII
TABELLISTE	X
1 INNLEDNING	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål.....	1
1.3 Oppbygning av oppgaven.....	1
2 TEORI	3
2.1 Farge på vannet.....	3
2.2 Type koaguleringsanlegg.....	4
2.2.1 Destabilisering av kolloider og koagulering	5
2.3 Koaguleringsmekanismer	6
2.4 Metallkoagulant	7
2.4.1 Løseligheten til metall	8
2.5 pH og bufferkapasitet	9
3 GENERELT OM KOAGULERING OG FILTRERING	11
3.1 Filtersyklus	11
3.1.1 Filtermodning	11
3.1.2 Stabil filtreringsfase	12
3.1.3 Filtergjennombrudd	12
3.2 Trykktapsutvikling.....	13
3.3 Koaguleringsbetingelser (dose og pH)	14
3.3.1 Dimensjonerende koagulantdose for humusfjerning.....	14
3.3.2 Enhanced coagulation	15

3.4	Filterhastighet	15
3.5	Produksjonskapasitet og slamproduksjon.....	16
3.6	Krav til renseseffekt i koaguleringsanlegg.....	18
3.6.1	Hygienisk barriere	18
4	BESKRIVELSE AV FORSØKSRIGG	21
4.1	Pilotanlegget	21
4.2	Råvann	22
4.3	Filtermaterialer	23
4.4	Koagulant og kjemikalier	24
4.4.1	Koagulant	24
4.4.2	Polymer	24
4.4.3	Natriumkarbonat.....	24
4.4.4	Saltsyre	25
4.5	Filterspyling	25
4.6	Vannprøver	26
5	PILOTFORSØK.....	27
5.1	Formål.....	27
5.2	Metode	27
5.2.1	Kartlegging av optimale koaguleringsbetingelser	27
5.2.2	Kartlegging av optimal filtreringsprofil	29
5.2.3	Spyletid.....	31
6	RESULTATER.....	33
6.1	Optimale koaguleringsbetingelser	33
6.1.1	Filter 1	33
6.1.2	Filter 2	36
6.2	Optimal filtreringsprofil	39
6.2.1	Filtersyklus	39

6.2.2	Trykktapsutvikling	40
6.2.3	Vannkvalitet	43
6.3	Hygienisk barriere	44
6.4	Spyletid.....	45
7	DISKUSJON	47
7.1	Diskusjon av forsøksoppsett og metode	47
7.1.1	Metode 1.1 - 1.2	47
7.1.2	Metode 2.1 – 2.3.....	47
7.1.3	Metode 3.1.....	48
7.1.4	Forsøksoppsett.....	48
7.2	Diskusjon av resultater	49
7.2.1	Optimale koaguleringsbetingelser FI og F2	49
7.2.2	Optimal filtreringsprofil	53
7.2.3	Hygienisk barriere	55
7.2.4	Spyletid.....	55
7.3	Forslag til videre arbeid	56
8	ØKONOMI	57
8.1	Driftskostnader	57
8.2	Total netto vannproduksjon	57
8.2.1	Modningsvann i avløp og spyling med renvann	57
8.2.2	Modningsvann føres tilbake i innløpet, spyling med renvann	60
8.3	Spylevann	61
8.4	Kjemikalier	62
8.5	Lønnskostnader.....	65
8.6	Slamhåndtering	66
8.7	Totale driftskostnader	67
9	KONKLUSJON.....	69

10 KILDER	71
Vedlegg A: Beskrivelse av piloten	i
Vedlegg B: Online instrumenter	ii
Vedlegg C: Analyse av vannprøver	iv
Vedlegg D: Returvann	vii

FIGURLISTE

Figur 2-1: Ulike typer koaguleringsanlegg. (Ødegaard 2014).....	4
Figur 2-2: Destabilisering og aggregering av partikler som følge av koagulanttilsetning. (Gheraout et al. 2015).....	5
Figur 2-3: Løselighetsdiagram for aluminium mot pH, (25°C) etter at likevekt er oppnådd (1 time reaksjonstid). (Bratby 2006).....	8
Figur 2-4: Løselighet til aluminium ved ulike temperaturer. (Letterman & Yiacoumi 2010) ...	9
Figur 3-1: Typisk utvikling av utløpsturbiditet og trykktap under en filtersyklus. (Eikebrokk, 2012).....	11
Figur 3-2: Tidspunkt for tilbakespyling ved trykktapsoppbygning og ved filtergjennombrudd. (Ødegaard et al. 2015).....	13
Figur 3-3: Sammenheng mellom utløpskvalitet og koaguleringsforhold (pH og dose). Økt koagulantdose øker bredden på optimal koaguleringspH. (Ødegaard 2014).	14
Figur 3-4: Sammenheng mellom turbiditet og log-fjerning av patogene mikroorganismer (Xagorarakis et al. 2004)	19
Figur 4-1: Prinsippskisse av koagulering/kontaktfiltreringsanlegget på Kattås. Doseringspunkter for koagulant, polymer og pH-justerende kjemikalier er angitt på figuren. Pkt 1-3 representerer uttak for vannprøver.	21
Figur 4-2: Koagulerbarheten på råvann fra Holsfjorden (rapid fraksjonering). (Brandt & Ording 2014)	23
Figur 6-1: On-line utløpsturbiditet mot ulike doser PAX-18 og pH (set.punkt). Filter 1, filterhastighet 4,5 m/h.	33

Figur 6-2: Utløpsturbiditet (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.....	33
Figur 6-3: Farge (lab) mot ulike PAX- 18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h ..	34
Figur 6-4: Al-rest (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.	34
Figur 6-5: On-line utløpsturbiditet mot ulike doser PAX-18 og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.....	36
Figur 6-6: Utløpsturbiditet (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.....	36
Figur 6-7: Farge (lab) mot ulike PAX- 18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h ..	37
Figur 6-8: Al-rest (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.	37
Figur 6-9: (a) Lengden på filtersyklus, begrenset av turbiditet <0,2 FNU. (b) Lengden av filtersyklus, begrenset av <0,1 FNU. Optimale koaguleringsbetingelser: Dose 1,8 mg Al/L pH: 6,6. Dose 1,6 mg Al/L pH: 6,6. Dose 1,4 mg Al/L pH: 6,1. Dose 1,2 mg Al/L pH:6,3. Dose 1,0 mg Al/L pH 5,8	39
Figur 6-10: Trykktapsoppbygning ved konstant hastighet og økende dose. (a) Hastighet 4,5 m/h: dose 1,0-1,6 mg AL/L. (b) Hastighet ca. 7,0 m/h: dose 1,2 – 1,8 mg Al/L. (c) Hastighet: 9,0 m/h: dose: 1,2 – 1,8 mg Al/L.	40
Figur 6-11: Trykktapsutvikling ved konstant dose og økende hastighet. (a) Dose 1,0 mg AL/L, hastighet 4,5 m/h. (b) Dose 1,2 mg Al/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (c) Dose 1,4 mg Al/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (d) Dose 1,6 mg Al/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (e) Dose 1,8 mg Al/L, hastighet 7,0 – 9,0 m/h.....	42
Figur 6-12: Vannkvalitet mot økende filterhastighet. (a) online utløpsturbiditet, (b) turbiditet (lab), (c) fargetall (lab), (d) Al-rest (lab).....	43
Figur 6-13: Turbiditet (lab) under tilbakespyling for F1 (venstre) og F2 (høyre). Vannprøvene er tatt hvert 30. sekund.	45
Figur 8-1: Total lønnskostnader for bedriften. (Hoff 2006).....	65

Figurer i Vedlegg B

Figur B- 1: On-line pH-meter under måling 26.01.2016.	ii
Figur B- 2: Turbidimeteret under måling 26.01.2016.....	ii
Figur B- 3: Plassering av de ulike trykktransmitterne langs filterkolonne 1. PT01 er nederst og måler totalt trykk over filtersengen.	iii

Figurer i Vedlegg C

Figur C- 1: Spektrofotometeret Pharo 300 under fargemåling 26.01.2016.	iv
Figur C- 2: pH-meter og elektrode.	v
Figur C- 3: Måling av turbiditet 26.01.2016.	vi

Figurer i Vedlegg D

Figur D- 1: Skjerm bilde fra 08.12.2015. Militærgrønn-graf: returvann. Blå graf: utløpsturbiditet F1. Grønn graf: utløpsturbiditeten F2. Svart graf: nivået i sedimenteringskolonnen. Dose: 2,0 mg Al/L. pH: 7,5. pH-justerende kjemikalie: soda.....	vii
Figur D- 2: Filtersyklus filter 2 under intensiv kjøring. Tilbakespyling to ganger i løpet av filtersyklusen. Grafen viser turbiditetskurven for filter 1 og 2 (blå og grønn) og returvann (rosa). 03.02.2012: Dose: 2,0 mg/L og pH:6,0. pH-justerende kjemikalie: HCl.	viii
Figur D- 3: Sammenlikning av situasjon med og uten returvann.....	ix

TABELLISTE

Tabell 3.1: Parameterverdier for hygienisk barriere i koaguleringsanlegg. (Mattilsynet 2011)	18
Tabell 4.1: Fysisk/kjemisk råvannskvalitet ved Toverudstasjon i 2013. (Brandt & Ording 2014).	22
Tabell 4.2: Mikrobiologisk råvannskvalitet ved Toverudstasjon i 2013. (Brandt & Ording 2014).	22
Tabell 4.3: Spesifikasjoner for filterseng 1	23
Tabell 4.4: Spesifikasjon for filterseng 2	23
Tabell 4.5: Oversikt over polymer brukt i piloten.	24
Tabell 4.6: Tilbakespylingsprosess for filter 1 og filter 2 pr. 26.02.2016.	25
Tabell 4.7: Tilbakespylingsprosess for filter 1 pr. 06.04.2016.	25
Tabell 5.1: Spesifisering av metode ved ulike doser og pH for F1 og F2, under Test 1	28
Tabell 5.2: Oversikt over når de ulike betingelsene ble brukt under Test 2.	30
Tabell 6.1: Oversikt over vannkvalitet ved optimal pH for ulike koagulantdoser. F1	35
Tabell 6.2: Oversikt over vannkvalitet ved optimal pH for de ulike koagulantdosene. F2.	38
Tabell 6.3 Oversikt over filtersykluslengden for F1, <0,2 FNU og <0,1 FNU. Tabellen viser også prosentvis reduksjon ved et strengere turbiditetskrav	44
Tabell 6.4: Oversikt over modningstid for F1, <0,2 FNU og <0,1 FNU. Tabellen viser også prosentvis økning i ved et strengere turbiditetskrav	44
Tabell 8.1: Netto vannproduksjon pr filter og nødvendig antall filtre for å produsere 60 000 m ³ /døgn. Modningsvann går i avløp og filteret spyles med rentvann. NB! Modningstiden er hentet fra piloten. Viser total vannproduksjon i prosent.	59
Tabell 8.2: Netto vannproduksjon pr filter og nødvendig antall filtre for å produsere 60 000 m ³ /døgn. Modningsvann går tilbake til innløpet og filteret spyles med renvann. Viser også total vannproduksjon i prosent.	60
Tabell 8.3: Spylevannsmengde pr dag pr filter ved 7 min og 6 min spyling.	61
Tabell 8.4: Kostnader knyttet til kjemikaliedosering.	63
Tabell 8.5: Viser kostnadene ved slamhåndtering pr år.	66
Tabell 8.6: Sammenlikning av driftskostnader for de ulike doseringsmengdene. Gjelder kun filterhastighet 4,5, 7,0 og 9,0 m/h.	67

FORKORTELSER

ABV	Asker og Bærum vannverk
Al-rest	Aluminiumsrest
NOM	Naturlig organisk materiale
TOC	Total organic carbon (total organisk karbon)
DOC	Dissolved organic carbon (oppløst organisk karbon)
F1	Filter 1
F2	Filter 2

1 INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Fargetall i Holsfjorden har steget fra rundt 12 mg Pt/L i 1985 til 19 mg Pt/L i 2014. Fremtidig økning er estimert til maks 27 mg Pt/L i 2040. Drikkevannsforskriftens krav om maks fargetall på 20 mg Pt/L vil overskride i fremtiden. Dagens vannbehandling på Kattås består av kun desinfisering; klorering og UV-bestråling. Begge desinfeksjonsmetodene påvirkes negativt av humusholdig vann. Klorering av humusholdig vann danner dessuten kreftfremkallende desinfeksjonsbiprodukter i vannet. Fjerning av farge er derfor et nødvendig rensetrinn på Kattås. Det ble vurdert ulike fargefjerningsmetoder av Asplan Viak og det ble anbefalt å kjøre pilotforsøk med koagulering/direktefiltreringsprosessen. I oktober 2015 ble det i gangstartet pilotforsøk med tomedia-filter med dosering av PAX-18 (prepolymerisert aluminiumsbasert koagulant). Masteren er en fortsettelse på dette arbeidet.

1.2 Formål

Formålet med oppgaven var å kjøre pilotforsøk for fargefjerning og kartlegge optimale koaguleringsbetingelser og filterhastighet. Videre ble det sett på hvordan innstramning i turbiditetskravet (hygienisk kvalitet) påvirker vannproduksjon og optimal spyletid. Helt til slutt ble det foretatt en kostnadsberegning (driftskostnader).

1.3 Oppbygning av oppgaven

Kapittel 1: Introduksjon

Kapittel 2: Teori

Kapittel 3: Generelt om koaguleringsanlegg og filtrering

Kapittel 4: Beskrivelse av forsøksrigg

Kapittel 5: Pilotforsøk

Kapittel 6: Resultater

Kapittel 7: Diskusjon

Kapittel 8: Økonomi

Kapittel 9: Konklusjon

2 TEORI

2.1 Farge på vannet

Norsk overflatevann har normalt høyt fargetall og lav turbiditetsinnhold (partikkelinnhold). Den gulbrune fargen på vannet i Norge skyldes hovedsakelig tilstedeværelse av naturlig organisk material (NOM) i vannet (Crittenden et al. 2012; Ødegaard 2014). Vanligvis kommer NOM (også kalt humus) fra nedbrutt organisk materiale i nedbørsfeltet, som tilføres kilden gjennom overflateavrenning. Størst konsentrasjon har man om høsten og tidlig på våren når det organiske stoffet er lite nedbrutt og ferskt (Hongve 2014).

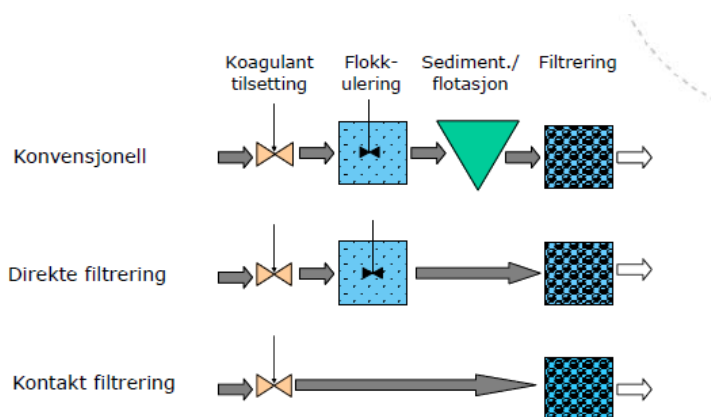
I utgangspunktet er ikke farge farlig, men innhold av NOM kan påvirke vannkvalitet og rensesprosesser negativt. NOM kan:

- Tilføre råvannet farge, lukt og smak
- Reagere med kjemiske desinfeksjonsmidler og danne kreftfremkallende desinfeksjonsbiprodukter (DBP), som for eksempel trihalometaner (THM)
- Danne komplekser med metaller og hydrofobiske organiske stoffer (som plantevernmidler) og gjøre dem mer løselig. Dette vanskeliggjør fjerning av slike stoffer i råvann (Crittenden et al. 2012; Ødegaard 2014)
- Redusere desinfeksjonseffektiviteten
- Øke nødvendig koagulantdose
- Påvirke biostabiliteten på vannet og biologisk vekst på ledningsnett
- Øke korrosjon på ledningsnett (Crittenden et al. 2012; Eikebrokk et al. 2006a; Ødegaard 2014).

Det finnes ulike metoder for fjerning av NOM; ionebytting, membranfiltrering og koagulering/filtrering. I Norge anvendes normalt sistnevnte prosess, og er i utgangspunktet en partikkelfjerningsmetode. Men siden humus deler mange av de samme egenskapene som partikler og kolloider, kan metoden brukes til fjerning av farge (Folkehelseinstituttet 2012; Ødegaard 2014).

2.2 Type koaguleringsanlegg

Det finnes ulike typer koaguleringsanlegg (Figur 2-1). Hvilken type som benyttes avhenger av råvannskvaliteten. Konvensjonelle anlegg, som inkluderer flokkulering og sedimentering før filtrering, tåler varierende og dårligere råvannskvalitet. Direktefiltreringsanlegg har et flokkuleringstrinn før filtrering. Råvannsturbiditeten burde ligge under 15 FNU. Kontaktfiltreringsanlegg, som står uten forsedimentering og flokkuleringstrinn, brukes ved god råvannskvalitet. Turbiditeten burde ligge under 10 FNU ved bruk av slike anlegg (Crittenden et al. 2012).



Figur 2-1: Ulike typer koaguleringsanlegg. (Ødegaard 2014)

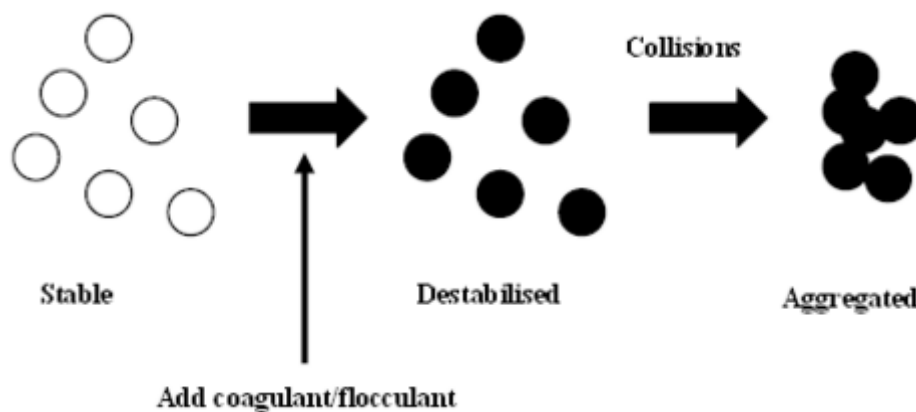
Siden de fleste drikkevannskildene i Norge har lav turbiditet, benyttes normalt kontakt- eller direktefiltreringsanlegg (Ødegaard 2014). I slike anlegg har det vist seg at adsorpsjon til utfellingsprodukter (metallhydroksider), er den viktigste og dominerende koaguleringsmekanismen (Eikebrokk 2012b). Det er viktig at dette rensetrinnet fungerer optimalt fordi filtersengen ofte representerer det aller siste partikkelseparasjonstrinnet i et koaguleringsanlegg. Da må koaguleringsforholdene (pH og koagulantdose) være tilpasset det aktuelle råvannet (Ødegaard 2014).

Koagulering/filtrering består av to sekvenser; selve filtreringen (partikkelseparasjonen) og tilbakespyling (vasking av filter). For best mulig vannkvalitet på filtrert vann må begge sekvensene optimaliseres (Ødegaard et al. 2015).

2.2.1 Destabilisering av kolloider og koagulering

Kolloider er partikler i vannforekomster som er så små ($> 10^{-5}$ mm) at de ikke lar seg sedimentere. Slike partikler er i suspensjon og bidrar til turbiditet og/eller farge på vannet (Gheraout et al. 2015).

Partikler i vann er negativt ladet i vannkilder ved pH 6 – 8, noe som gjør at de frastøter hverandre (Crittenden et al. 2012). Ladningen på partiklene gjør at de ikke koagulerer og er «stabile». Stabiliteten til partikler i naturlig vann avhenger av balansen mellom (1) den frastøtende elektrostatiske kraften og (2) tiltrekningskraften (van der Waals). Ved å tilsette koagulant forstyrres man stabiliteten til kolloidene og koagulering vil forekomme som et resultat av dette (Figur 2-2) (Gheraout et al. 2015).



Figur 2-2: Destabilisering og aggregering av partikler som følge av koagulanttilsetning. (Gheraout et al. 2015)

Naturlig er humusmolekylene negativt ladet i naturlig vann. Ladningen på molekylene øker med økende pH. For humus er ladningsnullpunktet (pH_{zpc}) rundt 3 (Eikebrøkk et al. 2006b; Folkehelseinstituttet 2004).

2.3 Koaguleringsmekanismer

Ved tilsetning av koagulant i vann, destabiliseres partikler og filterkorn grunn av adsorpsjon av positive metallioner og/eller utfelling av positive metallhydroksider (Ødegaard et al. 2015).

Hvilke koaguleringsmekanismer som opptrer, avhenger av blant annet koagulantdose og pH (Beckett 1990). De mest vanlige koaguleringsmekanismene er adsorpsjon og ladningsnøytralisering (I) og omsvøping (II) (Hem 2015).

I. Adsorpsjon og ladningsnøytralisering

Partikler kan destabiliseres ved å tilsette positive ioner (e.g. metallsalter/koagulant) eller kationiske polymer, slik at overflateladningen til partikler og filterkorn nøytraliseres. En overdosering vil resultere i en re-stabilisering av partikler. Dette ser man som økt utløpsturbiditet (Crittenden et al. 2012; Ratnaweera 2015).

Ved denne koaguleringsmekanismen er dosen avhengig av turbiditetsinnholdet (egentlig partikkeloverflatearealet) (Edzwald et al. 2000).

For å forbedre koaguleringsprosessen, er det vanlig tilsette polymer. Det finnes ulike typer; anionisk (negativ ladet), kationisk (positiv ladet) og nonionisk (nøytral). Generelt er anionisk polymer brukt for å effektiviserer flokkuleringsprosessen, og nonioniske brukes for å forlenge filtersyklusen. Disse fungerer som et bindeledd mellom de negative kolloidene (Crittenden et al. 2012).

Polymer er også et viktig virkemiddel for økning av lengden på filtersyklusen. Eksperimenter viser at en polymerdose større enn 0,20 mg/L problematiserer tilbakespyling og øker risikoen for mudballdannelse (Eikebrokk et al. 2006a).

II. Omsvøping/sweep flocc

Ved forhøyede koagulantdoser og riktig pH utfelles positive metallhydroksider $Me(OH)_3$. Mens utfellingsproduktene dannes, blir partiklene fanget/omsvøpt. Metallhydroksidene kan utfelle mellom filterkornene og øker adsorpsjonsevnen til filteret (Ødegaard et al. 2015). Hastigheten på utfellingsreaksjonen avhenger av dosen. Dersom dosen blir for høy, kan det føre til «fluffy» og skjøre fnokker (Hem 2016).

Mange studier har konkludert med at NOM og partikler adsorberes til utfelt metallhydroksid, og at dette er den dominerende koaguleringsmekanismen i kontaktfiltreringsanlegg (Ødegaard et al. 2015).

Denne prosessen er svært pH-avhengig. Utfellingen av metallhydroksid er størst når løseligheten på metallet er minst. Løseligheten av metall er bestemt av pH og temperatur og diskuteres nærmere i avsnitt 2.4.1 (Crittenden et al.).

2.4 Metallkoagulant

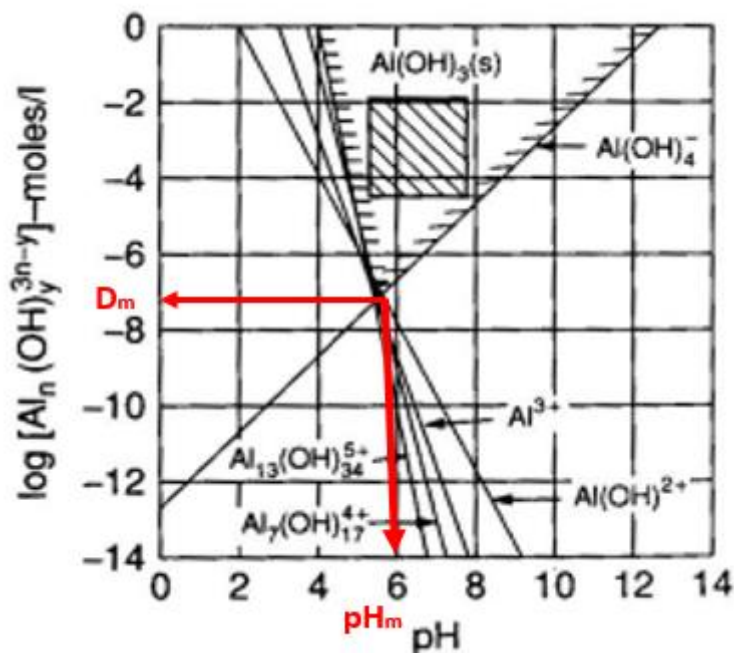
Tradisjonelt benyttes uorganiske metallkoagulanter basert på jern eller aluminium fordi de er billige og lette å få tak i. Nye typer metallkoagulanter har kommet på markedet, som for eksempel prepolymerserte metallkoagulanter (e.g. PACl - polyaluminiumklorid) (Bratby 2006). Ulempen er at de generelt er dyrere. Men siden de prepolymerserte koagulantene er polymerisert til riktig metallkompleks, kreves en mindre nødvendig koagulantdose enn ved bruk av tradisjonelle koagulanter. De skal også virke over et større pH-området. En annen fordel er at de har høyere basisitet. Dette betyr lavere forbruk av alkaliteten på vannet og gir en mindre sensitiv koaguleringspH (Kure 2013; Pellikainen 2015). Slike koagulanttyper er ønskelig å bruke ved bløtt vann (Gebbie 2001; Ødegaard 2014).

2.4.1 Løseligheten til metall

Når metallkoagulanter tilsettes i vann, hydrolyseres de til metallkomplekser. Hva slags metallkomplekser som dannes (løst eller fast), avhenger av blant annet av pH og temperatur.

I Figur 2-3 ser man løselighet på aluminium mot pH ved 25°C. Størst utfelling av aluminiumhydroksid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) oppnås ved pH-en der aluminiumet er minst løselig (pH_m), som ser ut til å være rundt pH 6,0. Nødvendig dose kan leses av på y-aksen (D_m). Ved disse betingelsene, vil løse aluminiums-ioner og andre komplekser felle som fast aluminiumhydroksid. Følgelig vil man se svært lav Al-rest i filtrert vann ved pH for minimum løselighet (Edzwald et al. 2000; Letterman & Yiacoymi 2010; Saltnes et al. 2001).

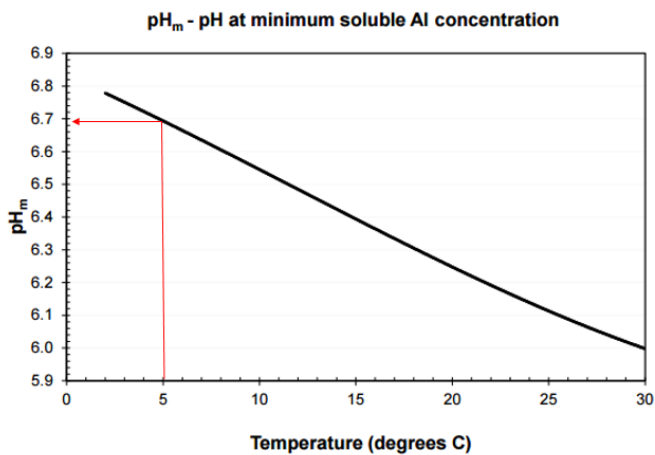
Den firkantete, skraverte ruten i Figur 2-3 representerer de koaguleringsbetingelsene som rensenanlegg ofte opererer innenfor (Bratby 2006).



Figur 2-3: Løselighetsdiagram på aluminium mot pH, (25°C) etter at likevekt er oppnådd (1 time reaksjonstid). (Bratby 2006)

Når $\text{pH} < \text{pH}_m$, er aluminium hovedsakelig på formen Al^{3+} og $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ (positivt ladet). Da har man gode betingelser for adsorpsjon og ladningsnøytralisering. Når $\text{pH} > \text{pH}_m$, er aluminium hovedsakelig på formen $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (negativt ladet) og lite effektiv mot fargefjerning. For fjerning av farge, kreves en høyere dose (Bratby 2006; Crittenden et al. 2012; Saltnes et al. 2001).

Når temperaturen synker, øker pH_m (Figur 2-4) (Letterman & Yiacoumi 2010).



Figur 2-4: Løselighet på aluminium ved ulike temperaturer. (Letterman & Yiacoumi 2010)

2.5 pH og bufferkapasitet

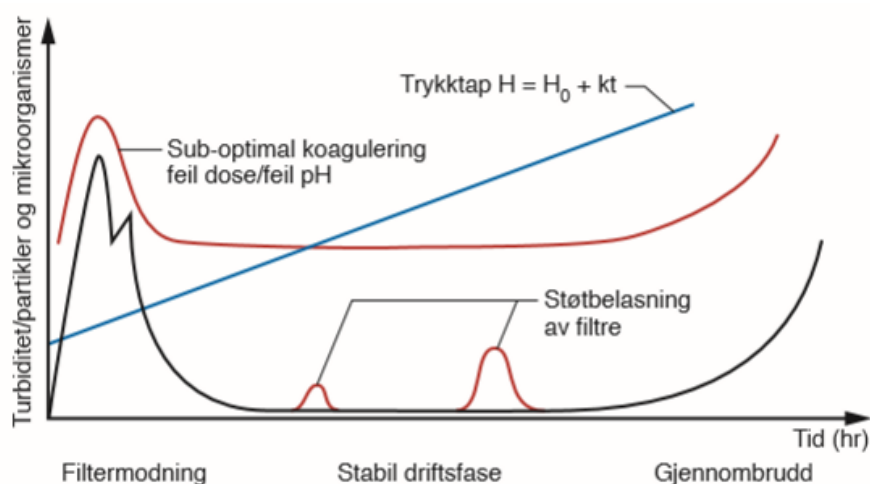
Bufferevnen er definert som «vannets evne til å motstå pH-ending ved den aktuelle pH» (Ødegård 2004, s.91). Tilsetning av koagulant og saltsyre senker pH-en, som igjen minker alkaliteten. Tilsetning av soda har motsatt effekt (Sogn 2016). For råvann med lav bufferevne er det vanlig å tilsette CO₂ eller kalk før dosering av fellingskjemikalie, for å øke alkaliteten på vannet. Dette er for å unngå at pH-en reduseres til uoptimal pH (Ødegaard 2014).

Archer og Singer (2006) fant at fjerning av TOC økte med minkende alkalitet på vannet (Siter i Eikebrokk et al. 2006b). Disse resultatene tyder på at fjerning av NOM i råvann med høy alkalitet er mindre effektiv, fordi bufferkapasiteten gjør det vanskeligere å oppnå optimal pH.

3 GENERELT OM KOAGULERING OG FILTRERING

3.1 Filtersyklus

Figur 3-1 viser en typisk filtersyklus. Den kan deles inn i tre faser: filtermodning, stabil filtreringsfase og filtergjennombrudd.



Figur 3-1: Typisk utvikling av utløpsturbiditet og trykktap under en filtersyklus. (Eikebrokk, 2012)

3.1.1 Filtermodning

Filtermodningen representerer perioden etter en tilbakespyling, der utløpsturbiditeten er større enn 0,2 FNU. Normalt vil utløpsturbiditeten nå en topp, eventuelt to, for så å synke igjen. Lang modningstiden og turbiditetstopper kan skyldes:

- Rester i filteret etter tilbakespyling som følger med filtrert vann ut
- Blanding av fellingsvann og spylevann som fører til dårlige koaguleringsbetingelser
- Dårlig absorberingsevne på filteret (lite utfelt metallhydroksid i filtermateriale)

Modningsvannet går enten til avløp eller i retur for resirkulering. Modningstiden varierer mellom 10 – 60 min. Lang modningstid gir lavere total vannproduksjon. Derfor er det ønskelig å korte ned på modningstiden, uten at det går på bekostning av den hygieniske kvaliteten på vannet.

Dette kan gjøres ved å:

- i. Overdosere koagulant (20-50%) etter en tilbakespyling (i 20-40 min)
- ii. Dosere spylevannet med koagulant ved filterspylingens slutt
- iii. Benytte en annen type koagulant som har kortere modningstid (e.g. kitosan)
- iv. Redusere filterkorndiameteren
- v. Tilbakespyling med renvann (Eikebrokk 2012a; Folkehelseinstituttet 2004)

3.1.2 Stabil filtreringsfase

I den stabile filtreringsfasen er utløpsturbiditeten stabil, men den kan forstyrres av støtbelastninger (e.g. ved økt filterbelastning, spyling av parallelle filtre).

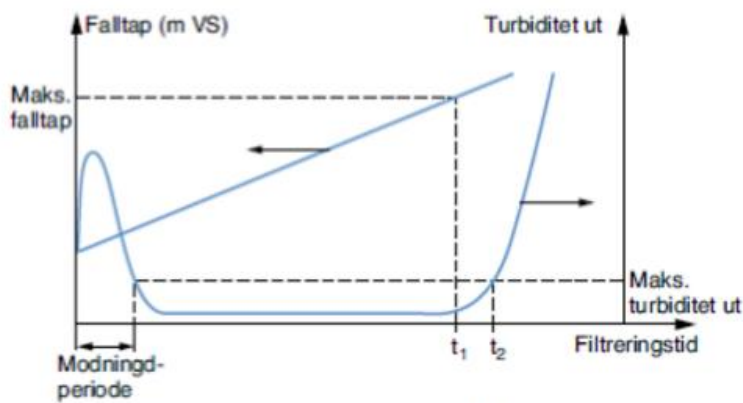
Ved uoptimale forhold vil den stabile utløpsturbiditeten forskyve seg oppover (dårligere filtrering) (Eikebrokk 2012a). I den stabile filtreringsfasen skal utløpsturbiditeten være under 0,2 FNU i henhold til Drikkevannsforskriften (Lovdata 2001).

3.1.3 Filtergjennombrudd

Ved filtergjennombrudd forverres utløpsturbiditeten raskt. Filteret greier ikke å tilbakeholde partikler, mikroorganismer osv. Lengden av en filtersyklus bestemmes av en eller flere forhold:

- Utløpsturbiditeten $> 0,2$ FNU
- Når trykktapet over filtersengen overstiger dimensjonerende trykkehøyde i anlegget og/eller
- Tid

Tid for filtergjennombrudd og tilbakespyling er framstilt i Figur 3-2.



Figur 3-2: Tidspunkt for tilbakespyling ved trykktapsoppbygning og ved filtergjennombrudd. (Ødegaard et al. 2015)

Gjennombruddet kan forsinkes ved å redusere filterhastigheten, redusere koagulantdosen (mindre slam) eller tilsette polymer (forsterking og økt absorpsjon til filteret) (Ødegaard 2014). For å unngå slitasje på pumper og ventiler, er det anbefalt en filtreringstid på mer enn 8 timer (Ødegaard et al. 2015).

3.2 Trykktapsutvikling

Trykktapet over filtersengen øker med tiden på grunn av tetting av filteret. En lineær økning tyder på at partiklene avsettes i hele filtersengen. Dette betyr korrekt dimensjonering og tilpasning til det aktuelle råvannet. Eksponentiell utvikling tyder på dårlig utnyttelse av filtersengens dybde på grunn av for store og/eller for sterke fnokker. Utflatende utvikling betyr at partiklene ikke tilbakeholdes og filteret «lekker» (Eikebrokk 2012a; Folkehelseinstituttet 2004).

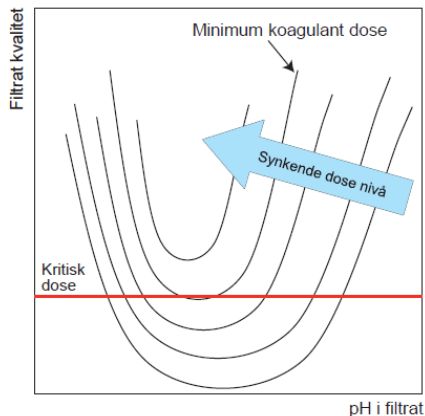
Trykktapet er matematisk definert slik:

$$H_t = k \cdot \frac{v^2}{2g} \quad \text{Likning 1}$$

Der k er en konstant, v er hastigheten og g er gravitasjonskraften.

3.3 Koaguleringsbetingelser (dose og pH)

Figur 3-3 viser sammenhengen mellom kvaliteten på filtrert vann og ulike koaguleringsbetingelser. Lave doser minker bredden på det optimale pH-vinduet. Minimum koagulant dose gir et minimalt pH-område (*Likning 2*). Det er vanlig å dosere 25% mer for å øke bredden på optimal pH (*Likning 3*). Dette forenkler driften og gjør anlegget mer robust mot endringer i råvannskvaliteten (Eikebrokk 2012a).



Figur 3-3: Sammenheng mellom utløpskvalitet og koaguleringsforhold (pH og dose). Økt koagulantdose øker bredden på optimal koaguleringspH. (Ødegaard 2014).

Normalt er det innhold av rest-koagulant som er bestemmende for optimalt pH-område (Ødegaard, 2014; Eikebrokk, 2012).

3.3.1 Dimensjonerende koagulantdose for humusfjerning

Likning 2 og *Likning 3* gjelder for råvann med et fargetall mellom 10 og 70 mg Pt/L. Likningene gjelder for polyaluminiumklorid (PAX) for koagulering/filtrering, med humusfjerning som hovedmål. Dosen avhenger direkte av fargetallet; økt fargetall krever en høyere koagulantdose.

$$D_{\text{minimum}} = 0,034 \cdot \text{Fargetall} + 0,30 \quad \text{Likning 2}$$

$$D_{\text{praktisk}} = 1,25 \cdot (0,034 \cdot \text{Fargetall} + 0,30) \quad \text{Likning 3}$$

Dimensjonerende dose skal gi tilfredsstillende vannkvalitet i henhold til Drikkevannsforskriften, forutsatt optimal pH (Ødegaard et al. 2015).

3.3.2 Enhanced coagulation

På grunn av høyt fargetall og lav turbiditet i norske råvann fokuserer mange renselanlegg på optimalisering av NOM-fjerning. Optimal pH for fjerning av NOM og turbiditet er imidlertid ikke alltid sammenfallende, men et problem som kan løses ved en viss økning i koagulantdose. Denne metoden kalles for «enhanced coagulation» (Eikebrokk 2005).

Metallbasert koagulering av NOM har vist seg å danne svake fnokker og korte filtersykluser på grunn av større slamproduksjon. Bruk av polymer kan forlenge filtersyklusen og er et viktig verktøy i «enhanced coagulation». (Eikebrokk 2012b).

3.4 Filterhastighet

Når filterhastigheten økes, økes løsrivningskreftene i filteret. Dersom balansen mellom fastholdningskreftene og løsrivningskreftene forstyrres, kan det resultere i forverret utløpsturbiditet. Det anbefales derfor å holde filterhastigheten konstant, eller avtagende under en syklus (Folkehelseinstituttet 2004).

Løsrivningskreftene øker med tiden, på grunn av økt avsetning og vannhastighet i filtersengen. Når disse kreftene overstiger fastholdningskreftene, får man et påbegynnende filtergjennombrudd. Høy hastighet gir raskere gjennombrudd sammenliknet med lav hastighet (Eikebrokk 2012b).

3.5 Produksjonskapasitet og slamproduksjon

Likningene er hentet fra *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg* (Ødegaard et al. 2015), dersom ikke noe annet er spesifisert.

En filtersyklus (t_p) inkluderer ulike faser; modningstid (t_m), filtreringstid (t_f) og spyling (t_s). I tillegg kommer ventetid (e.g. nedsenking av vannspeil, spylekøer osv.), t_v .

Produksjonskapasiteten er avhengig av filterhastigheten gjennom filteret og filtreringstiden t_f . Netto filtreringshastighet (v_f) er avhengig av driftssituasjonen på anlegget. *Likning 4* beregner netto filtreringshastighet, i en driftssituasjon hvor modningsvannet sendes til avløp og filteret spyles med renvann. Den kan beregnes på følgende måte:

$$v_{f,netto} = \left(\frac{1}{t_p}\right) \cdot [v_{f,brutto} \cdot (t_f - t_m) - (v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v})] \quad \text{Likning 4}$$

$v_{f,netto}$	= netto filtreringshastighet (m/h)
$v_{f,brutto}$	= brutto filtreringshastighet (m/h)
$v_{s,v}$	= spylehastighet ved spyling, kun vann (m/h)
$v_{s,l+v}$	= spylevannshastighet for vann ved luft- og vannspyling (m/h)
t_p	= total tid mellom hver filterspyling
t_f	= filtreringstid inkl. modningstid (h)
$t_{s,v}$	= tid som går til spyling av filteret med kun vann (h)
$t_{s,l+v}$	= tid som går til spyling av filteret med vann og luft (h)
t_v	= ventetid (e.g. luftspyling).

Deretter kan man beregne netto vannproduksjon pr døgn pr filter ($m^3/døgn \cdot filter$):

$$Q_{netto} = 24 \cdot v_{f,netto} \cdot A_{f,dim} \quad \text{Likning 5}$$

Antall nødvendige filter beregnes ved:

$$\text{Antall filtre} = \frac{Q_{midlere}}{Q_{netto}} \quad \text{Likning 6}$$

Netto filterhastighet (m/h) i en driftssituasjon der all modningsvann føres tilbake til innløpet og filteret spyles med renvann, beregnes på følgende måte:

$$v_{f,netto} = \left(\frac{1}{t_p} \right) \cdot [v_{f,brutto} \cdot t_f - (v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v})] \quad \text{Likning 7}$$

Produksjon av spylevann over ett døgn (m³/døgn):

$$Q_{d,s} = \left(\frac{24}{t_p} \right) \cdot [(v_{f,brutto} \cdot t_f - (v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v})) \cdot A_{f,dim}] \quad \text{Likning 8}$$

Beregning av mengde kjemikalie (g/h):

$$D = v_{f,netto} \cdot A_{f,dim} \cdot \frac{\text{koagulantdose (mg } \frac{Al}{L})}{1000} \quad \text{Likning 9}$$

Slamproduksjon i filteret (kg SS/L):

$$\text{Slamproduksjon (kg } \frac{SS}{L}) = Al(OH)_3 + 2,5 \cdot TOC - \text{reduksjon} + \text{turb.} \quad \text{Likning 10}$$

Likningen angir ikke slammet i våtvekt (Hem 2016).

3.6 Krav til renseseffekt i koaguleringsanlegg

Alle rensenanlegg er pliktig til å tilfredsstillere kravene gitt i Drikkevannsforskriften. I forskriften finnes det blant annet krav om farge (<20 mg Pt/L), turbiditet (<1 FNU) og rest-aluminium (<0,15 mg Al/L) og er generell for all vannbehandling (Lovdata 2001). For at et koaguleringsanlegg skal oppfylle kravet om en hygienisk barriere, må vannkvaliteten tilfredsstillere kravene gitt i Tabell 3.1 (Lovdata 2001; Mattilsynet 2011).

Tabell 3.1: Parameterverdier for hygienisk barriere i koaguleringsanlegg. (Mattilsynet 2011)

Parameter	Grenseverdi
Fargetall (mg Pt/L)	<10
Turbiditet (FNU)	<0,2*
Restmetall (mg Al/L)	<0,15

*Gjelder hvert enkelt filter

3.6.1 Hygienisk barriere

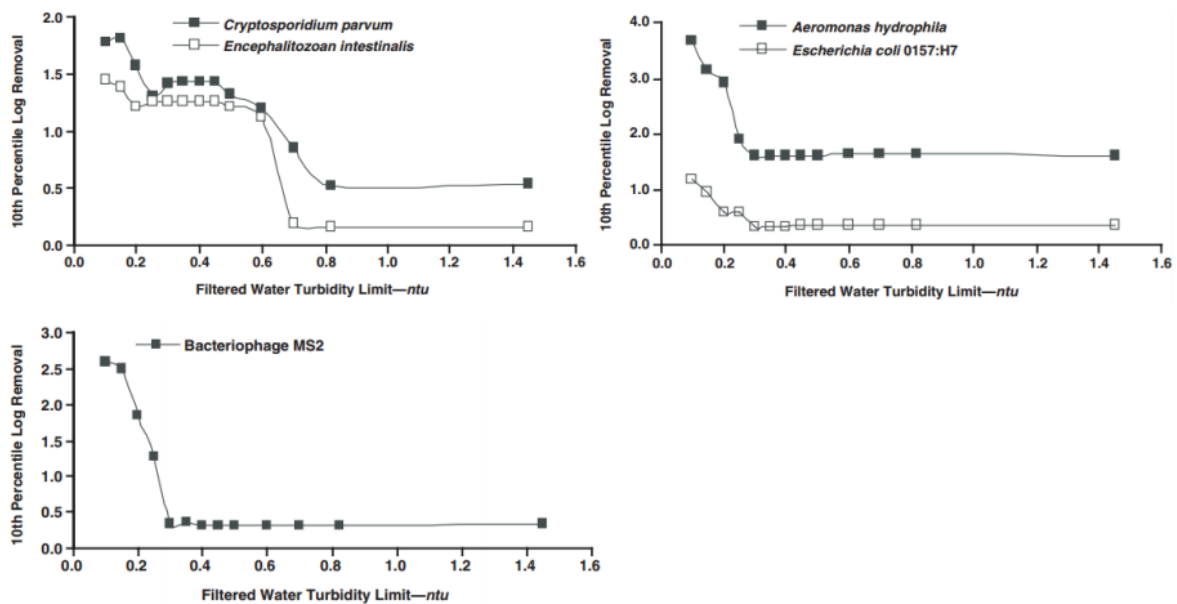
Hygienisk barriere er definert slik: «Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus og parasitter mv., og/eller fortynne stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko» (Lovdata 2001).

Rensenanlegg må tilfredsstillere to uavhengige hygieniske barrierer. Ved å holde seg innenfor kravene gitt i Tabell 3.1, oppfyller et koaguleringsanlegg kravet om en uavhengig hygienisk barriere. Ofte blir turbiditet brukt som barriereindikatorparameter fordi den lett påvirkes av endringer i koaguleringsforhold. On-line turbidimeter er relativt billig og lette å vedlikeholde (Eikebrokk 2012b).

Anbefalt turbiditetsfjerning er satt til 0,2 FNU. Xagorarakis et al. (2004) fant en betydelig økning i log-fjerning av mikroorganismer ved å redusere utløpsturbiditeten fra 0,2 FNU til 0,1 FNU (Figur 3-4). Det ble registrert en log-reduksjon på mer enn fem på parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* (Siteret i Eikebrokk et al. 200b). På bakgrunn av dette er det foreslått et strengere turbiditetskrav for bedre hygienisk kvalitet på vannet.

Siden klor har dårlig inaktiveringseffekt på parasitter, og er dårlig på bakteriesporer, må slike mikroorganismer fysisk holdes tilbake i filteret (Eikebrokk et al. 2006a; Eikebrokk 2012b). Ved tilstrekkelig UV-dose er det dokumentert inaktivering av parasitter. En ytterligere økning tar knekken på bakteriesporer (Folkehelseinstituttet 2004).

Store partikler (e.g. klorimmune parasitter), holdes igjen raskere under en filtermodning enn mindre partikler (e.g. virus). De samme store partiklene derimot, går raskere til gjennombrudd enn de små. Dette betyr at overvåkning over turbiditet burde fokuseres på filtergjennombrudd framfor filtermodning (Eikebrokk et al. 2006a).



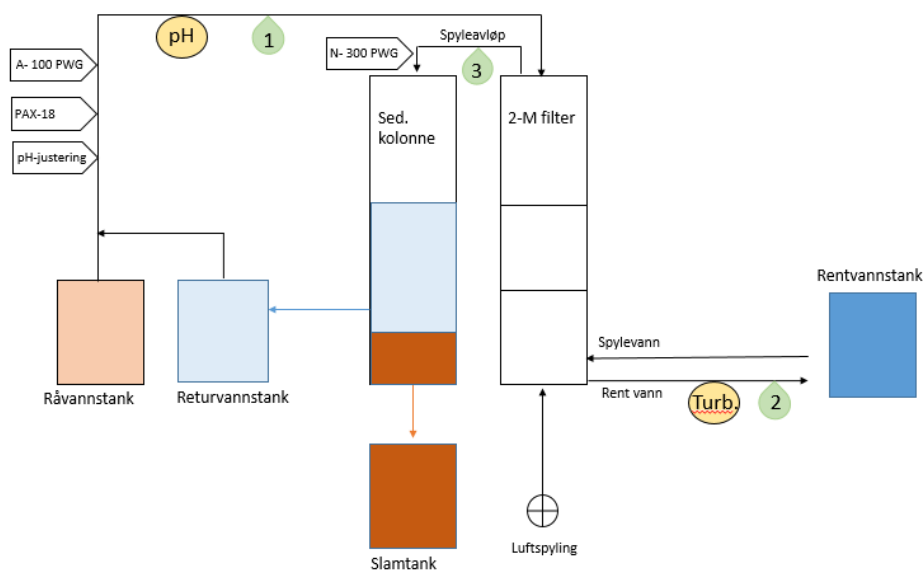
Figur 3-4: Sammenheng mellom turbiditet og log-fjerning av patogene mikroorganismer (Xagorarakis et al. 2004)

4 BESKRIVELSE AV FORSØKSRIGG

4.1 Pilotanlegget

Anlegget er av typen koagulering/kontaktfiltrering. Anlegget er fullautomatisert med mulighet for manuell styring. Prøvetakingspunkter (1-3) for uttak av vannprøver er illustrert i Figur 4-1.

To nedstrøms to-lags filtre, med total filterdybde på 1230 mm, med indre diameter på 290 mm ($A_{\text{filter}} = 6,6 \text{ dm}^2$) kjøres parallelt. Total filterhøyde er på 1450 mm, inkludert et støttelag på 200 mm. Råvannet tilsettes ikke CO_2 før dosering av PAX-18. For pH-justering doseres saltsyre/soda. Et online pH-meter måler pH i fellingsvann, for å oppnå ønsket fellings-pH. Filterbelastningen holdes konstant på 4,5 m/h. Et turbidimeter måler partikkelinnholdet på filtrert vann. Deretter pumpes vannet gjennom et filter for fjerning av lakseparasitter, før utslipp i naturen.



Figur 4-1: Prinsippkisse av koagulering/kontaktfiltreringsanlegget på Kattås. Doseringspunkter for koagulant, polymer og pH-justerende kjemikalier er angitt på figuren. Pkt 1-3 representerer uttak for vannprøver.

For grundigere beskrivelse av piloten se Vedlegg A: Beskrivelse av piloten.

4.2 Råvann

Råvannet pumpes fra ca. 50 meters dyp ved Toverud i Holsfjorden. Kilden er av god, stabil kvalitet (Tabell 4.1, Tabell 4.2) og anses som utømmelig (ABV 2016b). Målt fargetall i 2014 var 19 mg Pt/L. Maks fargetall i 2040 er estimert til 27 mg Pt/L. Temperaturen i vannet holder seg konstant gjennom året på rundt 5°C (Brandt & Ording 2014).

Tabell 4.1: Fysisk/kjemisk råvannskvalitet ved Toverudstasjon i 2013. (Brandt & Ording 2014)

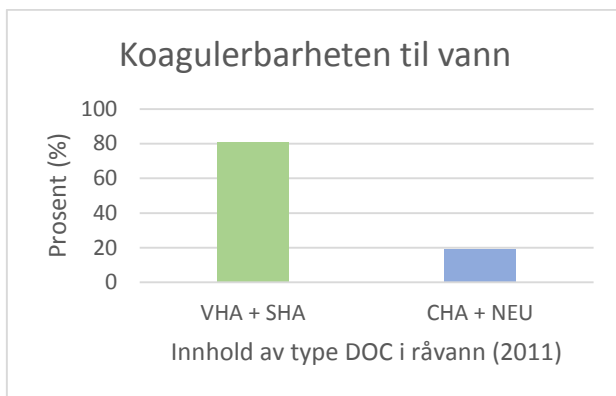
PARAMETER	MIDDELVERDI ± STD. AVVIK
<i>PH</i>	7,03 ± 0,05
<i>TURBIDITET</i>	0,39 ± 0,06 FNU
<i>FARGETALL</i>	19,2 ± 0,9 mg Pt/L
<i>KONDUKTIVITET [MS/M]</i>	4,05 ± 0,06
<i>SSK [UV-ABS/M]</i>	12,1 ± 0,6 abs/cm
<i>% UV-TRANS. 1 CM</i>	75,7 ± 1,0 % /cm
<i>LUKT</i>	Ingen
<i>ALKALITET</i>	0,29 mekv/L*
<i>TOC [MG/L]</i>	3,7

*Kilde: (Sogn 2016)

Tabell 4.2: Mikrobiologisk råvannskvalitet ved Toverudstasjon i 2013. (Brandt & Ording 2014)

PARAMETER	MIDDELVERDI ± STD. AVVIK
<i>KOLIFORME BAKTERIER</i>	1,1 ± 2,0
<i>E.COLI</i>	0,2 ± 0,5

Det er ikke identifisert noen problemalger (Brandt & Ording 2014)



Figur 4-2: Koagulerbarheten på råvann fra Holsfjorden (rapid fraksjonering). (Brandt & Ording 2014)

SUVA ble målt til 3,8. Råvannet antas å være relativt lett å koagulere (Brandt & Ording 2014).

4.3 Filterkolonner

Tabell 4.3: Spesifikasjoner for filterseng 1

FILTERSENG 1

DESIGNPARAMETER	Kornstørrelse (mm)	Filterdybde (mm)	Partikkeltetthet (kg/m ³)	Leverandør
<i>FILTRALITE® NC</i>	0,8-1,6	740	1050*	Weber Leca
<i>FILTRALITE® HC</i>	0,5-1,0	490	1700*	Weber Leca
<i>GRUS (STØTTELAG)</i>	3,0-5,0	100	2620	Rådasand AB
<i>GRUS (STØTTELAG)</i>	5,0 – 10,0	100	2620	Rådasand AB

*Kilde: (Sogn 2016)

Tabell 4.4: Spesifikasjon for filterseng 2

FILTERSENG 2

DESIGNPARAMETER	Kornstørrelse (mm)	Filterdybde (mm)	Partikkeltetthet (kg/m ³)	Leverandør
<i>FILTRALITE® NC</i>	0,8-1,6	740	1800	Weber Leca
<i>SAND</i>	0,8-1,2	490	2600	Weber Leca
<i>GRUS (STØTTELAG)</i>	3,0-5,0	100	2620	Rådasand AB
<i>GRUS (STØTTELAG)</i>	5,0 – 10,0	100	2620	Rådasand AB

4.4 Koagulant og kjemikalier

4.4.1 Koagulant

PAX-18 (polyaluminiumklorid) benyttes som koagulant. Den leveres av Kemira Chemicals AS.

Den ble fortynnet med milliporevann (1:4) for jevnere pumping. 5 L PAX ble tynnet ut med 15 L milliporevann. Milliporevann ble benyttet framfor springvann for å unngå utfelling (Bjerke).

For mer informasjon henvises det til produktets datablad.

4.4.2 Polymer

Polymer ble skiftet ut en gang i uken. Den ble lagd på Aurevann vannbehandlingsanlegg (ABV 2016a).

Tabell 4.5: Oversikt over polymer brukt i piloten.

POLYMER	LADNING	BESKRIVELSE	ØNSKET DOSE (MG/L)
<i>SUPERFLOC® A-100 PWG</i>	Anionisk	Felling	0,05
<i>SUPERFLOC® N-300 PWG</i>	Nonionisk	Spylevann*	0,20

*Tilsettes proporsjonalt med spylemengde. Tilsetning avsluttes 60 sekunder etter stopp spylemengde.

For mer informasjon henvises det til produktets datablad.

4.4.3 Natriumkarbonat

Na_2CO_3 (soda) ble brukt til å heve pH-en. Tilsetningen ble styrt manuelt i PLS-en.

Sodaen kom i pulverform og ble blandet ut med springvann. Soda gir en svak økning i alkaliteten på vannet (Folkehelseinstituttet 2004). Normalt ble 940 mL Na_2CO_3 blandet med 50 L springvann. I tanken var det en omrører, for å løse opp pulveret.

For mer informasjon henvises det til produktets datablad.

4.4.4 Saltsyre

HCl ble brukt til å redusere pH-en. Tilsetningen ble styrt manuelt i PLS-en.

Syren ble blandet ut med springvann. Ønsket konsentrasjonen av saltsyre var 100 mmol/L. Den ble fortynnet med springvann, 208 mL HCl til 25 L springvann.

For mer informasjon om saltsyre henvises det til produktets datablad.

4.5 Filterspyling

Filterspylingsprosessen for filter 1 og filter 2 er angitt i Tabell 4.6.

Tabell 4.6: Tilbakespylingsprosess for filter 1 og filter 2 pr. 26.02.2016.

*Har blitt endret på ved omprogrammering. Opprinnelige verdi er ikke gitt.

** 10 minutter modningstid gjelder t.o.m. 04.02.2016.

PROSESS	FILTER 1		FILTER 2	
<i>NEDSENKING</i>	2,95 m – 2,2* m		2,95 m – 2,2* m	
<i>PAUSE</i>	10 sek		10 sek	
<i>LUFTSPYLING</i>	180 sek	80 % pådrag	180 sek	80 % pådrag
<i>PAUSE</i>	120 sek		10 sek	
<i>VANNSPYLING</i>	420 sek	16,4 m/h	420 sek	16,4 m/h
<i>PAUSE</i>	120 sek		120 sek	
<i>MODNINGSTID</i>	10**/20	7,3 m/h	10**/20 min	7,3 m/h

Tabell 4.7: Tilbakespylingsprosess for filter 1 pr. 06.04.2016.

PROSESS	FILTER 1	
<i>NEDSENKING</i>	2,95 m – 1,7 m	
<i>PAUSE</i>	10 sek	
<i>LUFTSPYLING</i>	500 sek	100 % pådrag
<i>PAUSE</i>	120 sek	
<i>VANNSPYLING</i>	420 sek	16,4 m/h
<i>PAUSE</i>	120 sek	
<i>MODNINGSTID</i>	20	7,3 m/h

4.6 Vannprøver

Vannprøver ble tatt for å kontrollere on-line målingene og dokumentere vannkvalitet (Hem 2016).

Vannprøvene ble tatt i den stabile driftstiden til filteret. Følgende vannprøver ble tatt:

- Filtrert vann (prøvetakingspunkt 2, Figur 4-1) ble analysert for turbiditet, farge, pH og Al-rest
- Fellingsvann (prøvetakingspunkt 1, Figur 4-1) ble analysert for pH (f.o.m. 10.02.2016) for bedre kontroll på online pH-meter
- Spylevann (prøvetakingspunkt 3, Figur 4-1) ble analysert for turbiditet for kartlegging av optimal spyletid

For mer om informasjon online instrumenter og utførelse av analyser henvises det til Vedlegg B: Online instrumenter og Vedlegg C: Analyse av vannprøver.

5 PILOTFORSØK

5.1 Formål

Formålet med piloten kan uttrykkes med følgende spørsmål:

1. Hva er de optimale koaguleringsbetingelsene (pH og PAX-18 dose)?
2. Hva er optimal filterhastighet?
3. Hvordan blir vannkvaliteten påvirket av økt filterhastighet?
4. Hva er konsekvensene av strengere turbiditetskrav (hygienisk barriere)?
5. Hva er optimal spylevannstid?
6. Hva er driftskostnader ved de ulike optimale betingelser?

5.2 Metode

5.2.1 Kartlegging av optimale koaguleringsbetingelser

Test 1

Formålet var å undersøke hvordan renseeffekten ble påvirket av ulike koaguleringsforhold.

Vannprøver ble tatt i stabil driftstid for å registrere og dokumentere vannkvaliteten.

pH og koagulantdose ble endret systematisk på filter 1 (heretter kalt F1) og filter 2 (heretter kalt F2). pH-en ble endret med 0,1 pH-enhet og dosen med 0,2 mg Al/L. Filterhastigheten var konstant (4,5 m/h). Tilbakespylingsprosessen var også lik (Tabell 4.6).

To ulike metoder ble brukt, Metode 1.1 og Metode 1.2. Hvilke metode som ble brukt ved de ulike dosene og pH-nivåene, er fremstilt i Tabell 5.1.

Metode 1.1

F1 og F2 ble tilbakespylt mellom hver endring i koaguleringsbetingelsene. Filtrene ble tilbakespylt på turbiditet. Lengden på filtersyklus og modningstid ble registrert.

05.02.2016 ble returvannstanken frakoblet (Vedlegg D: Returvann).

Metode 1.2

Metode 1.2. ble igangsatt på grunn av tidsmessige årsaker. pH-en ble endret flere ganger i løpet av filtersyklus. Det var ingen tilbakespyling før endring i pH. Filtrene ble tilbakespylt før reduksjon/økning i koagulantdose.

Tidspunkt for prøvetaking ble basert på EBCT (Empty Bed Contact Time):

$$EBCT = \text{filtervolum} / \text{volumstrømning}$$

Likning 11

$$V_{\text{filterseng}} = A \cdot h = 0,0661 \text{ m}^2 \cdot 1,43 \text{ m} = 0,094523 \text{ m}^3$$

$$Q = 5 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h} = 0,3 \text{ m}^3/\text{h}.$$

$$EBCT = 0,094523 \text{ m}^3 / 0,3 \text{ m}^3/\text{h} = 0,315 \text{ h} = 18,9 \text{ min} \approx \mathbf{20 \text{ min}}$$

Prøvetaking ble tatt 1 – 2 timer etter endring i pH.

Tabell 5.1: Spesifisering av metode ved ulike doser og pH for F1 og F2, under Test 1

	Metode 1.1
	Metode 1.2
	* Saltsyre
	** Soda

FILTER 1																					
Dose/pH	5,4	5,5	5,6	5,7	5,8	5,9	6,0	6,1	6,2	6,3	6,4	6,5	6,6	6,7	6,8	6,9	7,0	7,1	7,2	7,3	7,4
2,5 mg Al/L						*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
2,0 mg Al/L						*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
1,8 mg Al/L				*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*
1,6 mg Al/L				*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**			
1,4 mg Al/L		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**			
1,2 mg Al/L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**					
1,0 mg Al/L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*											
FILTER 2																					
Dose/pH	5,4	5,5	5,6	5,7	5,8	5,9	6,0	6,1	6,2	6,3	6,4	6,5	6,6	6,7	6,8	6,9	7,0	7,1	7,2	7,3	7,4
2,5 mg Al/L						*	*	*		**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
2,0 mg Al/L					*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
1,8 mg Al/L			*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*
1,6 mg Al/L		*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**			
1,4 mg Al/L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**		
1,2 mg Al/L		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**	**	**						
1,0 mg Al/L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*											

5.2.2 Kartlegging av optimal filtreringsprofil

Det var mulig å kjøre kun ett filter på grunn av underdimensjonerte rør og for høyt trykktap i systemet. F1 ble valgt på grunn av bedre utløpskvalitet.

Test 2

Formålet var å kartlegge hvordan følgende parametere ble påvirket av økt filterhastighet (7,0 og 9,0 m/h):

- Lengden på filtersyklus
- Trykktapsutviklingen
- Vannkvaliteten

Siden filterhastighet 4,5 m/h allerede hadde blitt kjørt under Test 1, ble dette ikke gjort på nytt. Under Test 2 ble følgende filterhastighet kjørt: 7,0 og 9,0 m/h. Vannprøver ble tatt, lengde på filtersyklus og trykk ble registrert.

Begrensninger på anlegget førte til endringer i betingelsene under Test 2. Resultatene ble sammenliknet (lengde på filtersyklus, trykktapsutvikling, vannkvalitet) til tross for noe ulikt sammenlikningsgrunnlag. Når de ulike betingelsene er brukt, er tydeliggjort i Tabell 5.2.

Betingelse 2.1

F1 ble tilbakespylt (Tabell 4.7) før økning i filterhastighet (7,0 og 9,0 m/h) og koaguleringsbetingelser. Reguleringsventilen ble endret automatisk, men ga svært ustabil filterhastighet.

Betingelse 2.2

F1 ble tilbakespylt (Tabell 4.7) før økning i filterhastighet (7,0 og 9,0 m/h) og koaguleringsbetingelser. Reguleringsventilen ble endret manuelt, for å oppnå stabil filterhastighet.

Betingelse 2.3

Resultatene ble hentet fra PLS-en da **Test 1** ble kjørt. Vannkvalitet og filtersyklus ble registrert for 4,5 m/h med dose 1,8 mg Al/L (Metode 1.1) og dose 1,2 - 1,6 mg Al/L (Metode 1.2). Under Metode 1.2 ble pH-en endret flere ganger i løpet av syklusen. Tilbakespylingsprosessen er gitt i Tabell 4.6.

Tabell 5.2: Oversikt over når de ulike betingelsene ble brukt under Test 2.

Set. Pkt			Betingelse	Oppnådd hastighet (m/h)	Filter-syklus <0,2
Dose	Hastighet (m/h)	pH			
1,8 mg Al/L	4,5	6,6	2.3	4,5	395
	7,0	6,6	2.1	≈ 7,0	223
	9,0	6,6	2.1	≈8,5	149
1,6 mg Al/L	4,5	6,6	2.3	4,5	497
	7,0	6,6	2.2	7,1	218
	9,0	6,6	2.2	8,5	144
1,4 mg Al/L	4,5	6,1-6,4	2.3	4,5	472
	7,0	6,1	2.2	7,0	233
	9,0	6,1	2.2	9,0	150
1,2 mg Al/L	4,5	6,0-6,5	2.3	4,5	512
	7,0	6,3	2.2	7,0	145
	9,0	6,3	2.2	8,5	123
1,0 mg Al/L	4,5	5,4-5,6*	2.3	4,5	700

* + (5,9 - 6,3)

Filtersyklus

Metode 2.1

Registrering av filtersyklus og modningstiden ble gjort manuelt ved å sjekke når utløpsturbiditeten på PLS-en var mindre enn 0,2 FNU.

Filtersyklus for mindre enn 0,1 FNU ble også registrert for å vurdere konsekvenser av en eventuell innstramning på turbiditetskravet (hygienisk barriere).

Trykktapsutvikling

Metode 2.2

For best mulig sammenlikningsgrunnlag må spylingene være like. For *betingelse 2.1 og 2.2* ble filtrene spylt etter Tabell 4.7. *Betingelse 2.3* ble spylt etter Tabell 4.6. Resultatene sammenliknes til tross for noe redusert sammenlikningsgrunnlag.

Trykktransmitterne ble kalibrert (03.03.2016) slik at det er vannsøylen over måleren som måles. Trykktransmitteren PT01 er montert på innløpsledningen for spylevann (Figur B- 3). Her er trykket statisk og viser trykket over hele filteret. Trykktransmitteren er 3,1 m under vannspeilet, 1,68 m under topp filterseng. Trykkdata fra PT01 ble notert manuelt fra PLS-en.

Trykktapet ble beregnet etter *Likning 12*.

$$H_{\text{tap}} = H_{\text{initial}} - H_{\text{PT01, t}}$$

Likning 12

H_{initial} = trykket ved nyspylt filterseng, ca. 10 min etter tilbakespyling

$H_{\text{PT01, t}}$ = trykket målt t etter tilbakespyling i PLS-en

Vannkvalitet

Vannkvaliteten ble registrert som beskrevet i avsnitt 4.6.

5.2.3 Spyletid

Test 3

Formålet var å undersøke om spyletiden kunne forkortes.

Metode 3.1

Det ble tatt vannprøver av spylevannet, hvert halvt minutt (prøvetakingspunkt 3, Figur 4-1). Vannprøven ble analysert for turbiditet på laboratoriet. I stedet for å vente i fem min, som beskrevet i Vedlegg C: Analyse av vannprøver, ble ventetiden redusert til ett minutt for å unngå «for god» sedimentering.

Betingelser ble endret på underveis og er tydeliggjort i Figur 6-13.

Betingelser 3.1

Tilbakespylingsprosessen gitt i Tabell 4.6.

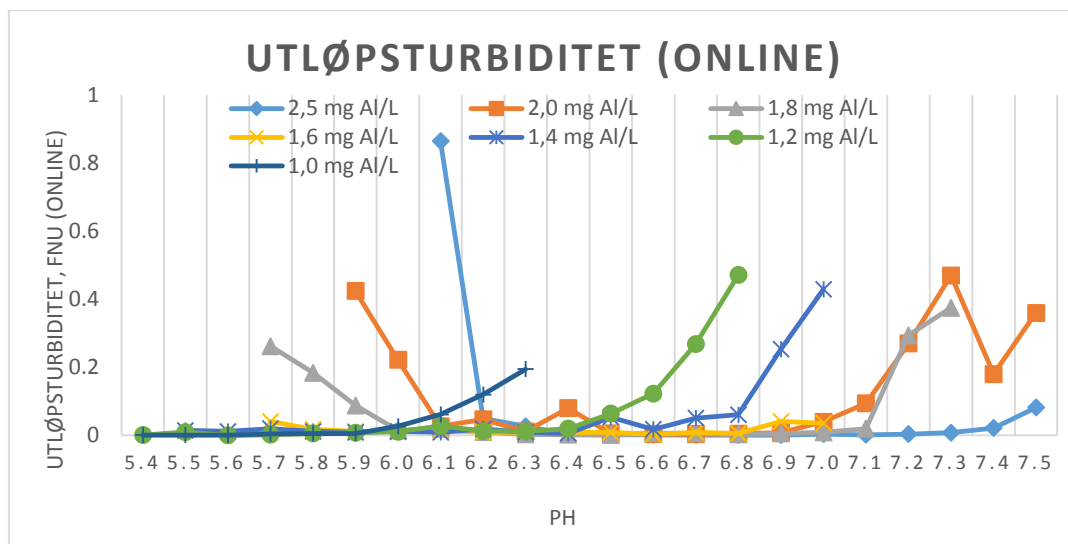
Betingelser 3.2

Tilbakespylingsprosess gitt i Tabell 4.7.

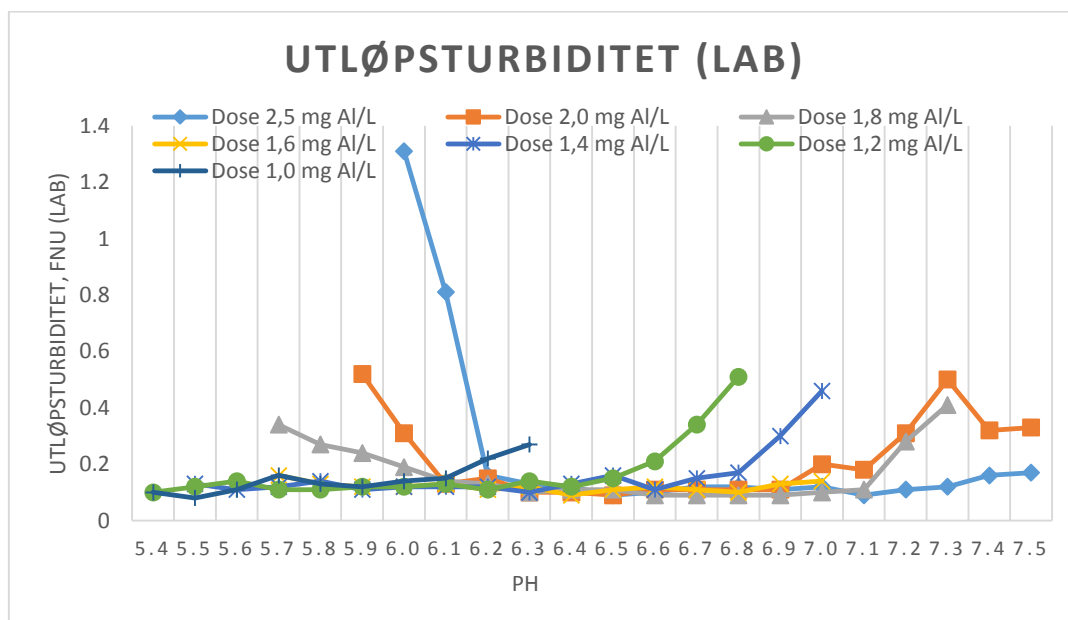
6 RESULTATER

6.1 Optimale koaguleringsbetingelser

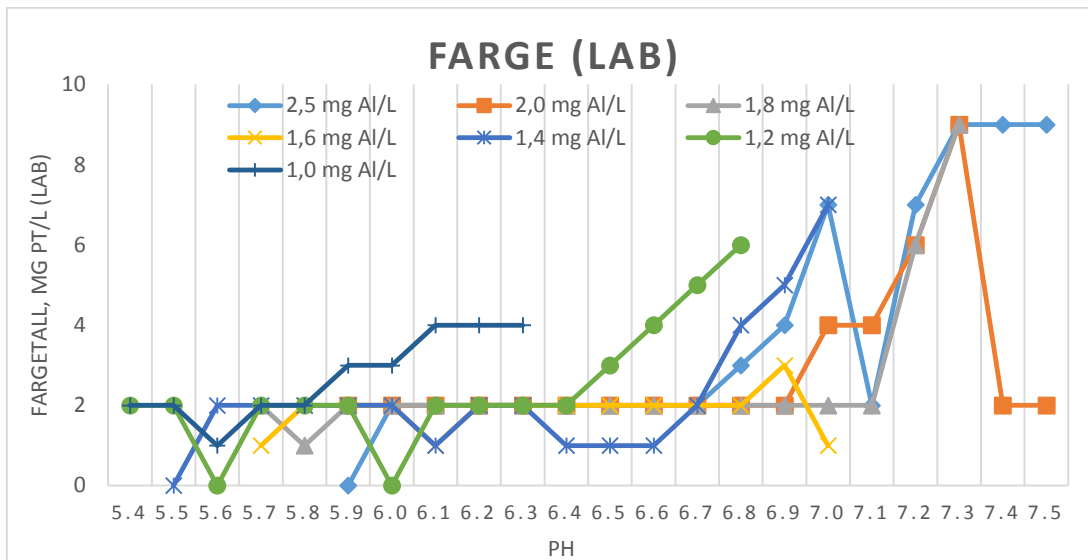
6.1.1 Filter 1



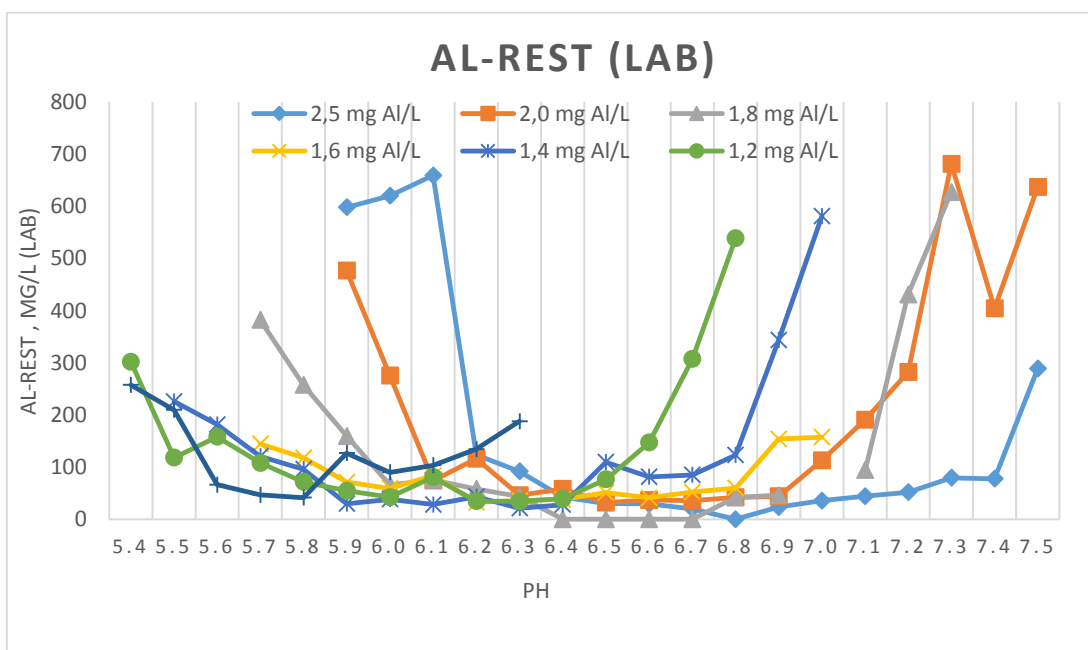
Figur 6-1: On-line utløpsturbiditet mot ulike doser PAX-18 og pH (set.punkt). Filter 1, filterhastighet 4,5 m/h.



Figur 6-2: Utløpsturbiditet (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h



Figur 6-3: Farge (lab) mot ulike PAX- 18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h



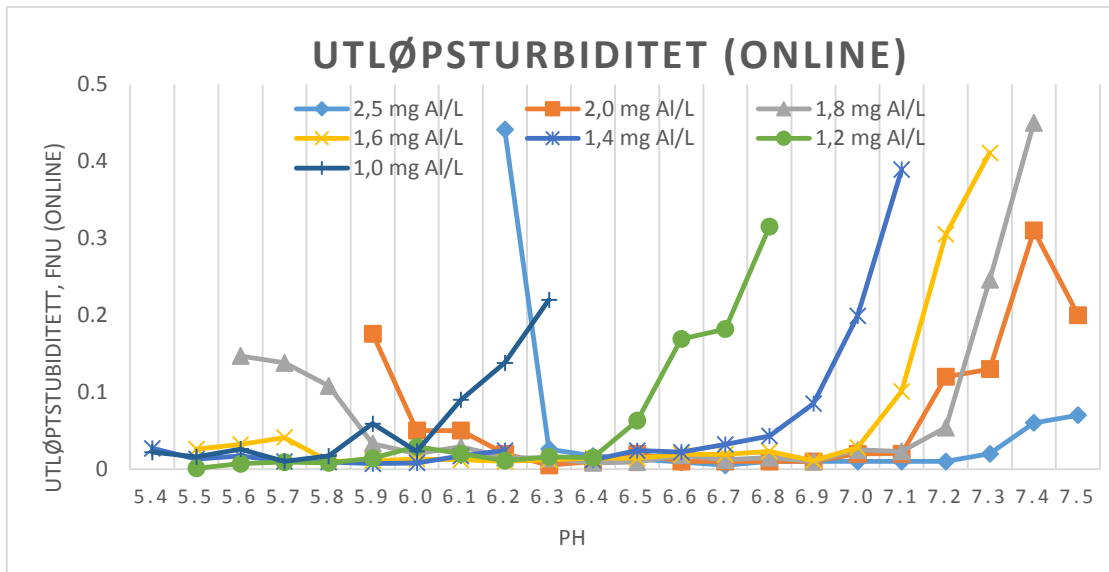
Figur 6-4: Al-rest (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.

Tabell 6.1: Oversikt over vannkvalitet ved optimal pH for ulike koagulantdoser. F1

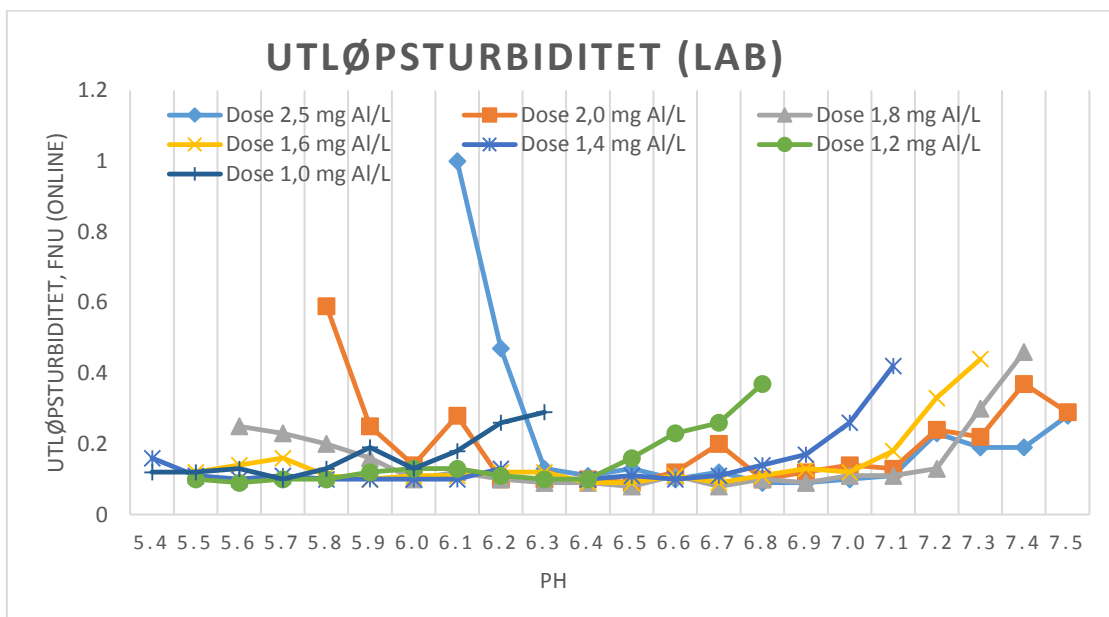
DOSE MG AL/L	OPTIMAL- PH	TURB. ONL. FNU	TURB. LAB FNU	FARGE MG PT/L	AL-REST µG/L	PH-VINDU	PH- JUSTERING
1,0	5,8	0,006	0,13	2	41,6	5,6 – 6,2	Saltsyre
1,2	6,3	0,012	0,14	3	34,4	5,7 – 6,6	Saltsyre
1,4	6,3	0,009	0,10	2	21,2	5,7 – 6,8	Saltsyre
1,6	6,3	0,009	0,11	2	32,6	5,7 – 6,8	Saltsyre
1,8	6,6	0,007	0,09	2	0,0*	6,0 – 7,1	Soda
2,0	6,6	0,006	0,09	2	32,0	6,1 – 7,1	Soda
2,5	6,7	0,001	0,12	2	20,0	6,2 – 7,4	Soda

*egentlig for pH 6,4-6,7

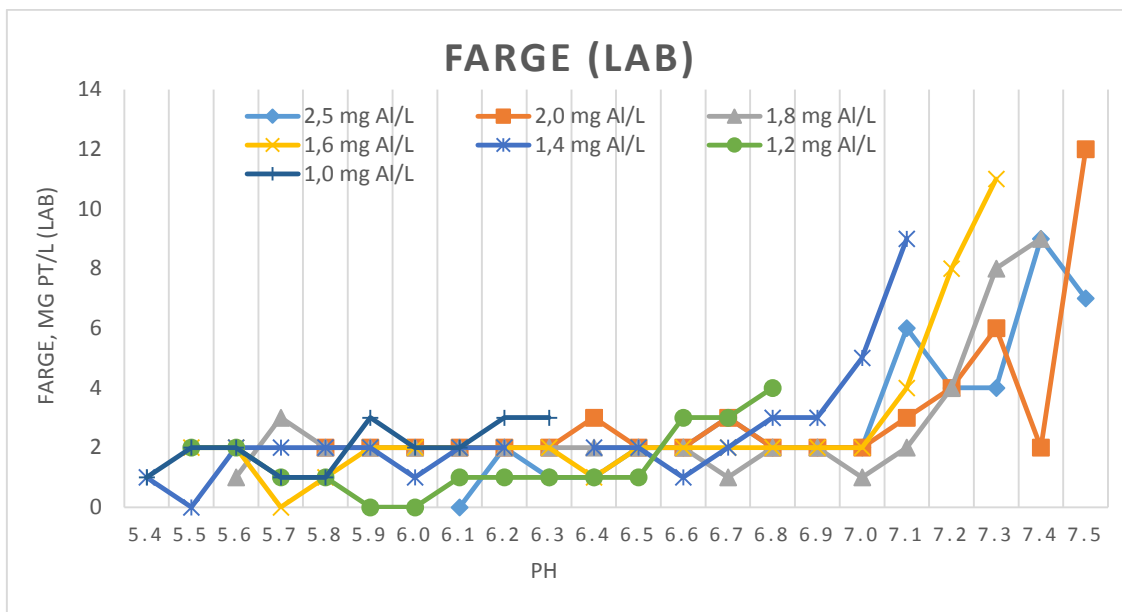
6.1.2 Filter 2



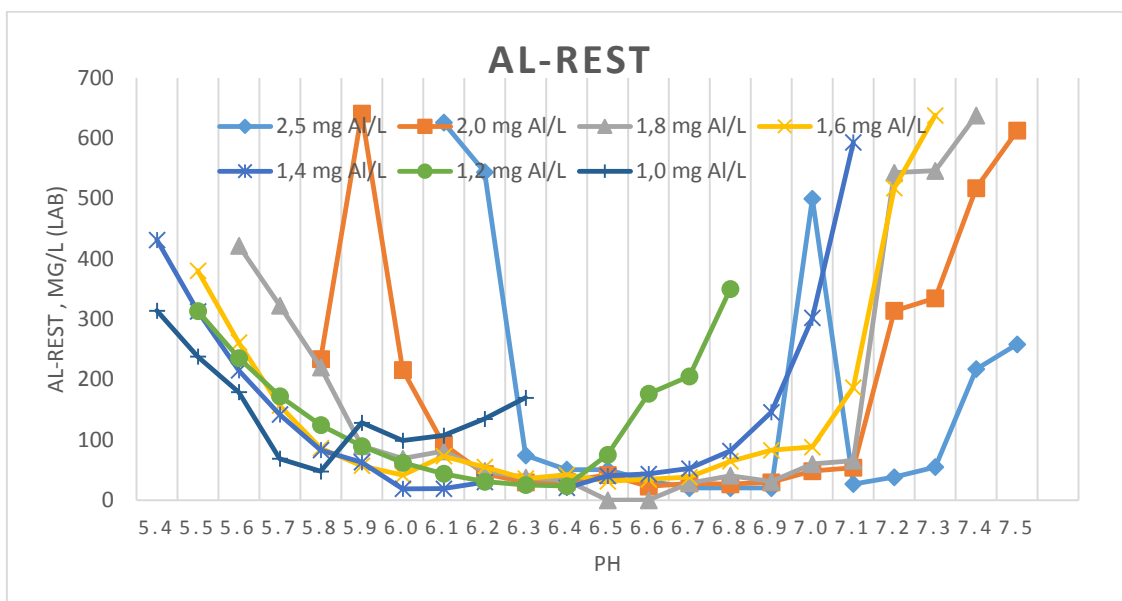
Figur 6-5: On-line utløpsturbiditet mot ulike doser PAX-18 og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.



Figur 6-6: Utløpsturbiditet (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h



Figur 6-7: Farge (lab) mot ulike PAX- 18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h



Figur 6-8: Al-rest (lab) mot ulike PAX-18 doser og pH (set.punkt). Filterhastighet 4,5 m/h.

Tabell 6.2: Oversikt over vannkvalitet ved optimal pH for de ulike koagulantdosene. F2

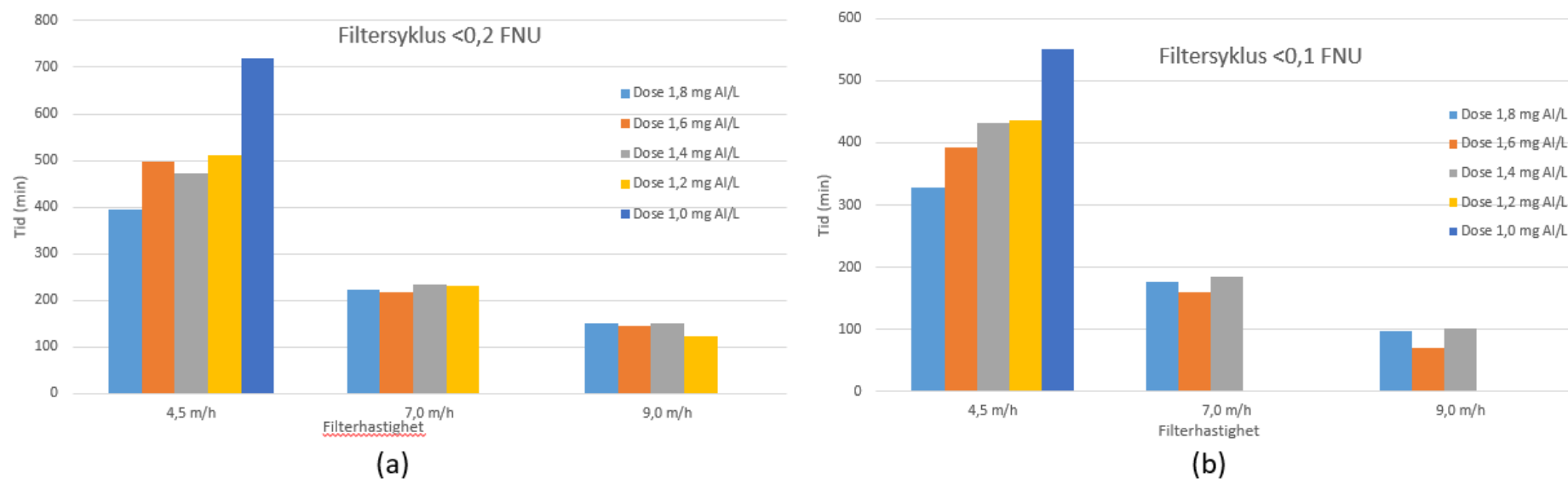
DOSE MG AL/L	OPTIMAL- PH	TURB. ONL. FNU	TURB. LAB FNU	FARGE MG PT/L	AL-REST µG/L	PH- VINDU	PH- JUSTERING
1,0	5,8	0,017	0,13	1	47,7	5,7 – 6,2	Saltsyre
1,2	6,4	0,015	0,10	1	23,1	5,8 – 6,5	Saltsyre
1,4	6,1	0,017	0,10	2	19,0	5,7 – 6,9	Saltsyre
1,6	6,3	0,012	0,12	2	35,6	5,8 – 7,0	Saltsyre
1,8	6,6	0,018	0,11	2	0,0*	5,9 – 7,1	Soda
2,0	6,6	0,010	0,12	3	22,8	6,1 – 7,1	Soda
2,5	6,7	0,005	0,12	3	20,0	6,3 – 7,3	Soda

*egentlig for pH 6,5-6,6

6.2 Optimal filtreringsprofil

Alle resultater gjelder kun for F1.

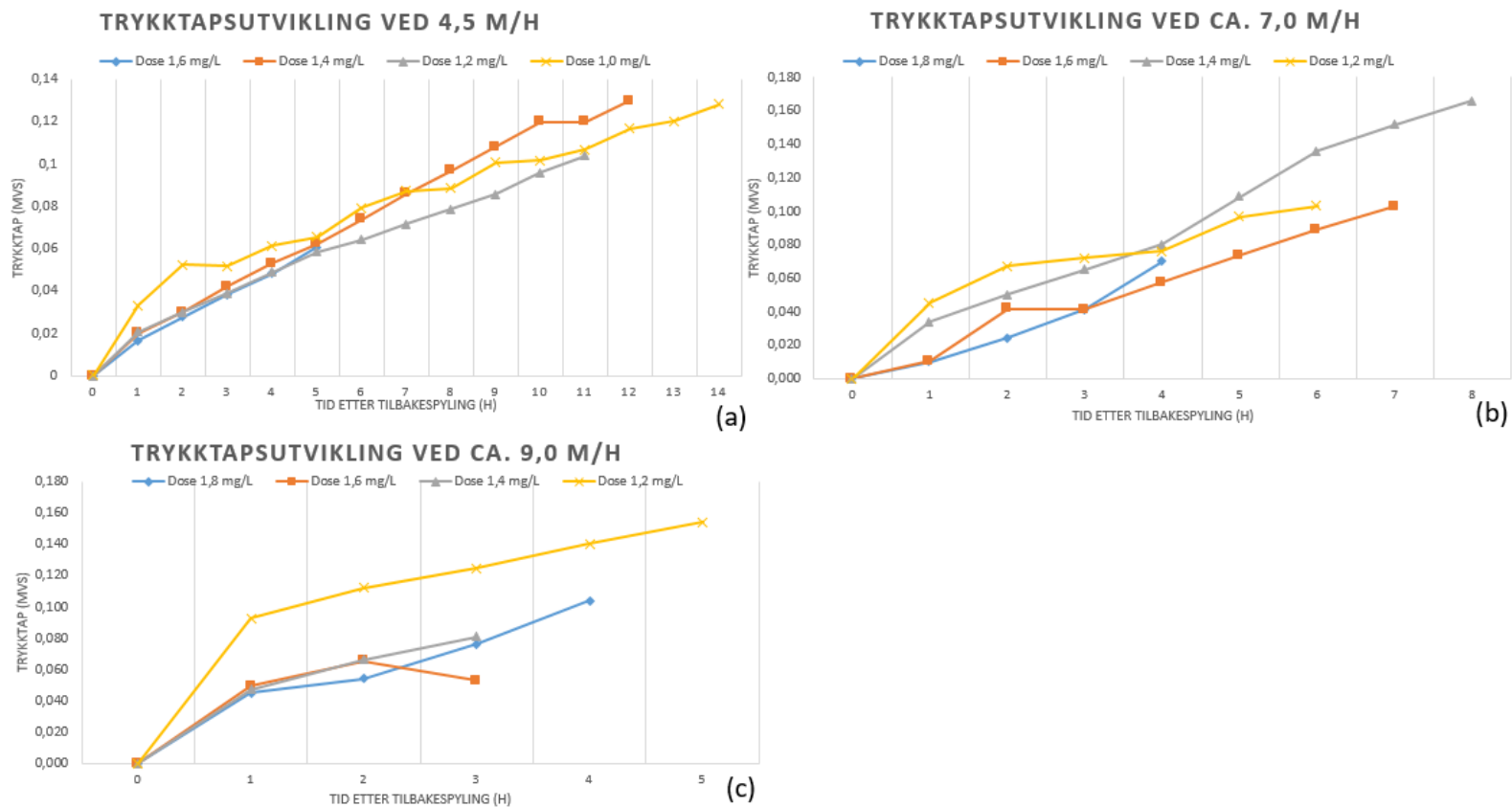
6.2.1 Filtersyklus



Figur 6-9: Optimale koaguleringsbetingelser: Dose 1,8 mg Al/L pH: 6,6. Dose 1,6 mg Al/L pH: 6,6. Dose 1,4 mg Al/L pH: 6,1. Dose 1,2 mg Al/L pH: 6,3. Dose 1,0 mg Al/L pH 5,8
(a) Lengden på filtersyklus, begrenset av turbiditet <0,2 FNU. (b) Lengden av filtersyklus, begrenset av <0,1 FNU.

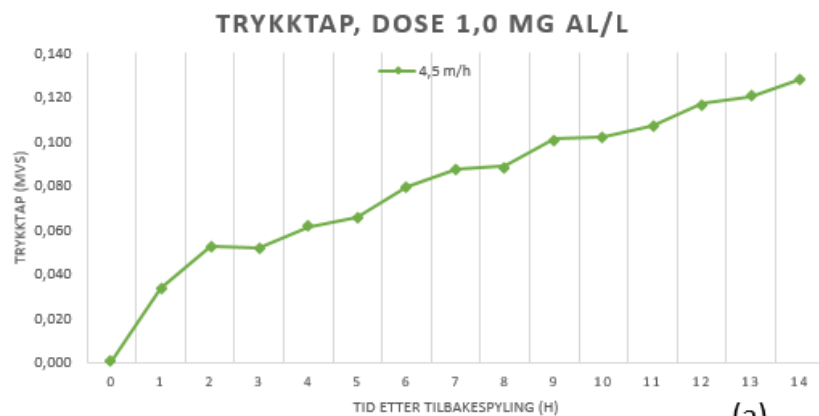
6.2.2 Trykktapsutvikling

Konstant hastighet og økende dose

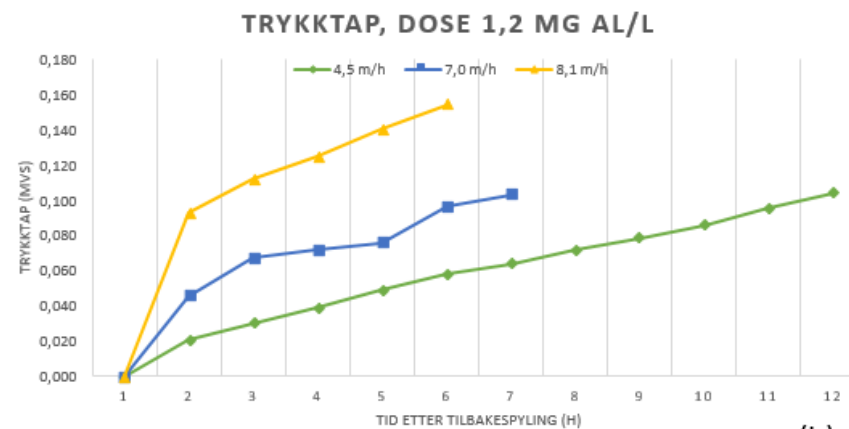


Figur 6-10: Trykktapsoppbygning ved konstant hastighet og økende dose. (a) Hastighet 4,5 m/h: dose 1,0-1,6 mg AL/L. (b) Hastighet ca. 7,0 m/h: dose 1,2 – 1,8 mg Al/L. (c) Hastighet: 9,0 m/h: dose: 1,2 – 1,8 mg Al/L.

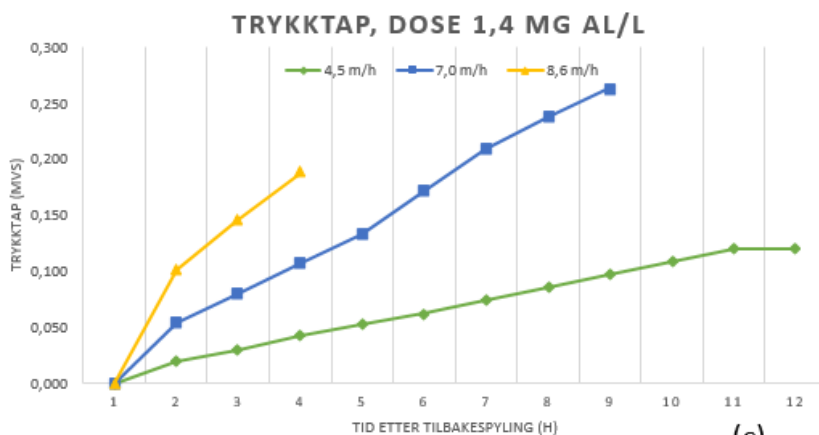
Konstant dose og økende hastighet



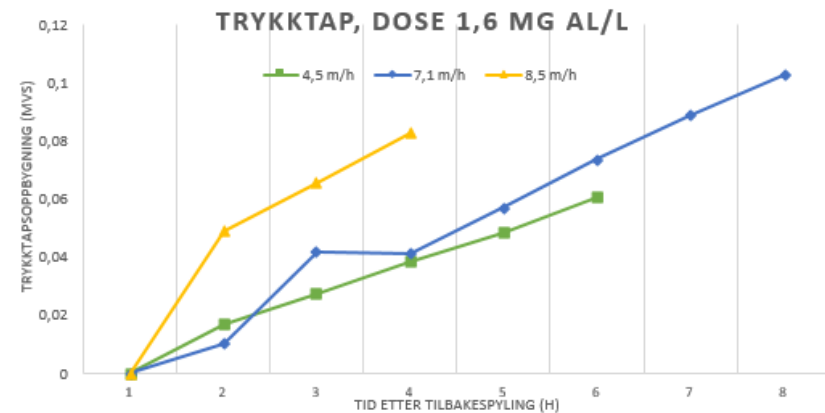
(a)



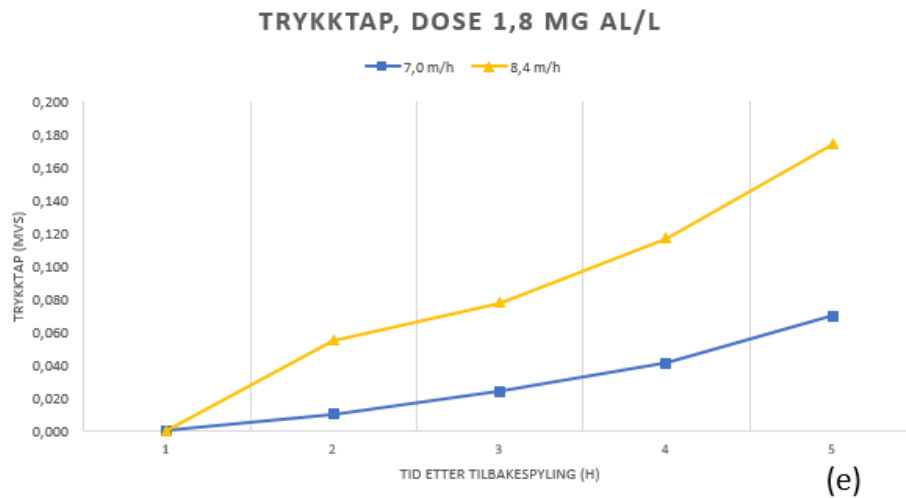
(b)



(c)

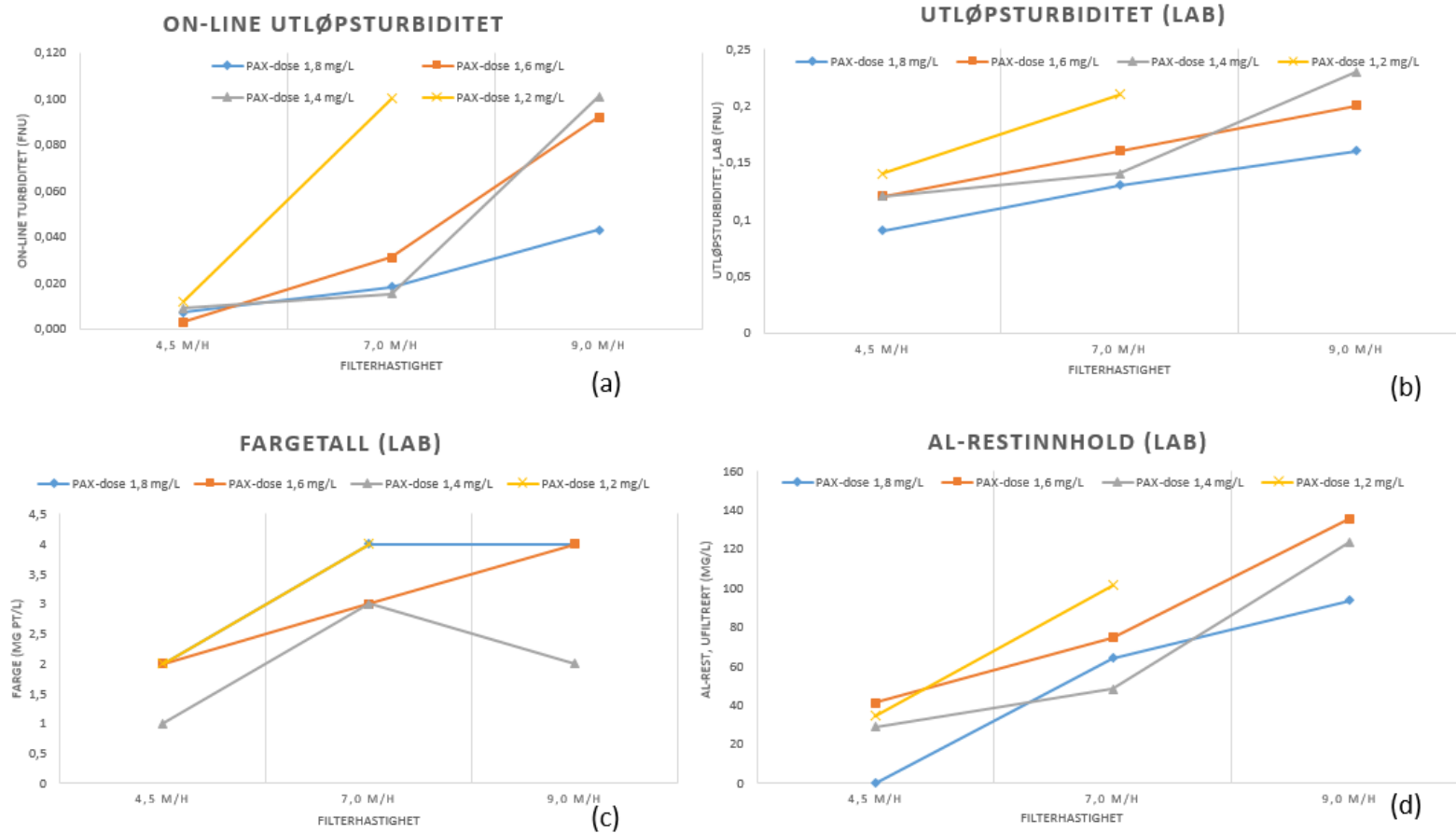


(d)



Figur 6-11: Trykktapsutvikling ved konstant dose og økende hastighet. (a) Dose 1,0 mg AL/L, hastighet 4,5 m/h. (b) Dose 1,2 mg AL/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (c) Dose 1,4 mg AL/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (d) Dose 1,6 mg AL/L, hastighet 4,5 m/h – 9,0 m/h. (e) Dose 1,8 mg AL/L, hastighet 7,0 – 9,0 m/h.

6.2.3 Vannkvalitet



Figur 6-12: Vannkvalitet mot økende filterhastighet. (a) online utløpsturbiditet, (b) turbiditet (lab), (c) fargetall (lab), (d) Al-rest (lab).

6.3 Hygienisk barriere

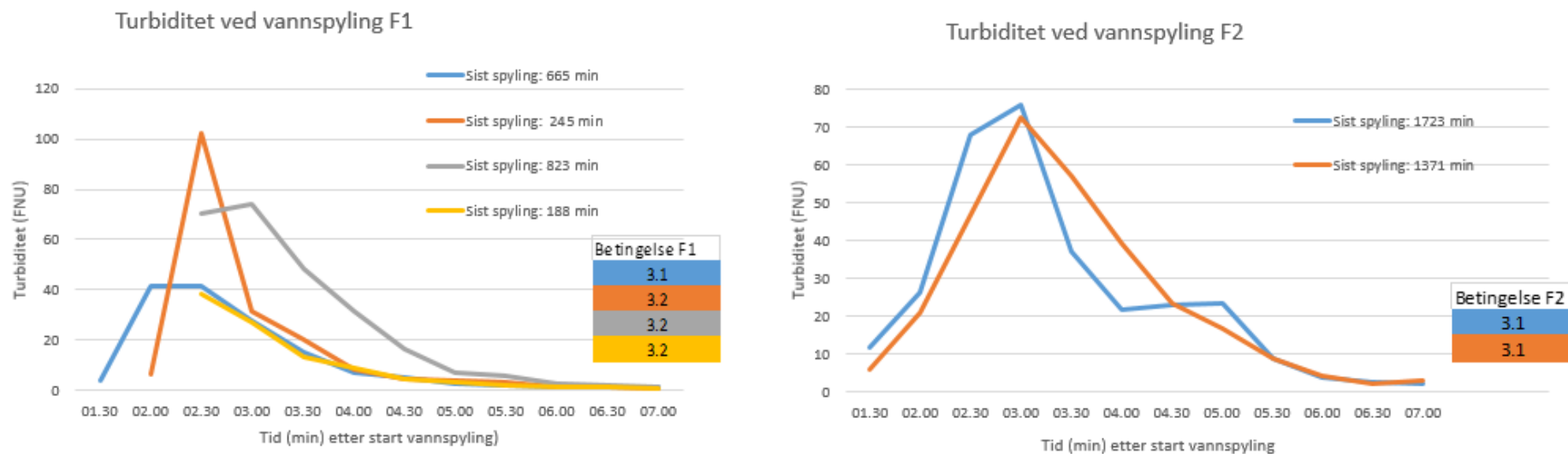
Tabell 6.3 Oversikt over filtersykluslengden for FI, <0,2 FNU og <0,1 FNU. Tabellen viser også prosentvis reduksjon ved et strengere turbiditetskrav

Filterhastighet (L/min)	Filtersyklus, dose 1,8 mg Al/L		%-endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
4,5	395	328	17 %
7,7	223	177	21 %
9,2	149	98	34 %
Filterhastighet (L/min)	Filtersyklus, dose 1,6 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	497	393	21 %
7,8	218	159	27 %
9,3	144	71	51 %
Filterhastighet (L/min)	Filtersyklus, dose 1,4 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	472	433	8 %
7,7	233	185	21 %
9,9	150	101	33 %
Filterhastighet (L/min)	Filtersyklus, dose 1,2 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	512	437	15 %
7,7	145	71	51 %

Tabell 6.4: Oversikt over modningstid for FI, <0,2 FNU og <0,1 FNU. Tabellen viser også prosentvis økning i ved et strengere turbiditetskrav

Filterhastighet (L/min)	Modningstid, dose 1,8 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
4,5	30	35	14 %
7,7	27	35	23 %
9,2	24	30	20 %
Filterhastighet (L/min)	Modningstid, dose 1,6 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	60	64	6 %
7,8	23	36	36 %
9,3	21	27	22 %
Filterhastighet (L/min)	Modningstid, dose 1,4 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	36	43	16 %
7,7	30	37	19 %
9,9	26	37	30 %
Filterhastighet (L/min)	Modningstid, dose 1,2 mg Al/L		% -endring
	< 0,2 FNU	< 0,1 FNU	
5,0	76	91	16 %
7,7	25	38	34 %

6.4 Spyletid



Figur 6-13: Turbiditet (lab) under tilbakespyling for F1 (venstre) og F2 (høyre). Vannprøvene er tatt hvert 30. sekund.

7 DISKUSJON

7.1 Diskusjon av forsøksoppsett og metode

7.1.1 Metode 1.1 - 1.2

I Metode 1.1 var det unødvendig å kjøre til gjennombrudd. Resultatene er gode fordi de representerer utløpskvalitet ved nye, og stabiliserte betingelser.

Metode 1.2 ble muligens altfor intensiv. Filtrene ble ikke spylt mellom endring i pH. Tidspunkt for prøvetaking var basert på EBCT. Det kan være at 1-2 timer ikke var utilstrekkelig for stabilisering av nye koaguleringsbetingelser. Dersom man ikke regner ut EBCT, er det vanlig å vente 2-4 timer etter endring i betingelser (Eikebrokk 2012a).

Resultater fra Metodene 1.1 og Metode 1.2 sammenliknes til tross for noe redusert sammenlikningsgrunnlag. Det er viktig at man er klar over dette under vurdering av resultatene. Svakheten ved denne Metoden 1.2 eksemplifiseres nedenfor.

Ser man nærmere på dose 1,2 mg Al/L for F1, gir pH 5,5 en lavere Al-rest enn pH 5,6 (Figur 6-4). Al-rest for pH 5,6 representerer den aller siste vannprøven som ble tatt under syklusen (24.03.2016), mens pH 5,5 representerer den aller første vannprøven (25.03.2016). Mest sannsynlig er vannprøven for pH 5,6 tatt ved et påbegynnende filtergjennombrudd. Liknende tilfeller ble funnet for andre doser; 1,6, 2,0 og 2,5 mg Al/L.

7.1.2 Metode 2.1 – 2.3

Betingelse 2.1 ga svært ustabile filterhastigheter. Ved ønsket set.punktshastighet på 7,0 m/h (dose 1,8 mg Al/L), varierte den mellom 6,0 – 7,3 m/h. Resultatene ble brukt for det (Hem 2016). Dersom filterhastighetene hadde vært stabile, er det rimelig å anta at filtersyklusene hadde vært lengre.

Betingelse 2.2 ga stabile filterhastigheter. Siden åpningsgraden på reguleringsventilen ble styrt manuelt, ble set.punktshastighetene ikke alltid oppnådd.

Betingelse 2.3 representerer filtersykluser som er ble registrert under Test 1, da ble to metoder brukt (Metode 1.1 og Metode 1.2). Ser man nærmere på Figur 6-9 a, ga en dose på 1,6 mg Al/L (Metode 1.1) lenger filtersyklus enn dose 1,4 mg Al/L ved en filterhastighet på 4,5 m/h. Dette strider imot teorien. Siden sistnevnte dose ble kjørt etter Metode 1.2 (pH-en ble endret flere

ganger i løpet av en syklus: pH 6,1 til 6,4), er det sannsynlig at pH-en ble endret til en uoptimal pH, som førte til dårlig koagulering og dermed kortere syklus.

Metode 2.1: For kartlegging av lengden på filtersyklusen, ble tiden registrert manuelt ved å bruke dataene i PLS-en. Svakheten med metoden er feil avlesning.

Metode 2.2: Det var ikke mulig å få trykkdataene fra PLS-en inn i et eget excel-ark, og dette ble derfor gjort manuelt (en time mellom hver registrering).

Eventuelle feilkilder: Trykket måles av et måleapparat som omgjør væsketrykket i vannstandsrorene til et elektrisk signal (mA). I dette måleapparatet foreligger tre usikkerheter: (1) feil måling av trykkehøyden, (2) feil omgjøring av trykkehøyde (mvs) til elektrisk signal (mA) og (3) overføringsfeil mellom måleapparatet og PLS (Brandt 2016).

Ulike tilbakespylinger reduserer sammenlikningsgrunnlaget. På grunn av ustabil råvannsmengde inn på filteret etter en tilbakespyling, ble trykkurven i PLS-en svært bølgete under modning. Dette kan ha ført til feil avlesning («bølgetopp»).

7.1.3 Metode 3.1

Tilbakespylingsprosessen ble endret (Tabell 4.6, Tabell 4.7). Dette betyr at sammenlikningsgrunnlaget reduseres.

7.1.4 Forsøksoppsett

- For best mulig utnyttelse av tiden, burde man ha startet med teoretisk dose
- Mange parametere har blitt endret på. Dette gjør at sammenlikningsgrunnlaget er redusert og må tas i betraktning under vurdering av resultater
- Underdimensjonering og for høyt falltap i systemet, førte til problemer med å øke filterhastigheten. Det var kun mulig å kjøre ett filter under Test 2
- Returvannet burde pumpes kontinuerlig, og ikke støtvis
- Sedimenteringskolonnen har vært begrensende for antall filterspylinger
- Fellingspolymer A-100 PWG som ble brukt i piloten ble antatt å være optimal og var en rammebetingelse for pilottesting av ulike filterhastigheter
- Råvannet fra Holsfjorden har stabil vannkvalitet og temperatur over hele året og forsøkene som er gjennomført antas å være representative for hele året.

7.2 Diskusjon av resultater

7.2.1 Optimale koaguleringsbetingelser F1 og F2

Likning 2 gir en teoretisk dose på 0,98 mg Al/L med et fargetall på 20 mg Pt/L. *Likning 3* gir en praktisk dose på 1,23 mg Al/L. Teoretisk dose ga tilfredsstillende utløpskvalitet. Praktisk dose ga, henholdsvis 40% og underkant av 30% økning i optimalt vindu, for F1 og F2 (Tabell 6.1, Tabell 6.2). Ytterligere økning i koagulantdose ga relativ liten/ingen økning i pH-vindu.

Turbiditet

Partikkelfjerningen var generelt god for begge filtrene, F1 bedre enn F2.

pH-intervallet for dose 1,8 mg Al/L var større enn for 2,0 mg Al/L, for begge filtrene (Figur 6-1, Figur 6-5). Det kan være at en dose som var større enn 1,8 mg Al/L, førte til for rask utfelling av metallhydroksid. Hastigheten avhenger av dosen; høyere dose gir raskere utfelling. Dersom utfellingen blir for rask, kan det føre til «fluffy» og skjøre fnokker, som er ugunstig for partikkelseparasjon (Hem 2016). En overdosering kan medføre re-stabilisering av kolloider.

Utløpsturbiditeten ble ikke forskjøvet oppover ved lavere dosering som forventet. Optimal pH ble forskjøvet mot lavere pH-verdier ved lave koagulantdoseringer. Best fjerning av turbiditet ser ut til å være ved følgende betingelser (Figur 6-1, Figur 6-5):

- Lav dose ($\leq 1,4$ mg Al/L) og lav pH ($\leq 6,3$)
- Høy dose ($\geq 1,8$ mg Al/L) og høy pH ($\geq 6,6$)

Dette kan bety at ved de ulike optimale betingelsene, dominerer ulike koaguleringsmekanismer. Beste betingelser for omsvøping ser ut til å være høy pH, mens adsorpsjon fungerer best ved lav pH (Hem 2016).

I piloten ble det tilsatt en anionisk polymer (SUPERFLOC® A-100 PWG). Erfaringsmessig har man sett økt effekt ved lav pH. Ved høy pH (pH > 6,5), brukes ofte nonionisk polymer (Hem). God fjerning av turbiditet ved lav pH kan skyldes en mer effektiv polymer. Effektiv polymer er et viktig verktøy under adsorpsjon og ladningsnøytralisering (2.3).

On-line og lab målingene samsvarte relativt godt (Figur 6-2, Figur 6-3, Figur 6-5, Figur 6-7). Lab målingene viste noe dårligere utløpsturbiditet enn online.

Farge

Generelt har man god fargefjerning, som samsvarer med konklusjonen om godt koagulerbart vann (4.2). Fargefjerningen avtok med økende pH (Figur 6-3, Figur 6-7). Den negative ladningen på humusmolekylene er avhengig av pH-en, og den øker med økende pH (2.2.1). Høy pH vil dessuten kreve en høyere nødvendig koagulantdose for destabilisering av humusmolekylene. Dette kan forklare hvorfor fargetallet øker med pH-en.

En annen viktig faktor, er løseligheten på aluminium. Hvis pH-en blir for høy ($>pH_m$), dominerer løst aluminium på formen $Al(OH)_4^-$. Ladningen er negativ og dermed ikke særlig effektiv for koagulering av humuspartikler.

Archer og Singer (2006) fant at råvann med høy alkalitet har dårligere fjerning av humus enn med lav alkalitet (Siteret i Eikebrokk et al. 2006b). Foreslått konklusjon var at dersom alkaliteten blir for høy, blir det vanskeligere å oppnå optimal pH. Tilsetning av både PAX-18 og saltsyre reduserer pH-en og dermed også alkaliteten. Tilsetning av soda øker alkaliteten på råvannet og vanskeliggjør styring av pH-en. Dette kan også være en årsak til dårligere NOM-fjerning ved høy pH sammenliknet med lav.

Lav pH ga god fargefjerning for alle koagulantdoser.

Al-rest

For begge filtrene var Al-rest innholdet bestemmende for optimalt pH-vindu (Figur 6-4, Figur 6-8). Eikebrokk (2005) fant liknende resultater i sine optimaliseringsforsøk. Siden PAX-18 er prepolymert, skal den i teorien gi god vannkvalitet over et større pH-området, selv ved lave doser (2.4). Praktisk dose (F1 og F2), ga et relativt stort optimalt pH-området. Teoretisk dose ga et mindre optimalt pH-området.

Dose 1,8 mg Al/L, pH 6,4 – 6,7 (F1) og pH 6,5 – 6,6 (F2), ga null Al-rest i filtrert vann. Dette kan tyde på at disse koaguleringsbetingelsene representerer maks utfelling av aluminiumhydroksid (pH_m og D_m i Figur 2-3). Råvannet antas å ha en tilnærmet konstant temperatur på 5 °C. I følge Figur 2-4, gir dette minste løselighet for aluminium ved pH 6,7 og ikke pH 6,0 (ved 25° C). Dette stemmer bra med resultatene fra piloten. For optimal koagulering må fellingspH-en være lik pH_m (Eikebrokk et al. 2006b).

Saltnes et al. (2001) kartla løseligheten til PAX-16 eksperimentelt. For råvann med RV 15, var PAX minst løselig ved pH 6,4 ved 10 °C. Løselighetskurven fikk et lite knekk der $\text{pH} < \text{pH}_m$. Årsak til en plutselig økning i løselighet ble antatt å være bl.a. løse polymerforbindelser (e.g. $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{24}^+$). Ved $\text{pH} > \text{pH}_m$, var løst aluminium dominert av $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, som er negativt ladd og er lite effektiv for destabilisering av partikler og humus.

I piloten ble det oppnådd god fjerning av farge og partikler ved lav pH, som mest sannsynlig skyldtes adsorpsjon og ladningsnøytralisering av positive ladde, løse polymerforbindelser. Ser man på Al-restinnholdet ved lav pH og koagulantdose, har man god farge- og partikkelfjerning, men høy Al-rest (Figur 6-4, Figur 6-8). Dette tyder på at den dominerende koaguleringsmekanismen var adsorpsjon og ladningsnøytralisering. Høy pH (>6,7) ga dårlig tilbakeholdelse av partikler, farge og Al-rest, som tyder på dårlig koagulering og destabilisering (negativt ladet aluminium).

Noen vannprøver ble filtrert (45 μm) for å undersøke om Al var løst eller partikkelbundet. Vannprøver med god partikkel- og fargefjerning, men høy Al-rest ble filtrert. Hovedformålet var å vurdere om høy Al-rest skyldtes dårlig koagulering eller dårlig partikkelseparasjon. Dersom innholdet på filtrert prøve var høyt, tydet det på svikt i koaguleringen (Al var løst). Dersom innholdet av partikulært Al var høyt, tydet det på svikt i filtreringen. I teorien skal filtrert prøve alltid inneholde mindre Al-rest enn ufiltrert, forutsatt riktig utførelse av analysen (Hem 2016). Resultatene på filtrert prøve viste høyere Al-rest enn ufiltrert. Men dersom man skal tolke resultatene og antar at analysene er utført riktig, betyr det at all aluminium er løst. Dette betyr at Al-rest i filtrert vann skyldtes ufullstendig koagulering, og ikke svikt i filtreringen.

Generelt var vannkvaliteten bedre på F1 enn F2. F1 har filtermasse som er finere enn F2 (Tabell 4.3, Tabell 4.4) og kan forklare hvorfor vannkvaliteten generelt er bedre. Under dimensjonering av pilotanlegget trodde man at filtermassen til F2 var i overkant grovkornet for råvannet (Sogn 2016). Dette ser ut til å stemme.

Både teoretisk og praktisk dose ga god utløpskvalitet. Praktisk dose ga et større pH-området enn teoretisk. Til tross for at teoretisk dose ga god utløpskvalitet, vil den kreve strengere pH-kontroll. Om dette lønner seg økonomisk, er beskrevet i avsnitt 8.

Det er viktig å påpeke at de beregnede dosene er basert på et fargetall på 20 mg Pt/L. Dersom råvannskvaliteten forverres (e.g. ved kraftig nedbør), og fargetallet i råvannskilden øker, er en praktisk dose på 1,2 mg Al/L ikke tilstrekkelig. I 2040 er fargetallet i Holsfjorden estimert til å være på rundt 27 mg Pt/L. Dette gir en praktisk dosering på 1,5 mg Al/L (*Likning 2*). God overvåkning over råvannskvaliteten kan sikre tilstrekkelig dosering.

7.2.2 Optimal filtreringsprofil

Filtersyklus

Reduksjon i koagulantdosen ga lenger filtersyklus (Figur 6-9). Teoretisk dose ga en filtersyklus på 720 min ved filterhastighet 4,5 m/h, som var 26% lenger enn praktisk dose. Eikebrokk (1982) fant liknende resultater, ved en økning i dose fra 1,0 mg Al/ til 1,8 mg Al/L, halverte filtersyklusen.

I teorien skal lavere dose gi lenger syklus. Dette var kun å se ved en filterhastighet 4,5 m/h. Ved høyere filterhastigheter, så har man ingen økning i lengde.

Økt filterhastighet (7,0 m/h), halverte lengden på filtersyklusen for samtlige doser. Uansett dose var lengden på rundt 200 min. Reduksjonen var større for 1,2 mg Al/L, mest sannsynlig grunn av mindre utfelt $\text{Al}(\text{OH})_3$ (svake fastholdsningkrefter). Til og med dose på 1,8 mg Al/L ga kort lengde. Ved denne dosen er det antatt størst utfelling av aluminiumhydroksid, og i teorien bedre absorpsjonsevne på filteret. Det må påpekes at dose 1,8 mg AL/l hadde svært ustabil filterhastighet (Metode 2.1) som mest sannsynlig har påvirket lengden negativt.

En dose på 1,6 mg Al/L ga en lenger filtersyklus enn 1,4 mg Al/L (492 min vs. 472 min) ved filterhastighet 4,5 m/h (Figur 6-9). Dette skyldes trolig ulike metoder (Metode 1.1 vs. Metode1.2).

Eikebrokk (1982) fant at tilsetning av riktig polymer økte lengden på filtersyklusen med to til tre ganger, mens i andre tilfeller var økningen minimal. Årsak til ulik effekt av polymer er lite forsket på. Men tilsetning av riktig polymer er viktig for oppnåelse av tilstrekkelig lang filtersyklus, og er et ekstremt viktig verktøy i enhanced coagulation (3.3.2).

Under forsøkene ble tilsatt en konstant mengde fellingspolymer (0,05 mg/L SUPERFLOC® A-100 PWG). Polymeren ble byttet en gang i uken. Holdbarheten var i utgangspunktet to dager (Bjerke 2016). Hvor mindre effektiv polymerløsningen ble med tiden, vites ikke, men det antas at effektiviteten sank med tiden. Valg av fellingspolymer var basert på erfaring fra Aurevann. Polymeren var ikke tilpasset råvannet og muligens ikke optimal.

Det er viktig å påpeke at polymeren som ble brukt var antatt å være optimal, og var en rammebetingelse og viktig antagelse ved utprøving av ulike filterhastigheter. Siden denne

antagelsen var feil, anbefales det å kjøre disse forsøkene på nytt for å finne optimal filterhastighet, med ny optimal polymer.

En filterhastighet på 4,5 m/h er optimal for F1, på grunn av lenger filtersykluser. På Skullerud vannverk benyttes en filterhastighet på 6-8 m/h. Filtersyklusene er på rundt 15 timer (Hem 2016). Aurevann vannbehandlingsanlegg har en gjennomsnittlig filterhastighet på 4,7 m/h (Sogn 2016).

Trykktapsutvikling

Trykktapsutviklingen var tilnærmet jevn og lineær (med noen unntak), som tyder på god utnyttelse av filtersengen (3.2).

Høye koagulantdoser skal gi større mengde slam og dermed en raskere trykktapsutvikling enn lave doser (Eikebrokk et al. 2006b). Økt dose ga ikke raskere trykktapsutvikling (Figur 6-10). Det kan se ut til at doseringsmengden ikke påvirket utviklingen av trykktapet. Liknende resultater ble observert i forrige avsnitt; økt dose ga tilnærmet null reduksjon i lengde. Filtrene gikk til gjennombrudd selv da trykktapet var lavt. Dette tyder på at mengde dose (og dermed slam), ikke var bestemmende for lengden på syklusen.

Økt filterhastighet ga raskere trykktapsutvikling (Figur 6-11). Dette er i samsvar med teorien, da trykktapet øker med kvadratet av filterhastigheten (*Likning 1*).

Det må nevnes at forsøkene ikke hadde samme betingelser og at filterhastigheten til tider var svært ustabil.

Trykktapet økte i noen tilfeller uvanlig mye i løpet av den første time. Årsaken var trolig bølgete råvannmengden inn på filteret. Etter en spyling ble filterkolonnen fylt opp med vann og mengden ble styrt av vann-nivået i kolonnen (2,95 m) av en kaskaderegulator. På starten greide ikke regulatoren å «stille seg inn» riktig og det ble pumpet enten altfor mye eller altfor lite, noe som ga bølgete vann-nivå i filterkolonnen. Siden trykkstransmitteren måler vannsøylen, ble trykk-kurven i PLS-en på tilsvarende måte.

Siden registreringen ble gjort manuelt, kan det være at initial trykket som ble registrert, var en bølgetopp. Dette kan være grunnen til et svært høyt trykktap på starten. Trykktapet den første timen burde man se bort ifra.

Vannkvalitet

Som forventet ga økt filterhastighet betydelige dårligere utløpskvalitet for alle parametere analysert (Figur 6-12). Forverring av kvaliteten økte (tilnærmet) lineært med økt filterhastigheten. Til tross for dårligere vannkvalitet, ble alle kravene tilfredsstillt.

En økning fra 4,5 m/h til 9,0 m/h forverret utløpsturbiditet (online), farge og Al-restinnholdet med, henholdsvis 80-90%, 50% og 65-80%.

For samtlige parametere, ser det ut til at høyere koagulantdose har bedre renseeffekt enn lav dose. Dette kan trolig forklares med større fastholdningskrefter.

7.2.3 Hygienisk barriere

Strengere turbiditetskrav reduserte lengden på filtersyklusen med rundt 60 min (Tabell 6.3). Det ser ut til at da filteret først ble ferdig modnet, reduserte turbiditeten raskt. Økning i nødvendig modningstid er omkring 5 minutter (Tabell 6.4).

Klor er ganske/svært god på desinfisering av virus/bakterier, men er derimot dårlig på parasitter. UV-bestråling er har god/svært god desinfeksjonseffektivitet mot «alle» mikroorganismer (noen parasitter og bakteriesporer krever høyere UV-dosering) (Folkehelseinstituttet 2004; Ødegaard 2014). Dersom UV-anlegget svikter, vil anlegget stå uten en hygienisk barriere mot parasitter. Ved å snevre inn turbiditetskravet, vil log-fjerning av mikroorganismer øke betydelig (Figur 3-4). Dette vil sikre bedre hygienisk kvalitet på vannet.

Modningstiden kan forkortes med forskjellige tiltak (3.1) og lengden på filtersyklusen kan mest sannsynlig økes med en annen type og/eller dose polymer.

7.2.4 Spyletid

Turbiditeten stabiliserte seg etter 6 min (Figur 6-13). For å spare spylevann, kan spyletiden reduseres fra 7 min til 6 min. Da sparer man 18 L (0,108 m³) pr. spylefrekvens. Det kan være fordelaktig at filtrene ikke spyles for godt med tanke på modning (Pellikainen 2014).

7.3 Forslag til videre arbeid

- Kjøre pilotforsøk med ulike type polymer (anionisk, kationisk, nonionisk) og/eller mengde polymer
- Kjøre nye forsøk med ny og optimal polymer for å finne optimal filterhastighet
- Forkorte modningstiden (e.g. overdosere koagulant under modning), for mer effektiv vannproduksjon. Spesielt viktig for lave doser
- Kjøre langtidstester for å verifisere resultatene fra piloten (simulere full-skala drift av anlegget)

8 ØKONOMI

I oppgaven fokuseres det på kostnader knyttet til kun ABV. Kostnadsoverslaget gjelder utelukkende for fjerning av farge. Det inkluderer ikke kostnader knyttet til desinfisering (UV og klor), korrosjonskontroll, admin. bygg, legging av nye rør etc.

Filtreringsanlegget vil med høy sannsynlighet stå i fjellet, ved det eksisterende anlegget. Maksimal spennvidde på fjellhallen er 20 – 22 meter. Maksimalt praktisk filterareal er vurdert til 50 m². Filterhøyden vil være den samme som i piloten (1,45 m). Tallene for den økonomiske analysen er tatt fra rapporten til Asplan Viak, *Holsfjorden – Aktuelle metoder for NOM-fjerning* (Brandt & Ording 2014).

For et rensenanlegg utgjør kapitalkostnadene rundt 2/3 av de totale kostandene, og de resterende er driftskostnader (Hem 2016). I oppgaven fokuseres det utelukkende på driftskostnader og der er knyttet opp mot resultater fra pilotforsøkene.

Kostnadsberegningen gjelder kun F1.

8.1 Driftskostnader

Driftskostnadene baserer seg på gjennomsnittlig forbruk(60 000 m³/døgn). Følgende antagelser ble tatt ved for utregning av driftskostnader:

- Prisen på aluminium er satt til 24 kr/kg Al (PAX-18, 9% AL) (Hem 20016)
- $Q_{\text{midlere}} = 60\,000 \text{ m}^3/\text{døgn}$
- $A_{f, \text{dim}}$ er satt til 50 m²
- Spylevann går til avløp
- Spyling med renvann

8.2 Total netto vannproduksjon

8.2.1 Modningsvann i avløp og spyling med renvann

Netto filterhastighet ble regnet ut ved hjelp av *Likning 4*, der modningsvann går til avløp og det spyles med renvann. Filtrene ble ikke spylt med luft og vann kombinert, men hver for seg.

Modningstid og lengde på filtersyklus ble hentet fra piloten (Tabell 6.3), gjelder for $<0,2$ FNU. Nedsenking av vannspeil (t_v) var kun avhengig av filterhastighet. Den er beregnet til å være ca. 17 min ved 4,5 m/h. Spylefrekvensen er konstant (ca. 20 min.). Spylevannet går til avløp.

Lav filterhastighet gir høyest total vannproduksjon (Tabell 8.1). Høy filterhastighet fører til flere tilbakespylinger og dermed lavere vannproduksjon. Men lav filterhastighet produserer mindre vann pr filter, noe som gjør at antall filtre må økes. For en vannmengde på 4,5 m/h, trenger man rundt 13-14 filter for å dekke en daglig vannproduksjon på 60 000 m³/døgn. Modningstiden som ble brukt i beregningene ble hentet fra piloten ($<0,2$ FNU). Ved lav dose, var modningstiden lang (>40 min). Dersom denne reduseres, vil netto filtreringshastighet øke. Nødvendig antall filter vil følgelig reduseres.

Høy filterhastighet gir høyere netto vannproduksjon pr. filter og det behøves et mindre antall filtre. Investeringskostnadene utgjør ofte de største kostandene for et renseanlegg, og reduisering av antall filtre kan bespare kommunen for store kostnader. Ulempen er at filtrene må spyles oftere. Dette koster i form av lavere netto vannproduksjon, økt energikostnad, slitasje på pumper, ventiler og osv.

I siste kolonne er vannproduksjonen vist i prosent. Når hastigheten blir for høy, minker total vannproduksjon. Dette er fordi mye vann går til avløp, på grunn av oftere tilbakespylinger.

Tabell 8.1: Netto vannproduksjon pr filter og nødvendig antall filtre for å produsere 60 000 m³/døgn. Modningsvann går i avløp og filteret spyles med rentvann. NB! Modningstiden er hentet fra piloten. Viser total vannproduksjon i prosent.

Dose 1,8 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	3,7	50	4421	14	82 %
7,0 m/h	5,3	50	6308	10	75 %
8,4 m/h	5,6	50	6915	9	69 %
Dose 1,6 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	%-endring
4,5 m/h	3,6	50	4375	14	81 %
7,0 m/h	5,1	50	6155	10	73 %
8,5 m/h	5,9	50	7030	9	69 %
Dose 1,4 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	%-endring
4,5 m/h	3,8	50	4520	13	84 %
7,0 m/h	5,3	50	6314	10	75 %
9,0 m/h	5,6	50	6690	9	62 %
Dose 1,2 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	%-endring
4,5 m/h	3,6	50	4288	14	79 %
7,0 m/h	4,6	50	5533	11	66 %
Dose 1,0 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	%-endring
4,5	4	50	4748	13	88 %

Husk at modningstiden ikke er satt til 20 min, men er hentet fra Tabell 6.3, og representerer nødvendig modningstid ved de aktuelle koaguleringsbetingelser og filterhastigheter.

8.2.2 Modningsvann føres tilbake i innløpet, spyling med renvann

Dersom all modningsvannet føres tilbake til innløpet (*Likning 12*), øker total vannproduksjon. Tallene for t_f = tid filtersyklus + modningstid er hentet fra Tabell 6.3 og Tabell 6.4. Siden modningsvannet inkluderes i vannproduksjonen, øker $(v_f \cdot t_f)$ leddet, t_p er den samme. Spylevannet går til avløp.

Det er ønskelig å se økning i netto vannproduksjon ved denne driftssituasjonen, siden anlegget i utgangspunktet er dimensjonert for resirkulering av modningsvann.

Økning i vannproduksjon fører til et redusert antall nødvendige filtre (Tabell 8.2).

I siste kolonne vises vannproduksjonen i prosent. Dersom man sammenlikner total vannproduksjon med hva som ble funnet i Tabell 8.1, ser man at den har økt, som forventet. Størst utnyttelse av vannet, ser man ved lavest dose og lavest filterhastighet, med 94% total vannproduksjon.

Tabell 8.2: Netto vannproduksjon pr filter og nødvendig antall filtre for å produsere 60 000 m³/døgn. Modningsvann går tilbake til innløpet og filteret spyles med renvann. Viser også total vannproduksjon i prosent.

Dose 1,8 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	4,0	50	4780	13	89 %
7,0 m/h	5,9	50	7134	8	85 %
8,4 m/h	7,2	50	8679	7	86 %
Dose 1,6 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	4,1	50	4935	12	91 %
7,0 m/h	6,0	50	7255	8	86 %
8,5 m/h	6,8	50	8165	7	80 %
Dose 1,4 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	4,1	50	4884	12	90 %
7,0 m/h	6,0	50	7191	8	86 %
9,0 m/h	7,4	50	8878	7	82 %
Dose 1,2 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	4,1	50	4958	12	92 %
7,0 m/h	5,5	50	6613	9	79 %
Dose 1,0 mg/L	$v_{f, netto}$	$A_{f, dim}$	Q_{netto} (m ³ pr dag pr filter)	$Q_{midlere}/Q_{netto}$, Antall filtre	Total vannproduksjon (%)
4,5 m/h	4,2	50	5070	12	94 %

8.3 Spylevann

Ved å redusere spyletiden, reduseres også mengde spylevann. Siden spylemengden er proporsjonal med tiden, er den prosentvise endringen lik (Tabell 8.3). Ved høy filterhastighet, blir filtrene tilbakespylt oftere, som gir større spylevannsmengde. Ofte tilbakeSpylinger øker også tiden filtrene ikke er i drift (nedsenking og tilbakespyling).

Tabell 8.3: Spylevannsmengde pr dag pr filter ved 7 min og 6 min spyling.

			Pr filter pr dag		
Dose 1,8 mg/L	$t_p (= t_s + t_v + t_f)$	Antall spylinger pr. dag	Q _d pr dag ved 7 min	Q _d pr dag ved 6min	% endring
4,5 m/h	7,6	3	310	259	16 %
7,0 m/h	4,6	5	512	428	16 %
8,4 m/h	3,3	7	714	596	16 %
Dose 1,6 mg/L	$t_p (= t_s + t_v + t_f)$	Antall spylinger pr. dag	Q _d pr dag ved 7 min	Q _d pr dag ved 6min	% endring
4,5 m/h	9,8	2	240	201	16 %
7,0 m/h	4,6	5	512	428	16 %
8,5 m/h	3,1	8	760	635	16 %
Dose 1,4 mg/L	$t_p (= t_s + t_v + t_f)$	Antall spylinger pr. dag	Q _d pr dag ved 7 min	Q _d pr dag ved 6min	% endring
4,5 m/h	8,5	3	277	232	16 %
7,0 m/h	4,8	5	491	410	16 %
9,0 m/h	3,3	7	714	596	16 %
Dose 1,2 mg/L	$t_p (= t_s + t_v + t_f)$	Antall spylinger pr. dag	Q _d pr dag ved 7 min	Q _d pr dag ved 6min	% endring
4,5 m/h	10,31	2	229	191	16 %
7,0 m/h	3,2	8	736	615	16 %
Dose 1,0 mg/L	$t_p (= t_s + t_v + t_f)$	Antall spylinger pr. dag	Q _d pr dag ved 7 min	Q _d pr dag ved 6min	% endring
4,5	13,3	2	177	148	16 %

8.4 Kjemikalier

Siden anlegget i utgangspunktet er dimensjonert for gjenbruk av modningsvann, beregnes kjemikaliekostnadene ut i fra Tabell 8.2. Dette gir noe økt vannproduksjon pr. dag. Prisen på Al, antas å være 24 kr/kg (PAX-18, 9% Al) (Hem 2016).

Dosering av kjemikalier skjer kun under modning og filtrering og beregnes ved hjelp av *Likning 9*. Mengden kjemikalie skal derfor ganges med t (modning + filtrering) og ikke t_p . Dette gir mengde kjemikalie pr. syklus. Hvor ofte filtrene tilbakespyles i løpet av en dag, avhenger av t_p ($24/t_p$).

Det kommer tydelig fram at kostnaden pr filter pr år, øker med økt doseringsmengde (Tabell 8.4). Økt filterhastighet gir også økte kostnader fordi doseringen er proporsjonal med vannmengden. På et år kan man spare i underkant av kr 30 000 ved å redusere dosen fra 1,8 mg Al/L til 1,0 mg Al/L ($v_{f, netto} \approx 4,0$ m/h), da pr filter.

De totale kostnadene pr år er gitt i siste kolonne. Lav filterhastighet krever et større filterareal. For eksempel er kostnaden pr filter ved dose 1,6 mg Al/L ($v_{f, netto}$ lik 4,1 m/h) beregnet til 65 089 kr/filter, men for $v_{f, netto}$ lik 6,8 m/h er beregnet til 101 458 kr/filter. Den lave filterhastigheten krever derimot flere filtre (12 vs. 7). Til tross for høyere kostnad pr filter, vil en hastighet på 6,8 m/h gi en lavere total kostnad på grunn av færre filtre.

Det er viktig å påpeke andre kostnader som følger med filtrene. Hvert filter krever sitt sett med doseringspumper, ventiler, rør og etc., som vil trekke kostnaden opp. Slike kostnader er ikke medberegnet i oppgaven.

De laveste totale kostnadene knyttet til kjemikaliedosering er for dose 1,0 mg Al/L, med $v_{f, netto}$ lik 4,2 m/h. De totale kostnader pr år er i overkant av 500 000 kr/år.

Tabell 8.4: Kostnader knyttet til PAX-18 dosering ved ulike filterhastigheter

Dose 1,8 mg Al/L												
v_{netto} (m/h)	Mengde filtrert vann (L/s)	PAX pr time (g/t)	$t_{\text{modning+filtrering}}$	kg/syklus	t_p	(24/tp) Antall sykluser	kg Al/dag	Total kr pr dag	kr pr år pr filter	Antall filtre	kr totalt pr år	
4	55,6	360	7,1	3	7,6	3	8	kr 193,2	kr 70 508	13	kr 916 602	
5,9	81,9	531	4,2	2	4,6	5	12	kr 279,3	kr 101 930	8	kr 815 439	
7,2	100	648	2,9	2	3,3	7	14	kr 325,7	kr 118 896	7	kr 832 275	
Dose 1,6 mg Al/L												
v_{netto} (m/h)	Mengde filtrert vann (L/s)	PAX pr time (g/t)	$t_{\text{modning+filtrering}}$	kg/syklus	t_p	(24/tp) Antall sykluser	kg Al/dag	Total kr pr dag	kr pr år pr filter	Antall filtre	kr totalt pr år	
4,1	56,9	328	9,3	3	9,8	2	7	kr 178,3	kr 65 089	12	kr 781 063	
6	83,3	480	4,2	2	4,6	5	11	kr 252,4	kr 92 140	8	kr 737 120	
6,8	94,4	544	2,8	1	3,1	8	12	kr 278,0	kr 101 458	7	kr 710 204	
Dose 1,4 mg Al/L												
v_{netto} (m/h)	Mengde filtrert vann (L/s)	PAX pr time (g/t)	$t_{\text{modning+filtrering}}$	kg/syklus	t_p	(24/tp) Antall sykluser	kg Al/dag	Total kr pr dag	kr pr år pr filter	Antall filtre	kr totalt pr år	
4,1	56,9	287	8,5	2	8,5	3	7	kr 164,5	kr 60 055	12	kr 720 659	
7	97,2	490	4,4	2	4,8	5	11	kr 257,5	kr 94 004	8	kr 752 028	
9	125	630	2,9	2	3,3	7	13	kr 322,2	kr 117 601	7	kr 823 204	
Dose 1,2 mg Al/L												
v_{netto} (m/h)	Mengde filtrert vann (L/s)	PAX pr time (g/t)	$t_{\text{modning+filtrering}}$	kg/syklus	t_p	(24/tp) Antall sykluser	kg Al/dag	Total kr pr dag	kr pr år pr filter	Antall filtre	kr totalt pr år	
4,1	56,9	246	9,8	2	10,3	2	6	kr 134,7	kr 49 161	12	kr 589 928	
7	97,2	420	2,8	1	3,2	8	9	kr 213,9	kr 78 091	9	kr 702 819	
Dose 1,2 mg Al/L												
v_{netto} (m/h)	Mengde filtrert vann (L/s)	PAX pr time (g/t)	$t_{\text{modning+filtrering}}$	kg/syklus	t_p	(24/tp) Antall sykluser	kg/dag	Total kr pr dag	kr pr år pr filter	Antall filtre	kr totalt pr år	
4,2	58,3	210	12,8	3	13,3	2	5	kr 116,2	kr 42 424	12	kr 509 091	

8.5 Lønnskostnader

I kommunale virksomheter utgjør vanligvis lønnskostnadene 70% av de totale kostnadene (Hoff 2006).

Netto lønn + skattetrekk (utbetalt bruttolønn)
+ Feriepenger (12%)
+ Arbeidsgiveravgift (14,1%)
+ Yrkesskadeforsikring
+ Andre tariffestede eller frivillige ytelser (e.g. forsikringsordning)
<hr/>
= Lønnskostnader
<hr/>

Figur 8-1: Total lønnskostnader for bedriften. (Hoff 2006)

Dersom man ser bort i fra yrkesskadeforsikring og andre ytelser, vil en årslønn på 500 000 kr i realiteten koste bedriften minst 640 000 kr.

En reduksjon i koagulantdose krever mer overvåkning og vedlikehold på grunn av strengere pH-kontroll. Det man eventuelt sparer på å redusere dosen, dukker opp igjen i form av økte lønnskostnader.

Dersom man antar at ved en på dose 1,0 mg Al/L, kreves tre ansatte, blir de totale lønnskostnadene på kr 1 920 000. Siden en dose på mer enn 1,2 mg Al/L gir et relativt stort pH-området, antas det at det er tilstrekkelig med to ansatte, det vil si totale lønnskostnader på kr 1 280 000.

8.6 Slamhåndtering

Utregning av slam er gitt i *Likning 12*. For råvannet er det antatt en TOC-reduksjon på 2 mg C/L og turbiditetsinnholdet er på konstant 0,39 FNU. Prisen på henting av slam er satt til NOK 1000/tonn våtvekt SS (Hem 2016). Kostnadene er basert på Tabell 8.2. Det antas at SS utgjør 15% av total våtvekt på slammet. For å finne våtvekten, deles slammet på 0,15 (Hem 2016).

Grunnen til at dose 1,4 mg Al/L ved 4,1 m/h har større slamproduksjon enn 7,0 m/h er på grunn av lang filtreringstid. Ved ofte tilbakespylinger, har man ingen dosering og dermed heller ingen slamproduksjon. Dette er tatt med i betraktning. Dette er grunnen til at man, i noen tilfeller, har høyere kostnader ved høy filterhastighet sammenliknet med lav.

Tabell 8.5: Viser kostnadene ved slamhåndtering pr år.

Dose 1,8 mg Al/L		Totalt slam (Kg SS/dag)	slam i våtvekt (tonn våtvekt/dag)	tonn SS (våtvekt)	kr totalt pr år
v_{netto} (m/h)					
4		398	2,65	968	kr 968 298
5,9		357	2,38	868	kr 867 820
7,2		366	2,44	890	kr 890 072
Dose 1,6 mg Al/L		Totalt slam (Kg SS/dag)	slam i våtvekt (kg våtvekt/dag)	tonn SS (våtvekt)	kr totalt pr år
v_{netto} (m/h)					
4,1		300	2,00	730	kr 730 320
6		333	2,22	809	kr 809 100
6,8		345	2,30	841	kr 840 506
Dose 1,4 mg Al/L		Totalt slam (Kg SS/dag)	slam i våtvekt (kg våtvekt/dag)	tonn SS (våtvekt)	kr totalt pr år
v_{netto} (m/h)					
4,1		412	2,74	1002	kr 1 001 920
7		405	2,70	985	kr 984 574
9		426	2,84	1038	kr 1 037 580
Dose 1,2 mg Al/L		Totalt slam (Kg SS/dag)	slam i våtvekt (kg våtvekt/dag)	tonn SS (våtvekt)	kr totalt pr år
v_{netto} (m/h)					
4,1		299	1,99	727	kr 726 851
7		442	2,95	1076	kr 1 075 675
Dose 1,0 mg Al/L		Totalt slam (Kg SS/dag)	slam i våtvekt (kg våtvekt/dag)	tonn SS (våtvekt)	kr totalt pr år
v_{netto} (m/h)					
4,2		386	2,57	940	kr 939 866

8.7 Totale driftskostnader

De totale driftskostnadene står i Tabell 8.6. For dose 1,0 mg Al/L er det beregnet tre ansatte på grunn av økt behov for kontroll og vedlikehold. For de resterende dosene, er det antatt at to ansatte er tilstrekkelig.

Tabell 8.6: Sammenlikning av driftskostnader for de ulike doseringsmengdene. Gjelder kun filterhastighet 4,5, 7,0 og 9,0 m/h.

	F1: ved 4,5 m/h				
	Dose 1,0 mg Al/L	Dose 1,2 mg Al/L	Dose 1,4 mg Al/L	Dose 1,6 mg Al/L	Dose 1,8 mg Al/L
Vannproduksjon	94 %	92 %	90 %	91 %	89 %
PAX-18	kr 509 091	kr 589 928	kr 720 659	kr 781 063	kr 916 602
Slam	kr 939 866	kr 726 851	kr 1 001 920	kr 730 320	kr 968 298
Lønn	kr 1 920 000	kr 1 280 000	kr 1 280 000	1280000	1280000
SUM	kr 3 368 957	kr 2 596 779	kr 3 002 579	kr 2 791 383	kr 3 164 900

	F1: ved 7,0 m/h				
	Dose 1,0 mg Al/L	Dose 1,2 mg Al/L	Dose 1,4 mg Al/L	Dose 1,6 mg Al/L	Dose 1,8 mg Al/L
Vannproduksjon		72 %	86 %	86 %	85 %
PAX-18		kr 702 819	kr 752 028	kr 737 120	kr 815 439
Slam		kr 1 075 675	kr 984 574	kr 809 100	kr 867 820
Lønn		kr 1 920 000	kr 1 280 000	kr 1 280 000	kr 1 280 000
SUM		kr 3 698 494	kr 3 016 602	kr 2 826 220	kr 2 963 259

	F1: ved 9,0 m/h				
	Dose 1,0 mg Al/L	Dose 1,2 mg Al/L	Dose 1,4 mg Al/L	Dose 1,6 mg Al/L	Dose 1,8 mg Al/L
Vannproduksjon			86 %	80 %	86 %
PAX-18			kr 823 204	kr 710 204	kr 832 275
Slam			kr 1 001 920	kr 730 320	kr 968 298
Lønn			kr 1 280 000	kr 1 280 000	kr 1 280 000
SUM			kr 3 105 124	kr 2 720 524	kr 3 080 573

Hovedmotivasjonen for å øke koagulantdose, er å øke det optimale pH-området. Ved å øke dosen til 1,4 mg Al/L, økes optimalt pH-området for F1 med kun 18%, for F2 er økningen på 42%. En annen fordel er et mindre behov for overvåkning og kontroll på anlegget, og dermed lavere lønnskostnader.

De laveste totale driftskostnader er for 1,2 mg Al/L med filterhastighet på 4,5 m/h, med underkant av kr 2 600 000 pr år. Dette er ekskludert investeringskostnader. En filterhastighet på 4,5 m/h krever 12 filtre, men ved å øke filterhastigheten til 7,0 m/h reduseres antall filtre til 9. Det lønner seg mest sannsynlig å øke filterhastigheten for reduisering av investeringskostnader. Dette er ikke betraktet i denne oppgaven. For en komplett økonomisk vurdering må alle kostnader beregnes, inkludert investeringskostnader.

9 KONKLUSJON

- Al-rest innholdet var bestemmende for optimalt pH-området for begge filterne
- Dose 1,8 mg Al/L ga null i Al-rest for F1 og F2, ved optimal pH
- Optimale koaguleringsbetingelser:
 - F1: Dose 1,2 mg Al/L ved pH 6,3
 - F2: Dose 1,2 mg Al/L og pH 6,4

Praktisk dose ga større pH-område enn teoretisk (ca. 30% og 40% økning for henholdsvis F1 og F2). En dose på 1,2 mg Al/L er bedre rustet til å tåle endringer i råvannskvalitet.

- Optimal filterhastighet for F1 ble funnet til å være 4,5 m/h
- Økt filterhastighet ga korte filtersyklus, noe som mest sannsynlig skyldes uoptimal polymer
- Økt filterhastighet ga dårligere vannkvalitet, men holdt seg likevel innenfor kravene
- Teoretisk og praktisk dose ga lang modningstid (>60 min), for F1. Dette kan løses ved å overdosere med koagulant (forslag til videre arbeid)
- Ved å stramme inn turbiditetskravet, må modningstiden økes med gjennomsnittlig fem min, og filtersyklusen kortes ned med ca. 60 min
- Spyletiden kan forkortes med 1 minutt
- Ved innstramning av turbiditetskravet (<0,1 FNU) for å øke den hygieniske kvaliteten på vannet, må modningstiden økes med rundt 5 min, og filtersyklusen må forkortes med en time
- Ved de optimale betingelsene ble beregnet total vannproduksjonen på 92 %, med totale driftskostnader på rundt 2,6 millioner kr for F1
- For best mulig økonomisk vurdering, må investeringskostnadene betraktes

10 KILDER

ABV. (2016a). (Personlig meddelelse).

ABV. (2016b). *Vannkilder*: Asker og Bærum Vannverk IKS. Tilgjengelig fra: <http://www.abvann.no/vannkilder/> (lest 01.04.2016).

Archer, A. D. & Singer, P. C. (2006). An evaluation of the relationship between SUVA and NOM coagulation using the ICR database. *AWWA*, 98 (7): 405 - 411.

Beckett, R. (1990). *Surface and colloid chemistry in natural waters and water treatment*: Springer Science. 155 s.

Bjerke, V. 2016. Kattås vannbehandlingsanlegg (Personling meddelelse).

Bjerke, V. (2016). (Personlig meddelelse).

Brandt, J. (2014). Programmeringsunderlag pilotanlegg Kattås. 38 s.

Brandt, J. & Ording, F. (2014). Holsfjorden - Aktuelle metoder for NOM-fjerning. 67 s.

Brandt, J. (2016). Kattås (Personlig meddelelse).

Bratby, J. (2006). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. 2nd utg.: IWA 450 s.

Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D., Howe, K. & Tchobanoglous, G. (2012). *Water treatment - principles and design*. 3 utg.: John Wiley & Sons, Inc. 1901 s.

Edzwald, J. K., Pernitsky, D. J. & Parmenter, W. L. (2000). Polyaluminum Coagulants for Drinking Water Treatment: Chemistry and Selection. I: Hahn, H. H., Hoffmann, E. & Ødegaard, H. (red.) *Chemical Water and Wastewater Treatment VI: Proceedings of the 9th Gothenburg Symposium 2000, October 02-04, 2000, Istanbul, Turkey*, s. 3-14. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Eikebrokk, B. (1982). *Coagulation - direct filtration for the removal of humic substances from drinking water*. Ph.D. Trondheim, Norway: Norwegian Institute of Technology.

Eikebrokk, B. (2005). Optimalisering og videreutvikling av koaglering og kontaktfiltreringsprosessen. *SINTEF rapport; STF50 A05239*. Trondheim. 74 s.

Eikebrokk, B., Juhna, T. & Østerhus, S. (2006a). Water treatment by enhanced coagulation - Operational status and optimization issues. *TECHNEAU*. 107 s.

- Eikebrokk, B., Juhna, T. & Østerhus, S. W. (2006b). WP5.3 Operation of water treatment facilities - Optimization efforts and modelling of unit process operation. *TECHEAU*: 110.
- Eikebrokk, B. (2012a). *Håndbok for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg*. Norsk Vann Rapport, b. 189 - 2012. Hamar: Norsk Vann BA. 64 s.
- Eikebrokk, B. (2012b). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Norsk Vann rapport b. 188 - 2012. Hamar: Norsk Vann BA. 155 s.
- Folkehelseinstituttet. (2004). Kapittel D: Vannbehandling. *Vannforsyningens ABC - et oppslagsverk om drikkevann*. 209 s.
- Folkehelseinstituttet. (2012). *Fjerning av humus fra drikkevann*. Tilgjengelig fra: <http://www.fhi.no/artikler/?id=98410> (lest 13.01.016).
- Gebbie, P. (2001, 5.-6. September). *Using polyaluminium coagulants in water treatment*. 64th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference, All Seasons International Hotel s. 9. Bendigo: Fisher Stewart Pty Ltd.
- Gheraout, G., Al- Ghonamy, A., Boucherit, A., Gheraout, B., Naceur, M., Messaoudene, N., Aichouni, M., A., M. & Elbourgdiri, N. (2015). Brownian Motion and Coagulation Process. *American Journal of Environment Protection*, 4 (5-1): 15.
- Hem, L. (2015). *Forelesning THT271*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelig universitet (Forelesning 24.02.2015).
- Hem, L. (2016). Kattås vannbehandlingsanlegg (Personlig meddelelse).
- Hoff, K. G. (2006). *Grunnleggende bedriftsøkonomisk analyse*. 5 utg.: Universitetsforlaget. 492 s.
- Hongve, D. (2014). *Humus i vann*: Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra: <http://www.fhi.no/artikler/?id=111005> (lest 13.01.2016).
- Kure, M. W. (2013). *Optimalisering av koagulering og kermatisk membranfiltrering for NOM-fjerning*. Hovedoppgave: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Institutt for vann- og miljøteknikk. 89 s.
- Letterman, R. & Yiacoumi, S. (2010). *Water quality & treatment - a handbook on drinking water*. 6 utg. NY: McGraw-Hill.
- Lovdata. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)* [Forskrift]. I: omsorgsdepartementet, H.-o. (red.) (lest 26.01.2016).
- Mattilsynet. (2011). *Veiledning til Drikkevannsforskriften*. 65 s.

Pellikainen, P. (2014). *Optimization of the backwashing for triple media alkalizing filters used in drinking water treatment*. Bergen: Aalto University School of Chemical Technology, Master of Science in Technology. 82 s.

Pellikainen, P. (2015, 21.10.2015). *Optimalisering av koagulerings-filtreringsanleggene. Resultater fra optimalisering Case Særdalen og Kismul*. Norsk Vann Fagtreff, Comfort Hotel Runway Gardemoen: Bergen Vann KF.

Ratnaweera, H. (2015). *THT271: Chemical coagulation in wastewater treatment*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (Forelesning 17.03.2015).

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

Sogn, K. (2016). Kattås (Personlig meddelelse).

Xagorarakis, I., Harrington, G., Assavasilavasukul, P. & Standridge, J. H. (2004). Removal of emerging waterborne pathogens and pathogens indicators by pilot-scale conventional treatment. *Journal American Water Work Association*, 95 (5): 102-113.

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

Ødegaard, H., Brandt, J., Eikebrokk, B., Liane, S. & Østerhus, S. (2015). Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg. *Norsk Vannrapport 212/2015: Scandinavian environmental technology a.s.* 133 s.

Vedlegg A: Beskrivelse av piloten

Anlegget er av typen kontaktfiltrering og er lokalisert på Kattås i Bærum. Anlegget er fullautomatisert med mulighet for manuell styring. Piloten er utstyrt med ulike prøvetakingspunkter.

Råvannet pumpes opp til en høyde på 200 m fra Toverud stasjon. Derfra renner råvannet med selvføll i råvannstanken. Tanken fylles opp etter nivå som styres av en kaskaderegulator.

Råvannet pumpes via slangepumper til innløpet til filterkolonnene. Pumpen reguleres mot nivå i filter (2,95 m) med en kaskaderegulator. Polymer, koagulant og pH-justerende kjemikalier pumpes i råvannet før filterkolonnen. Doseringpumpene er av typen stempelmembranpumpe. Dosering av pH-justerende kjemikalier (soda/saltsyre) reguleres av et online pH-meter, og skal sørge for ønsket pH i fellingsvannet.

Filterkolonnen består av en tomedia filterseng (1230 mm), med indre diameter på 290 mm ($A_{\text{filter}} = 6,6 \text{ dm}^2$). Total høyde er på 1450 mm, inkludert et støttelag på 200 mm. Utløpsrøret er utstyrt med en reguleringsventil som holder vannproduksjonen på 5 L/min, en filterbelastning på ca. 4,5 m/h. Reguleringsventilen styres av en mengdemåler ved utløpet. Et turbidimeter måler partikkelinnholdet på filtrert vann. Langs filterkolonnen er det plassert 15 trykktransmittere, 12 er i bruk (F). Deretter pumpes vannet gjennom et filter for fjerning av lakseparasitter, før utslipp i naturen.

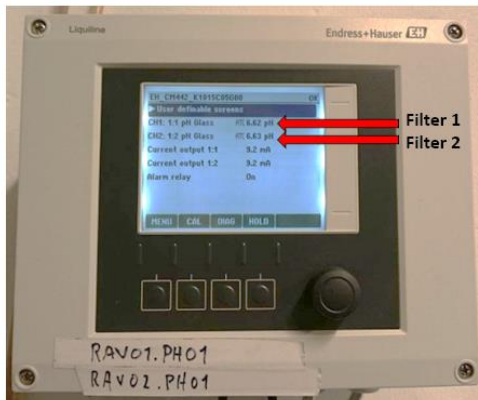
Spylevann går i overløp til sedimenteringskolonnen, samtidig tilsettes polymer N-100 PWG proporsjonalt med mengde. For best mulig returvann burde vannet sedimentere i minst 3 timer

Vedlegg B: Online instrumenter

On-line målinger registreres kontinuerlig og lagres på en standard database (Brandt 2014).

pH-meter

On-line pH-meteret er levert av Endress + Hauser (Figur B- 1). On-line pH-verdi måles i fellingsvann. Dette er for at doseringen skal gi ønsket koaguleringspH.



Figur B- 1: On-line pH-meter under måling 26.01.2016.

Kalibrering av pH-meter

En to-punkts kalibrering gjennomføres en gang i uken. To bufferløsninger benyttes; pH 7,00 og pH 4,01.

Turbidimeter

On-line turbidimeter, 200™ Controller levert av HACH®, måler partikkelinnhold på filtrert vann for filter 1 og filter 2 (Figur B- 2Error! Reference source not found.).

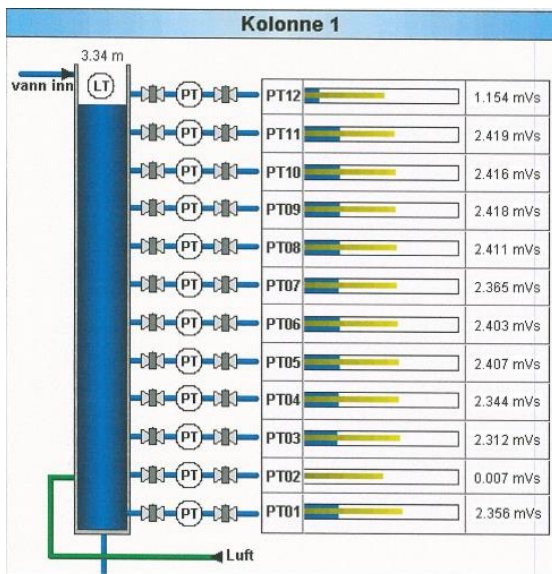


Figur B- 2: Turbidimeteret under måling 26.01.2016

Trykktransmitterne

Langs filterkolonnene er det montert 12 trykktransmittere (PT01 – PT012).

Trykktransmitterne er kalibrert på en slik måte at den viser vannsøylen over trykktransmitteren. På den måten kan man lokalisere hvor slammet legger seg i filtermassen (lokale falltap). Den nederst trykktransmitteren, PT01 er montert på innløpsledningen for spylevann. I denne ledning er trykket statisk og viser trykktapet over filteret (vannsøylen fra vannspeil til PT01).



Figur B- 3: Plassering av de ulike trykktransmitterne langs filterkolonne 1. PT01 er nederst og måler totalt trykk over filtersengen.

Vedlegg C: Analyse av vannprøver

Fargemåler

Som mål på farge brukes enheten mg Pt/L. Prøven bestråles. Måleapparatet har en deteksjonsgrense på 2-500 mg Pt/L. For verdier under grensen vil den komme med et forslag til hva fargetallet kan være på.

Utstyr:

Vannprøve (filtrert vann)

Kyvette

Destillert vann

Engangssprøyte (20 ml BD Plastipak™)

Sprøytefilter (25 mm, 0,45 µm Polyethersulfone membran)

Spektrofotometer Pharo 300 (Figur C- 1)

Prosedyre:

1. Skru på spektrofotometeret (metode nr. 303)
2. Kyvetten vaskes med destillert vann for å fjerne støv, skitt etc.
3. Filtrerer vannprøven med sprøytefilteret
4. Kyvetten settes i spektrofotometeret, lokket må lukkes under stråling
5. Kyvetten skylles med destillert vann etter bruk

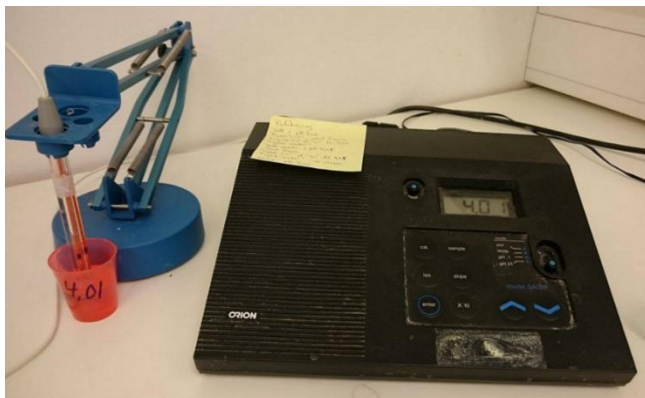


Figur C- 1: Spektrofotometeret Pharo 300 under fargemåling
26.01.2016.

Eventuelle feilkilder: Kyvetten må tørkes for dråper, fingeravtrykk, skitt etc, spesielt på sidene der lyset stråles gjennom.

pH-meter

Elektroden av typen GK 2401. Når elektroden ikke brukes, er den nedsenket i en bufferløsning med pH 4,01. Påfyllingshullet for KCl (kaliumklorid) er teipet over med parafilm (Figur C- 2).



Figur C- 2: pH-meter og elektrode.

Utstyr:

Vannprøve (filtrert vann, fellingsvann)

pH-meter (Radiometer Analytical® Model PHM 210)

Elektrode (GK 2401)

Parafilm M® (American National Can™)

Stoppeklokke

Beger til vannprøven

Destillert vann

Prosedyre:

1. Parafilm tas av og elektroden skylles med destillert vann før bruk. Dermed tørkes den lett med en ren serviett
2. Elektroden settes i vannprøven (5 min)
3. Skyll elektrode med destillert vann og tørk den etter bruk. Teip over påfyllingshullet med parafilm

Eventuelle feilkilder: Opptak eller frigjøring av gasser

Kalibrering av pH-meter

En to-punkts kalibrering gjøres annenhver dag. To kalibreringsbuffere: 7,00 og 4,01.

Turbidimeter

Enheden som brukes er FNU. Turbidimeteret stråler vannprøven og registrerer lysspredning og reduksjon i lysintensitet (Ødegaard 2014).

Utstyr:

Vannprøve (filtrert vann)

Destillert vann

Turbidimeter (HACH® 2100P)

Stoppeklokke

Prosedyre:

1. Skru på instrumentet (POWER)
2. Vannprøven helles i glassbegeret for måling
3. Begeret settes i turbidimeteret (READ)
4. Prøven skal bestråles i 5 min (trykk READ et par ganger under måling)



Figur C- 3: Måling av turbiditet 26.01.2016.

Eventuelle feilkilder: Fingeravtrykk på glasset under måling.

Al-rest

Kattås disponerer ikke instrumenter for måling av rest-metall. Prøvene analyseres på Aurevann vannbehandlingsanlegg av Vigdis Bjerke (ABV 2016a).

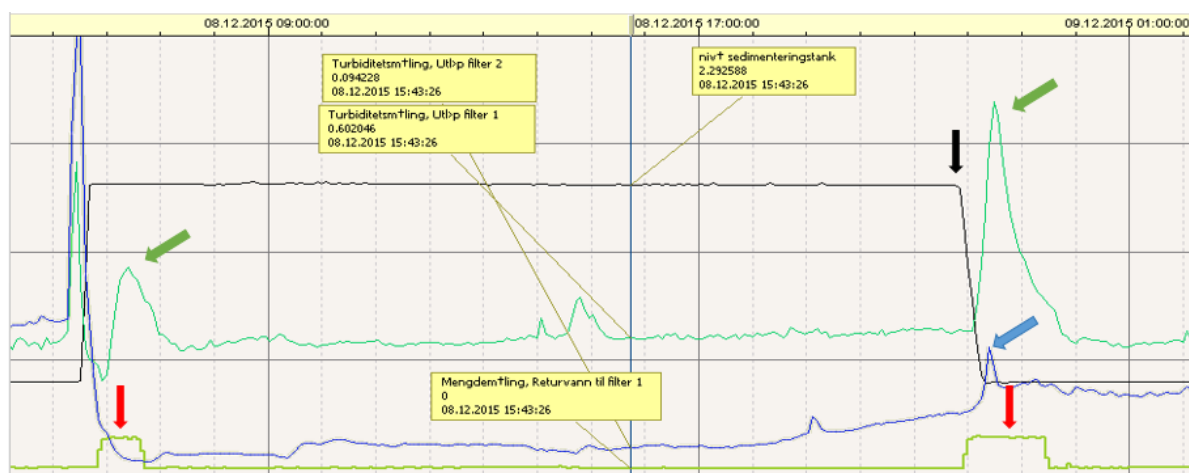
Vedlegg D: Returvann

Returvannet inneholder kjemikalier. Dette forstyrret kvaliteten på råvannet og dermed koaguleringsforholdene. Det var en enighet mellom ABV og VAV om å bruke returvannet i produksjonen og se bort de negative påvirkningene på pH og turbiditet.

Påvirkningene var minimale da tilbakespyling av filtrene var sjelden (Figur D- 1), fordi returvannet ble tilbakeført sjeldent (røde piler). Den første røde pilen skyldes tilbakespyling av filter 2 (modningsvann) og den andre røde pilen skyldes tømning av sedimenteringskolonnen (modningsvann og returvann).

Ved oftere spylinger reduseres sedimenteringstiden i sedimenteringskolonnen drastisk. Dette betyr at returvannet er av dårligere kvalitet og vil påvirke i større grad enn tidligere. Under piloten ble det forsøkt å oppnå en sedimenteringstid på minst 3 timer.

Under tømning av sedimenteringskolonnen (svart pil), ble turbiditeten til F1 og F2 forverret. Det ser ut til at returvannet påvirker F1 (grønn graf) mer enn F2 (blå graf). Grunnen til dette er nok at F2 er nyspylt og er bedre rustet til å ta imot returvann.

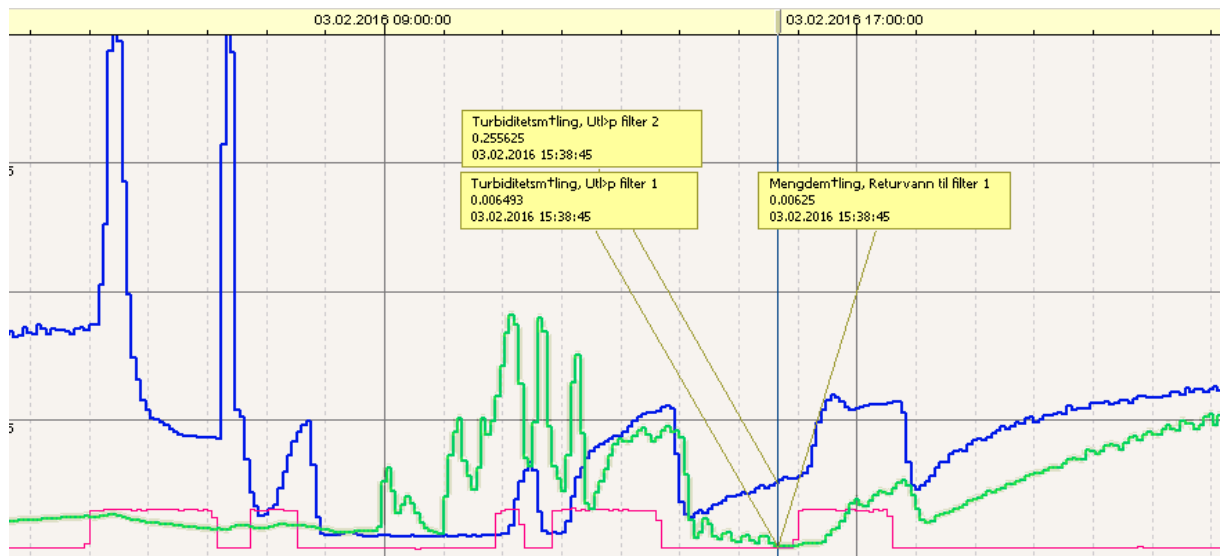


Figur D- 1: Skjermbilde fra 08.12.2015. Militærgrønn-graf: returvann. Blå graf: utløpsturbiditet F1. Grønn graf: utløpsturbiditeten F2. Svart graf: nivået i sedimenteringskolonnen. Dose: 2,0 mg Al/L. pH: 7,5. pH-justerende kjemikalie: soda

Under intens pilotkjøring har man oftere inkludering av returvann og det oppstår endringer i pH og turbiditet som ikke lenger er neglisjerbart.

Påvirkning på turbiditet

Returvannet (rosa graf) tilbakeføres hele fem ganger i løpet av filtersyklusen (Figur D- 2).
Returvannet påvirker utløpsturbiditeten til begge filtrene, F1 (grønn graf) mer enn F2 (blå graf).



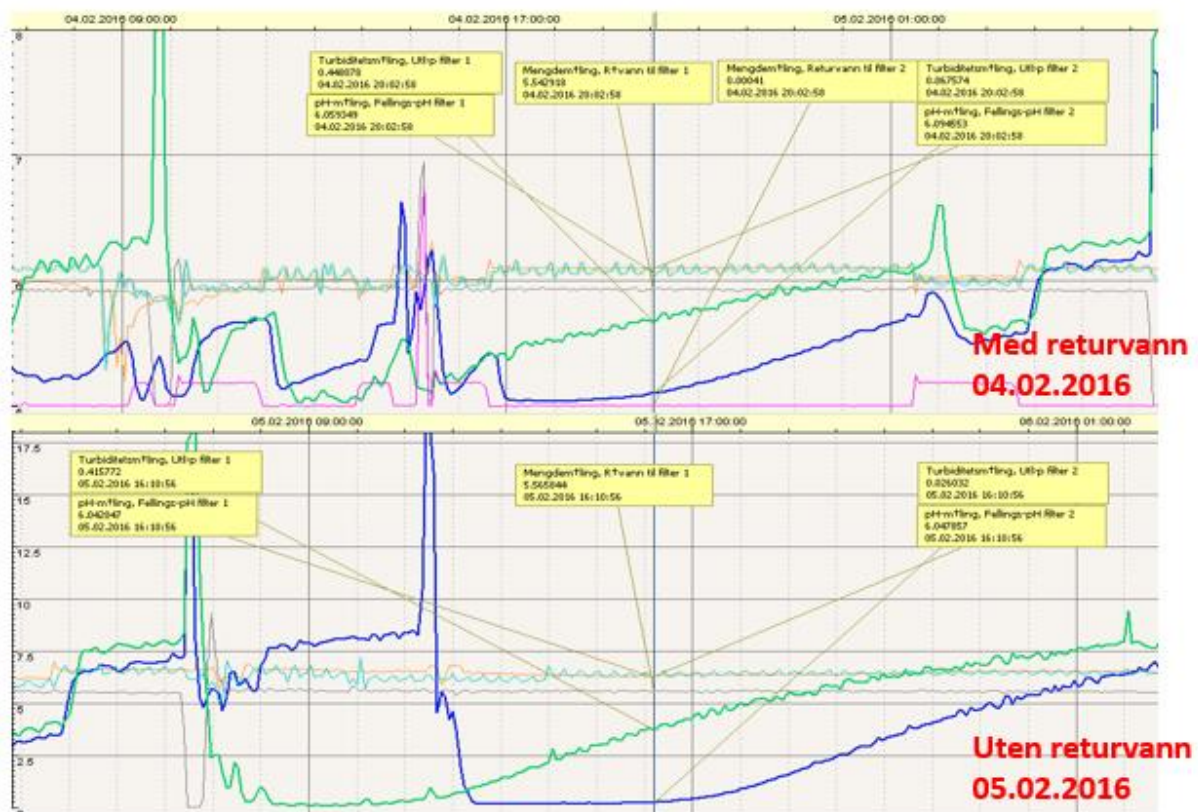
Figur D- 2: Filtersyklus filter 2 under intensiv kjøring. Tilbakespyling to ganger i løpet av filtersyklusen. Grafen viser turbiditetskurven for filter 1 og 2 (blå og grønn) og returvann (rosa). 03.02.2012: Dose: 2,0 mg/L og pH:6,0. pH-justerende kjemikalie: HCl.

Begge filtrene ble tilbakespylt denne dagen. Utløpsturbiditeten til F1 har ingen tydelig stabil fase. Før den rekker å stabilisere seg, tilbakeføres returvannet og destabiliserer forholdene/utløpsturbiditeten.

Siste tilbakeføring av returvann ser ut til å bidra til endelig gjennombrudd for begge filtrene. Hyppige tilbakespylinger gir brå endringer i råvannskvaliteten på grunn av returvannet. Dette belaster filtrene mer og kan føre til kortere filtersykluser.

Løsning på problemet

Fredag 05.02.2016 ble returvannstanken koblet fra. Frakobling av returtanken ga stabil utløpsturbiditet og pH (Figur D- 3). Dette ga gode og representative renseeffekter ved aktuell koagulantdose og pH.



Figur D- 3: Sammenlikning av situasjon med og uten returvann.

Returvannet blandes ikke med råvannet som før, men sendes til en annen tank. Fra tanken pumpes vannet ubehandlet gjennom et selvspylende filter som skal fjerne lakseparasitter i vannet.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway