



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 30 stp
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Fjerning av NOM ved bruk av adsorpsjon og membranfiltrering

Removal of NOM with Adsorption and Membrane
Filtration

Ingrid Marie Johnsen
Kjemi og bioteknologi

Sammendrag

En av de største utfordringene for drikkevann i Skandinaviske land er økt mengde organisk stoff, som for eksempel humus. Humus kan føre til driftsproblemer i renseanlegg, som blant annet tilskitning. Flere anlegg i Norge fokuserer på humusfjerning, og membranfiltrering har blitt en av de mest populære prosessene de seneste årene. På grunn av klimaendringene har humusmengden i innsjøer økt de siste årene. Det er derfor behov for å optimalisere og forbedre metoder for denne type anlegg. Fargetall kan brukes som et mål på vannets innhold av humusstoffer. Bjertnessjøen, som leverer vann til Sjonken vannverk i Nannestad, er et eksempel på en slik innsjø hvor fargetallet har økt drastisk de siste 20 årene. Dagens renseprosesser klarer ikke å håndtere den økte mengden humus i vannet. Det skal bygges et nytt renseanlegg og det nåværende skal brukes som reserveanlegg, men i tillegg er det behov for en forbedring av det eksisterende anlegget før det kan tas i bruk som reserverenseanlegg.

I denne oppgaven ble det utført forsøk med membranfiltrering ved hjelp av omvendt osmose (RO) av ubehandlet råvann og råvann behandlet med adsorbent HAOP. HAOP er en adsorbent spesielt utviklet for å adsorbere humussubstanser. RO filtrering kan trolig rense vannet for å tilfredsstille dagens krav, men det store usikkerheter knyttet til kostnader i et slik anlegg i forhold til kapasitet og levetid. Ubehandlet og behandlet råvann ble filtrert i hvert sitt RO-system samtidig for å teste effekten av HAOP. Det ble utført forsøk med to typer råvann, råvann fremstilt fra humusekstrakt og råvann tatt direkte fra Bjertnessjøen. For undersøkelse av tilskitning av membran i de ulike systemene ble hydrauliske parametere, vannkvalitetsparametere og skanningselektronmikroskop (SEM) av membranen analysert. Kjemiske analyser av zetapotensial og partikkelstørrelse ble utført for undersøkelse av humus og adsorbent.

Det ble kjørt to forsøksrunder med ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann, med bruk av filtrering med resirkulering av a) permeat og konsentrat og b) kun konsentrat. Forsøk med filtrering av permeat og konsentrat viste ingen tegn til tilskitning for verken ubehandlet råvann eller HAOP-behandlet råvann. Ved resirkulering av konsentrat derimot ble det oppnådd start av tilskitning ved filtrering av begge typer råvann. Dette ble konkludert ut fra membrananalysen som viste tydelige avsetninger på membranen. Membranen som filtrerte råvann behandlet med adsorbent HAOP viste ingen tegn til tilskitning ved noen av forsøkene.

Zetapotensialet viste klare forskjeller mellom ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann, zetapotensialet for ubehandlet råvann var mer negativt ved pH 12. Sammenligning av zetapotensialet av HAOP 4 og HAOP-behandlet råvann tyder på at HAOP har adsorbent humussubstanser. Ut fra forsøksobservasjonene kan det konkluderes med at HAOP adsorberer humus og hindrer tilskitning. Bruk av HAOP som forbehandlingsmetode vil derfor kunne avlaste membranen og hindre hyppig utskiftning av membran.

Abstract

One of the biggest challenges when it comes to drinking water in Scandinavian countries is an increased amount of organic matters such as humic substances. Humic substances can cause operational problems in treatment plants, such as fouling. Several plants in Norway have a focus on humic removal using membrane filtration. This has become one of the most popular processes in recent years. Due to the climate change, the amount of humic acid in lakes has increased in the recent years. New techniques are needed to optimize and improve methods for this type of facility. Colour can be used as a measure of the degree of humic substances present in the water. Bjertnessjøen, which supplies water to Sjonken treatment plant in Nannestad, is an example of such a lake where the colour has increased drastically over the last 20 years, and current purification processes cannot handle the increased amount of humic acid in the water. A new treatment plant will be built, while the current plant will be used as a backup system. In addition there is need for an improvement of the existing plant before it can be used as backup plant.

In this paper experiments were carried out by membrane filtration using reverse osmosis (RO) of untreated raw water and raw water treated with adsorbent HAOP. HAOP is an adsorbent specifically designed to adsorb humic substances. RO filtration can probably clean the water to such an extent that current requirements are satisfied, but there are large uncertainties associated with the cost of such a unit in relation to capacity and longevity. Untreated and HAOP-treated raw water were simultaneously filtered by RO systems to test the effect of HAOP. Experiments were carried out on two kinds of raw water, raw water based on respectively humic extract and water directly from Bjertnessjøen. Observation of hydraulic parameters, water quality parameters and analysis with a scanning electron microscope (SEM) were done to investigate if fouling occurred. Chemical analysis of zeta potential and particle size was carried out to examine humic acid and the adsorbent.

Two test rounds were run with both untreated raw water and HAOP-treated raw water using filtration with recycling of a) permeate and concentrate and b) only concentrate. Experiments with recirculation of permeate and concentrate showed no signs of fouling for either raw water or HAOP-treated raw water membranes. However, for only concentrate start of fouling was observed. This was based on membrane analysis that showed clear fouling on the membrane. The membrane used under filtration with HAOP-treated raw water showed no signs of fouling in either of the two cases.

Analysis of zeta potential showed clear differences between raw water and HAOP-treated raw water, zeta potential of raw water was more negative than zeta potential of HAOP-treated raw water at pH 12. Comparing the zeta potential of HAOP 4 and HAOP-treated raw water may suggest that HAOP have adsorbed humic substances. Based on experimental observations it is concluded that HAOP adsorbs humic acids and prevents fouling. Use of HAOP as pre-treatment may therefore relieve the membrane and prevent frequent replacement of the membrane.

Forord

Denne masteroppgaven er utført og skrevet våren 2016 ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i Ås. Oppgaven utgjør det avsluttende arbeidet på det femårige sivilingeniørstudiet kjemi og bioteknologi, og har et omfang på 30 studiepoeng. Oppgaven undersøker humusfjerning ved hjelp av membranfiltrering og adsorbent HAOP, noe som er et aktuelt tema innen drikkevannrensing. Hovedveileder på denne oppgaven har vært professor Harsha Ratnaweera, og professor Reidar Barfod Schüller har vært biveileder.

Denne oppgaven vekket interesse hos meg da den omhandler et praktisk problem og på grunn av at oppgavens resultatet kan brukes videre for å danne en optimal rensemethode for fjerning av humus. Videre er oppgaven klimarettet og har fokus på å finne løsninger på et av problemene som oppstår i vann ved klimaendringer. Det har vært spennende og inspirerende å bidra med kunnskap i et felt som er såpass viktig for fremtiden.

Målgruppen for dette arbeidet er ingeniører og andre som arbeider med å sikre god vannkvalitet frem til forbruker. Jeg håper resultatet av denne oppgaven kan sette adsorpsjon ved hjelp av adsorbenter på dagsorden, og at det kan forskes videre på dette samt andre klimarettede løsninger.

Jeg vil rette en stor takk til mine veiledere professor Harsha Ratnaweera og professor Reidar Barfod Schüller som har vært med å definere oppgaven, inspirert meg og veiledet meg i oppgaven. Ellers vil jeg rette en takk til aquteam COWI for å ha bistått med materialer og veiledning samt for god hjelp med oppgaven, spesielt Mona Eftekhari Dadkhah, Renata Tomczak-Wandzel og Eilen Arctander Vik. Dere har bidratt med mye god lærdom og vært til stor hjelp i forbindelse med forsøkene. Jeg vil også rette en takk til stipendiat Olga Kulesha ved Institutt for realfag og teknologi, IMT, samt senioringeniør Hilde Kolstad og avdelingsingeniør Lene Cecilie Hermansen fra NIBIO for å ha bistått med membrananalyser. En takk må også gå til Zakhar Maletskyie ved IMT som bidro under forsøkene med erfaring og veiledning.

Til slutt en stor takk til pappa og min bror for gjennomlesing og kommentarer av oppgaven.

Ingrid Marie Johnsen
Ås, 15.06.2016

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	I
Abstract	II
Forord	III
Liste over figurer	VI
Liste over tabeller.....	VIII
Liste over forkortelser	IX
1 Innledning.....	1
1.1. Oppbygging av oppgaven	1
1.2. Bakgrunn.....	1
1.3. Problemstilling	2
2. Teori	3
2.1. Råvannskilder og råvannskvalitet	3
2.2. Vannbehandling.....	4
2.3. Potensielle utfordringer i norsk vannbehandling	5
2.4. Naturlig organisk materiale (NOM)	8
2.4.1. NOM karakteristikk	8
2.4.2. Kjemiske og fysiske egenskaper med NOM.....	8
2.4.3. Problemer knyttet til NOM.....	10
2.5. Vannbehandling for humusrikt råvann	12
2.5.1. Koagulering/filtrering	12
2.5.2. Oksidering og biologiske filter (ozonering og BAC)	14
2.5.3. Ionebytting	15
2.5.4. Humusfjerning med bruk av adsorbent	16
2.5.5. Membranfiltrering.....	16
2.5.6. Andre metoder	23
2.6. HAOP og HIOP.....	24
3. Materialer og metode	25
3.1. Deltakere og laboratorium.....	25
3.2. Karakteristikk av råvann	25
3.2.1. Syntetisk råvann fremstilt av humusekstrakt	25
3.2.2. Råvann fra Bjertnessjøen	27
3.3. Tillaging av HAOP.....	28
3.4. Eksperimentelt oppsett	29
3.4.1. Beskrivelse av filtreringsoppsett	29
3.4.2. Installering av systemene	31
3.4.3. Membranmateriale	32
3.4.4. Forberedelse av systemene.....	32
3.4.5. Måling av farge.....	33
3.4.6. Turbiditetsmåler.....	33
3.4.7. pH-meter	34
3.4.8. Konduktivitetsmeter	34
3.4.9. Trykkmålere.....	35
3.4.10. Måling av strømning.....	36
3.4.11. Zetasizer	36
3.4.12. Instrumenter til analyse av partikkelstørrelse, Mastersizer og qNano	36
3.5. Prøvetaking	37

3.5.1.	Prøvetaking før forsøksstart.....	37
3.5.2.	Filtrering av springvann.....	38
3.5.3.	Prøvetaking av råvann fremstilt fra humusekstrakt.....	38
3.5.4.	Prøvetaking av råvann fra Bjertnessjøen	39
3.6.	<i>Analyse av zetapotensial ved bruk av Zetasizer</i>	40
3.7.	<i>Analyse av partikkelstørrelse ved Mastersizer</i>	41
3.7.1.	Utførelse av analyse	41
3.8.	<i>Analyse av partikkelstørrelse ved bruk av qNano</i>	41
3.8.1.	Forberedelse av apparatet og prøveforberedelser	41
3.8.2.	Analyse av prøver.....	43
3.9.	<i>Analyse av membraner</i>	43
4.	Resultater	44
4.1.	<i>Råvann fremstilt av humusekstrakt</i>	44
4.1.1.	Filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat	44
4.1.2.	Filtrering med resirkulering av konsentrat.....	47
4.1.3.	Analyse av membran.....	50
4.2.	<i>Råvann fra Bjertnessjøen</i>	51
4.2.1.	Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat	51
4.2.2.	Filtrering med resirkulering av konsentrat.....	54
4.2.3.	Analyse av membran.....	57
4.3.	<i>Analyse av partikkelstørrelse</i>	58
4.4.	<i>Analyse av zetapotensial</i>	59
4.4.1.	Forsøk med råvann laget fra humusekstrakt.....	59
4.4.2.	Forsøk med råvann fra Bjertnessjøen	62
5.	Diskusjon	65
5.1.	<i>Filtrering av råvann fremstilt av humusekstrakt</i>	65
5.1.1.	Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat	65
5.1.2.	Filtrering med resirkulering av konsentrat.....	68
5.1.3.	Analyse av membran.....	69
5.2.	<i>Filtrering av råvann fra Bjertnessjøen</i>	70
5.2.1.	Filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat	70
5.2.2.	Filtrering med resirkulering av konsentrat.....	71
5.2.3.	Analyse av membran.....	72
5.3.	<i>Analyse av partikkelstørrelse</i>	73
5.4.	<i>Analyse av zetapotensial</i>	74
6.	Konklusjon	79
6.1.	<i>Forslag til videre undersøkelser</i>	80
7.	Referanser	81
Vedlegg A	i
Vedlegg B	ii
Vedlegg C	xi
Vedlegg D	xx

Liste over figurer

Figur 2-1: Blindevannet i Lillesand (Skjærstad, 2013).	3
Figur 2-2: Endring i fargetall for fire innsjøer over 30 år. Verdier fra vann og avløpsetaten i Oslo (VAV) (Klimakommune, 2008).	6
Figur 2-3: Forventet havstigningsnivå i 2081-2100 (Miljødirektoratet, 2015).....	7
Figur 2-4: Endring i global middeltemperatur fra 1850-2015 samlet inn fra flere aktører (Nuccitelli, 2016). ...	7
Figur 2-5: Illustrasjon av molekylformelen til humus.....	9
Figur 2-6: Illustrasjon av molekylformelen til fulvus-syre.	9
Figur 2-7: De vanligste trihalometanene som forekommer under drikkevannrensing (Hydroviv, 2015).	11
Figur 2-8: Oversikt over virkeområdet for ulike membranfiltreringsprosesser (Ødegaard, 2015).....	19
Figur 3-1: Humus ekstrakt brukt til å produsere råvann er vist til venstre i bildet og HAOP prøven brukt til rensing av råvannet på høyre side . Foto: Ingrid Marie Johnsen.....	25
Figur 3-2: HAOP behandlet råvann og ubehandlet råvann. Foto: Ingrid Marie Johnsen.	26
Figur 3-3: Størrelsesfordeling av HAOP partier fremstilt av COWI (Vik et al., 2016).	28
Figur 3-4: Prinsippskisse av omvendt osmose- membranleggene ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat.	30
Figur 3-5: Prinsippskisse av omvendt osmose membranleggene ved filtrering med resirkulering av konsentrat.....	30
Figur 3-6: En av pumpene koblet til et av omvendt osmose anleggene. Foto: Ingrid Marie Johnsen.	31
Figur 3-7: Installert ventil for mulighet til prøvetaking etter filter.Foto: Ingrid Marie Johnsen.	31
Figur 3-8: Til venstre i figuren vises et av anleggene før start av installasjon, mens til høyre vises begge RO systemene under filtrering. Foto: Ingrid Marie Johnsen.	32
Figur 3-9: Membran med kapasitet 50 gpd før installering. Foto: Ingrid Marie Johnsen	32
Figur 3-10: Spektrofotometer brukt for fargemåling under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen.....	33
Figur 3-11: Turbiditetsmåler brukt for måling av turbiditet. Foto: Ingrid Marie Johnsen	34
Figur 3-12: pH-meter brukt under forsøk. Foto: Ingrid Marie Johnsen.....	34
Figur 3-13: Konduktivitetsmeter brukt under forsøk. Foto: Ingrid Marie Johnsen	35
Figur 3-14: En av trykkmålerne brukt under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen	35
Figur 3-15: Zetasizer brukt for måling av zetapotensialet av prøver under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen.	36
Figur 3-16: Prøve injisert i Zetasizer ved analyse av zetapotensial. Foto: Ingrid Marie Johnsen.	40
Figur 4-1: Trykk som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.	44
Figur 4-2: Trykk som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.	45
Figur 4-3: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.	45
Figur 4-4: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering. .	46
Figur 4-5: Permeat fluks som funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering.	46
Figur 4-6: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.	47
Figur 4-7: Trykk som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.	47
Figur 4-8: Trykk som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og for springvann under filtrering.	48
Figur 4-9: Permeat fluks som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering. ..	48
Figur 4-10: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for råvann under filtrering og springvann under filtrering før og etter batch filtrering.	48
Figur 4-11: Permeat fluks som en funksjon av volum for HAOP behandlet råvann og springvann filtrert før og etter forsøk.	49
Figur 4-12: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.	49
Figur 4-13: Fargetall som en funksjon av volum for råvann og HAOP-behandlet råvann for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat.	50
Figur 4-14: Overflatebilde av 50 gpd membraner. Membranen til venstre er fra RO anlegget som filtrerte HAOP- behandlet råvann, mens bildet til høyre er av membran fra anlegget som filtrerte ubehandlet råvann.....	50

Figur 4-15: Overflatebilder tatt nærmere membranen. Bildet til venstre viser membranens overflate fra systemene som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Bildet til høyre viser membranoverflaten fra anlegget som filtrerte ubehandlet råvann.....	51
Figur 4-16: Trykk som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	52
Figur 4-17: Trykk som funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering.....	52
Figur 4-18: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	52
Figur 4-19: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	53
Figur 4-20: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	53
Figur 4-21: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering.....	54
Figur 4-22: Trykk som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	54
Figur 4-23: Trykk som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.....	55
Figur 4-24: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	55
Figur 4-25: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.....	56
Figur 4-26: Permeat fluks som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.....	56
Figur 4-27: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.....	57
Figur 4-28: Fargetall som funksjon av volum for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat.....	57
Figur 4-29: Overflatebilder av membranoverflaten til membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann og membranen som filtrerte ubehandlet råvann.....	58
Figur 4-30: Partikkelstørrelsesdistribusjon av HAOP 4.....	58
Figur 4-31: Partikkeldiameter plottet mot partikkelkonsentrasjon for humusekstrakt analysert av qNano... ..	59
Figur 4-32: Zetapotensial som en funksjon av pH for humusekstrakt.....	59
Figur 4-33: Zetapotensial som funksjon av pH av HAOP 4.....	60
Figur 4-34: Zetapotensial som funksjon av pH av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering.....	60
Figur 4-35: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt av HAOP-behandlet råvann etter 4 og 12 dagers filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat.....	61
Figur 4-36: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt av ubehandlet råvann etter 4 og 12 dagers filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat.....	61
Figur 4-37: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat.....	62
Figur 4-38: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat.....	62
Figur 4-39: Zetapotensial som funksjon av pH av ubehandlet råvann og HAOP behandlet råvann før filtrering.....	62
Figur 4-40: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat og permeat.....	63
Figur 4-41: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat og permeat.....	63
Figur 4-42: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat.....	64
Figur 4-43: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat.....	64

Liste over tabeller

Tabell 3-1: Vannkvalitetsparametere i råvann, mars 2016.	26
Tabell 3-2: Vannkvalitetsparametere i råvannet behandlet med HAOP, mars 2016.....	26
Tabell 3-3: Vannkvalitetsparametere av råvann fra Bjertnessjøen mottatt mai.....	27
Tabell 3-4: Vannkvalitetsparametere for HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen mottatt mai.....	27
Tabell 3-5: Karakteristikk av HAOP partikler laget av COWI for forsøk. Råvann behandlet med HAOP 4 ble brukt (Vik, Dadkhah, Tomczak-Wandzel, Rathnaweera, & Nilan, 2016).....	28
Tabell 3-6: Justerte parametere under preparering av ulike partier HAOP. Parti 4 ble brukt videre i forsøk (Vik et al., 2016).	29

Liste over forkortelser

C – Carbon
COD – Chemical oxygen demand
DBP – Disinfection by-product
DOC – Dissolved organic carbon
EC – Electro coagulation
FA – Fulvic acid
GAC – Granular activated carbon
Cl – Chlorine
HA – Humic acid
HAAs – Haloacetic acids
HAOP – Heated aluminium oxide particles
HIOP – Heated iron oxide particles
IKBM – Intitutt for kjemi, bioteknologi og matvitenskap
IME – Internal micro-electrolysis
IMT – Institutt for matematikk og teknologi
INA – Institutt for naturforvaltning
MF – Micro filtration
Mg – Magnesium
MS – Mass spectrometry
MW – Molecular weight
MWCO - Molecular weight cut off
N – Nitrogen
Na – Sodium
NF – Nano filtration
NMBU –Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
NMR – Nuclear magnetic resonance
NOM – Natural organic matter
OBF – Ozone biofiltration
O – Oxygen
P – Phosphorus
PAC – Powdered activated carbon
POC – Particulate organic carbon
RO – Reverse osmosis
S – Sulfur
SEM-Scanning electron microscope
Si – Silicon
SUVA₂₅₄ – Spesifikk UV absorbans ved 254 nm
TDS - Total dissolved solids
THM – Trihalomethan
TOC – Total organic carbon
UF – Ultra filtration
UV – Ultraviolet radiation

1 Innledning

1.1. Oppbygging av oppgaven

Kap.1 gir bakgrunnen til oppgaven. I kap.2 beskrives teorien for temaer som danner bakgrunnen for undersøkelsene som har blitt utført. Dette gjelder temaer som råvannskilder og råvannskvalitet, klimautfordringer, utfordringer med naturlig organisk materiale og drikkevannsrensing med hensyn på fjerning av humus.

I kap.3 gis en grundig beskrivelse av metoder og valg for forsøksutførelse, materialer, instrumenter og annet utstyr som er brukt.

I kap.4 blir resultatene fra forsøkene presentert, og disse blir videre diskutert og sammenlignet med informasjon fra forsøk og litteratur i kap.5. Rapporten avsluttes med konklusjon og forslag til videre arbeid i kap.6.

1.2. Bakgrunn

I løpet av de siste 20 årene har råvann i Skandinavia fått en mer markant farge. Dette kommer trolig av faktorer som er relatert til klimaendringer og problemet forventes dermed å øke med årene som kommer. En forventet økning i intensiteten og mengde nedbør kan medføre at mer masser blir vasket ut i vassdrag, deriblant naturlig organisk materiale (NOM). NOM har en negativ effekt på renseprosessene i vannverk og påvirker også vannets biologiske stabilitet. I Norge er NOM som regel i form av humus. Humus kan defineres som langkjedede, tungt nedbrytbare organiske stoffer og de fleste overflatevannkilder har et høyt humusinnhold. Det er helt nødvendig å fjerne humus i drikkevannet av både helsemessige og fysiske årsaker. Metoder som kjemisk felling og filtrering er tradisjonelle rensemetoder i Norge, mens membranfiltrering har blitt en etablert metode for rensing av humusholdig drikkevann i Norge i løpet av kort tid, fra 1989 til 1995 (Thorsen, 1999).

Sjonken, UNIVANN, vannverk leverer vann til kommunene Ullensaker og Nannestad, og bruker overflatevann fra Bjertnessjøen som råvann. Grunnet klimaendringene har vannkvaliteten blitt forverret, og spesielt de siste 20 årene har man kunnet se en betydelig endring. Fargetallet i råvannet har økt fra 20 mg Pt/l i 1994 til 55 mg Pt/l i 2012, og samtidig har vannbehovet økt fra 3.4 til 4.8 mill.m³/år. Per dags dato opererer vannverket med et filtreringsanlegg som bruker jernbasert koagulant (PIX) og 16 sandfilter. UV blir brukt som desinfeksjon og korrosjonskontroll blir utført ved bruk av 8 CaCO₃- filter.

Det bygges et nytt vannverk som skal tas i bruk i 2017 og dette vannverket skal bruke Hurdalssjøen som råvann. Bjertnessjøen skal brukes videre som et reservevann og det er nødvendig med en oppgradering av det eksisterende anlegget for å takle den økte mengden humus. Drikkevannsforskriften §11 sier at alle vannverk skal ha en reservevannkilde som kan levere tilstrekkelig vann i en nødsituasjon (Lovdata, 2001). Denne reservevannkilden må

selvsagt tilfredsstillende forskriftskravene til vannkvalitet. Rensemetsoden for en slik reservevannkilde må til enhver tid være klart til å brukes og være mest mulig automatisert. Dette er viktig for å få reservevannkilden raskest mulig operativ, blant annet ved å unngå at det må brukes ekstraordinær bemanning.

Økt mengde humus kan føre til driftsproblemer som tilskitning, noe som igjen kan føre til en nedgang i kapasitet. Ved en kapasitetsnedgang vil det være økt behov for vasking av membranene og dette påvirker dimensjoneringen av membranfiltreringsanlegget. Adsorbenter er vist å være svært effektive som forbehandling for å redusere humusfraksjoner og dermed hindre tilskitning av membran. "Heated aluminium oxide particles", HAOP, er en adsorbent som er svært effektiv med hensyn til humusfjerning og er dermed nyttig å ta i bruk ved innsjøer med økt humusmengde, som Bjertnessjøen.

I denne oppgaven er effekten av adsorbenten HAOP sammen med membranfiltrering testet i forhold til forhindring av tilskitning av membraner.

1.3. Problemstilling

Det skal vurderes hvorvidt HAOP er såpass effektivt at det er mulig å fjerne tilstrekkelig mengde humus før filtrering for å unngå hyppig tilskitning. Slik kan det vurderes om Sjonken vannverk har et godt grunnlag for å begynne å bruke denne adsorbenten i sitt reservevannverk. Filtreringsoppsettet med HAOP er i forskningsfasen og hovedmålet med denne oppgaven er å utvikle denne metoden, samt å undersøke effekten av HAOP ved sammenligne HAOP-behandlet råvann med ubehandlet råvann.

Under følger fire problemstillinger som oppgaven prøver å bidra til svaret på:

1. Hvor god renseseffekt har membranfiltreringen ved bruk av HAOP som adsorbent?
2. Er HAOP i stand til å adsorbere stor mengde humus?
3. Adsorberer HAOP en spesiell type humus med tanke på partikkelstørrelse og zetapotensial?
4. Vil vann med ulike kjemiske egenskaper oppføre seg ulikt i HAOP?

2. Teori

Dette kapitlet beskriver dagens situasjon og fremtidige problemer for bruk av råvann med hensyn på kvalitet, forurensning og rensing. Kapitlet er spesielt rettet mot humus.

2.1. Råvannskilder og råvannskvalitet

Det er rikelig med tilgang på vannkilder i Norge. Både overflatevann og grunnvann brukes til drikkevann. Overflatevann er vann som samler seg i elver, bekker, tjern og innsjøer og kvaliteten avhenger av ytre faktorer som sur nedbør, berggrunn, jordsmonn og menneskelig aktivitet. Grunnvann blir karakterisert som det vannet som sammenhengende fyller hulrom i grunnen (Ødegaard, 2014). Grunnvannverk forsyner som regel mindre tettsteder og steder med spredt bebyggelse i Norge, mens i Danmark forsynes nesten 100% med grunnvann (Folkehelseinstituttet, 2004a). Ubehandlet vann som tas fra vannkilden kalles råvann, og rundt 70 % av alle vannbehandlingsanlegg i Norge henter råvann fra overflatevannkilder (FHI, 2015).

Både store, dype innsjøer og mer grunne innsjøer brukes som drikkevannskilder. De store, dype innsjøene (dypere enn 20 m) gir mer stabil vannkvalitet, mens små innsjøer har likevel bedre vannkvalitet enn elv og bekk (Folkehelseinstituttet, 2004a). Elver og bekker innehar råvann som vil ha svært varierende kvalitet. Det er ønskelig å finne en kilde som leverer godt og trygt råvann, med stabil og god kvalitet gjennom hele året, slik at det trengs minst mulig vannbehandling. Figur 2-1 viser Blindevannet i Lillesand som er en typisk norsk vannkilde.



Figur 2-1: Blindevannet i Lillesand (Skjærstad, 2013).

De fleste overflatevann leverer vann som er mot den sure siden. Bergartene som fins i Norge er hovedsakelig harde og nøytraliserer i liten grad surt regnvann og lite oppløste mineraler bidrar til lav pH (Ødegaard, 2014). Råvannskvaliteten varierer gjennom året og det er avgjørende at vannbehandlingen reguleres deretter.

Råvannet som brukes i Norge er typisk bløtt vann ($<0,5$ mg Ca/l), dette vil si at det inneholder en liten konsentrasjon av magnesium og kalsium. De fleste nordiske land, med Danmark som unntak, bruker innsjøer som vannkilde. Disse innsjøene har karakteristisk lav turbiditet ($<<1$

NTU) og lav alkalitet ($<0,5$ mekv/l) (Ødegaard, 2014). Fargetall kan brukes som et mål på humusinnhold i vannet da humus gir vannet en gulbrun farge. Fargetall måles spektrofotometrisk og angis i mg Pt/l. Råvann fra overflatekilder har typisk et fargetall i området 30-100 mg Pt/l og et innhold av organisk stoff i området 3-7 mg C/l (Ødegaard, 2014). Fargetall og total organisk karbon (TOC) varierer mye med årstidene, de høyeste verdiene finner sted på høsten mens de lavere verdiene finner sted på vinteren. TOC er et mål på vannets innhold av totalt karbon. Kravet i drikkevannsforskriften sier at fargetall skal være under 20 mg Pt/l og innhold av organisk stoff under 5 mg TOC/l (Ødegaard, 2014). I norske rensesanlegg ligger ofte disse verdiene henholdsvis under 10 mg Pt/l og under 3 mg TOC/l. I følge samme forskrift skal pH i vannet ligge mellom pH 6,5-9,0 (Lovdata, 2001). I tillegg til fargefjerningen er det ønskelig å behandle vannet med tanke på å minimere korrosjon på ledningsnett. Dette gjøres ved bruk av korrosjonskontroll.

De organiske forurensingene i overflatevann er av både naturlig og syntetisk opprinnelse. De består av et bredt spekter av substanser med ulike egenskaper når det gjelder molekylvekt og struktur. NOM kommer fra jord og sediment samt fra produkter fra biologisk aktivitet, nedbrytning av planter og andre organismer som humus og protein. Avrenning fra jordbruk og avløpsvann, samt kloakk og industriavfall er kilder som bidrar med eksternt organisk materiale. Sammensetningen og strukturen av organisk stoff er mangfoldig og kan både være på kolloidal form eller tilstede som suspensjon (Polasek).

Vannkvalitet kan måles etter parametere som lukt, smak, turbiditet, pH, temperatur, kjemisk oksygen behov (COD), oppløst organisk materiale (DOC), næringsstoffer og biologiske parametere. Næringsstoffer innebærer organiske og uorganiske mikroforurensinger som metaller, pesticider og farmasøytiske midler. Biologiske parametere innebærer blant annet patogene mikroorganismer og cyanobakterier (Delpla, Jung, Baures, Clement, & Thomas, 2009). Om grenseverdiene av analyseparametere overskrides må rensesprosessene tilrettelegges deretter (Folkehelseinstituttet, 2004b).

I områder der det skjer hyppige frysninger og tiningen i jordsmonn og vegetasjon, forekommer det gulbrunt vann på grunn av humus. Den gulbrune fargen skyldes en naturlig tilstand som gjør ubehandlet råvann uegnet til bruk av drikkevann. Humusrikt vann gir en rekke bruksmessige ulemper og det er derfor viktig å finne best mulig behandling slik at det kan utnyttes som en god drikkevannskilde. Før 1980 ble det i liten grad bygget vannbehandlingsanlegg rettet mot fjerning av humus i Norge, men i løpet av de siste 20-30 årene har det blitt bygget en lang rekke vannbehandlingsanlegg for humusrikt vann (Ødegaard, 2014).

2.2. Vannbehandling

Vannbehandlingsmetoder er prosesser som endrer vannets fysiske, kjemiske og/eller mikrobiologiske sammensetning, og har som formål å sikre en hygienisk betryggende barriere og bruksmessig tilfredsstillende drikkevann (Folkehelseinstituttet, 2004a). Drikkevannsforskriften §3 definerer en hygienisk betryggende barriere som en naturlig,

tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter samt fortynne, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko (Lovdata, 2001). Hovedkomponentene som det er ønskelig å fjerne er NOM, humus, partikler, farge, lukt, smak, patogene mikroorganismer, jern, mangan, hardhet, fluorid, radon, hydrogensulfid, organiske mikroforurensinger og korrosivitet (Folkehelseinstituttet, 2004c). I drikkevannsforskriften §12 står det at drikkevann skal være hygienisk betryggende, klart og uten fremtredende lukt, smak eller farge (Lovdata, 2001). Drikkevannsforskriften har krav om to hygieniske barrierer (Lovdata, 2001).

Vannbehandlingsanlegg kan være alt fra svært enkle anlegg til mer avanserte anlegg med mange delprosesser. En rekke ulike enhetsprosesser kan brukes for rensing og valg av enhetsprosess er avhengig av råvannets karakter og kvalitet, økonomi, driftsforhold og anleggets størrelse (Folkehelseinstituttet, 2004a). I denne oppgaven er det fokusert på råvann med høyt innhold av humus og enhetsprosesser og prosesskombinasjoner rettet mot humusfjerning er derfor diskutert videre i kapittel 2.5.

2.3. Potensielle utfordringer i norsk vannbehandling

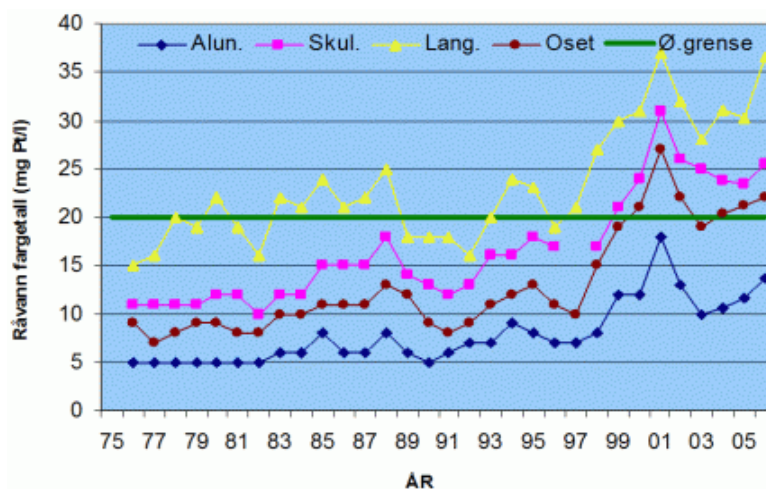
Både dagens samfunn og klima er i stadig endring. En vannkildes karakteristikk varierer og avhenger av flere faktorer som årstid, nedbør, avrenning og temperatur. To av de største potensielle utfordringene i norsk vannbehandling er klimaendringer og befolkningsvekst. Alle store byer i Norge har de siste årene opplevd befolkningsvekst. Dette gir nye utfordringer med tanke på drikkevannsbehandling. Når forbruket øker vil det føre til en økt belastning på vannbehandlingsanleggene og samtidig kan befolkningsveksten medføre økt forurensning av drikkevannskilder. Økt internasjonalt samkvem har ført til at omfanget og typer av sykdomsfremkallende mikrober i vårt nærmiljø har blitt mer uoversiktlig (Folkehelseinstituttet, 2004a). Dette er faktorer som må tas hensyn til.

Bruk av overflatevann som råvannskilde kan by på flere utfordringer både med tanke på kjemisk og fysisk vannkvalitet. Både naturlige endringer og endringer som oppstår grunnet forurensninger og utslipp påvirker kvaliteten på vannet. Mikrobiologiske utfordringer som lukt, smak og innhold av patogene mikroorganismer må løses ved bruk av nye rensemetoder eller oppgradering av eksisterende rensprosesser.

Klimaendringene har ført til mer ekstremt vær de siste årene, og dette fører med seg flere utfordringer innen både drikkevann- og avløpsvannrensing. Klimaendringene er nå blitt et velkjent og anerkjent problem og flere tiltak må iverksettes for å minimalisere konsekvensene knyttet til dette. Havstigning, tusenårsregn, mer ekstremvær som flom, stormer samt flere og mer voldsomme byger er noen av konsekvensene av global oppvarming (Miljødirektoratet, 2015). Økt temperatur, samt økt og mer ekstrem nedbør er de to klimaendringene som påvirker råvannskvaliteten mest. Tørke av jord før gjenfukning og stråling vil også påvirke til en viss grad (Delpla et al., 2009).

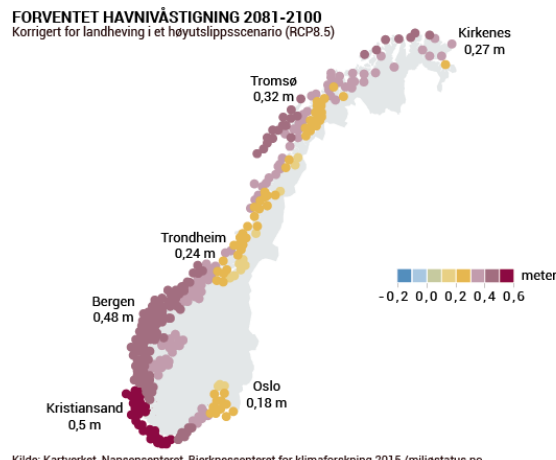
Den økte mengden nedbør kan føre til erosjon og avrenning, et resultat av dette er økt antall parasitter og mikrober fra ekskrementer til ville dyr. Dette påvirker dermed den mikrobielle vannkvaliteten. Videre kan erosjon lede til innsnevring av ledninger. Langvarig regn vil føre til mer avrenning av jord, noe som vil føre til en endring i NOM-komposisjon og vannets fluks. Endringer i både kvalitet og kvantitet vil oppstå, surgjøring av vannet vil forekomme da NOM bidrar til surgjøring av overflatevann. Økt nedbør vil også kunne forårsake overvann og oversvømmelseskader på eiendom og infrastruktur. Flom kan føre til konsentrert NOM, mens storm bidrar til økt avrenning av NOM inn i råvannskilder og påvirker derfor vannkvaliteten ved direkte fortykning eller ved endring av konsentrasjonen av oppløste substanser. Dette medfører endret mengde og karakter av NOM (Becker et al., 2015). Ved store mengder humus i vannet vil også andre driftsproblemer oppstå, slik som tilskitning av filter (også kalt fouling). Dette er en stor utfordring ved membranfiltrering, og vil derfor bli videre diskutert i avsnitt 2.5.5.

I de siste årene har det vært en merkbar økning av farge og mengde organisk stoff i mange innsjøer som fungerer som drikkevannskilder i Norge (Hongve, Riise, & Kristiansen, 2004). Figur 2-2 viser endringen i fargetall ved fire innsjøer i Oslo-området fra 1975-2005. Den grønne linjen angir høyest tillatte fargetall (20 mg Pt/l) i drikkevann. De fire er hhv. Alun: Alunsjøen, Skul: Skullerud vannverk, Lang: Langlia og Oset: Oset vannverk med Elvåga som råvannskilde. Grafen viser at de største endringene oppsto fra år 1998 til 2005. Undersøkelser tilsier at fargetallet har fortsatt å øke i årene frem til nå, og vil fortsette å øke i årene som kommer. Klimaendringene vil føre med seg en endring i karakteristikken til overflatevannet, noe som må tas hensyn til når det velges renseprosesser. På grunn av økt mengde NOM i overflatevannet vil fargetallet stige, og noen vannkilder har opplevd en såpass stor økning som en dobling i fargetall de siste årene (Hongve et al., 2004). Det er observert samsvar mellom fargetall og nedbør i innsjøer. Høyere gjennomsnittstemperatur og økt mengde nedbør gjennom året vil lede til henholdsvis økt produksjon og økt tilførsel av organisk materiale til overflatevannet (Folkehelseinstituttet, 2004c).



Figur 2-2: Endring i fargetall for fire innsjøer over 30 år. Verdier fra vann og avløpsetaten i Oslo (VAV) (Klimakommune, 2008).

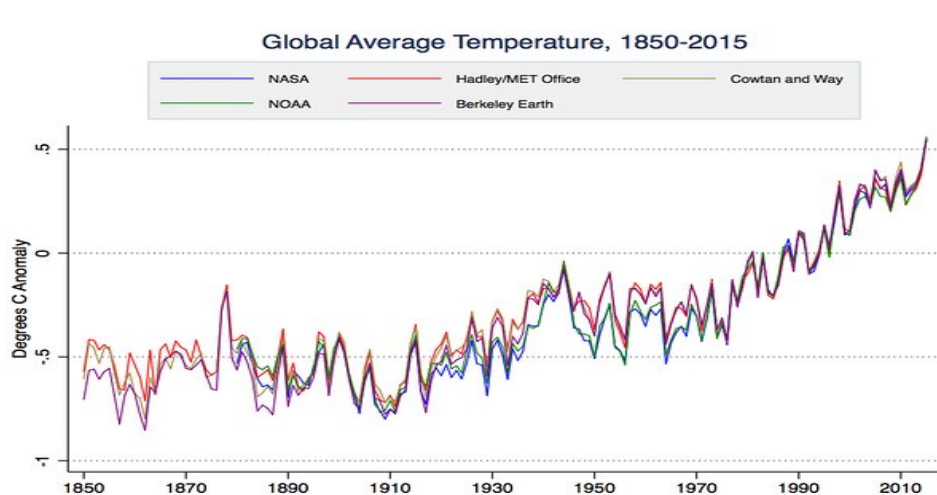
Figur 2-3 viser en oversikt over forventet havstigningsnivå i 2081-2100. Figuren viser at havet vil stige vesentlig over hele Norge, spesielt på Vestlandet.



Figur 2-3: Forventet havstigningsnivå i 2081-2100 (Miljødirektoratet, 2015).

Temperaturøkningen i Norge i 2100 ventes å bli mellom 2,5 og 3,5 °C i forhold til dagens temperatur. Vintrene vil bli mildere og sommertemperaturen vil øke. Den årlige nedbørsmengden ventes å øke med mellom 5 og 20 %, spesielt langs kysten i sørvest og helt nord i landet. Det forventes at nedbøren øker mest på høsten og ekstreme nedbørsmengder vil forekomme oftere enn tidligere (Fuglestvedt, Harstveit, & Benestad, 2015). I flere innsjøer i Nord-Europa og i Nord-Amerika har vanntemperaturer økt, noe som påvirker innsjøens hydrodynamikk. Datamodeller anslår en temperaturøkning med rundt 2 °C i europeiske innsjøer frem til år 2070 (George, Hurley, & Hewitt, 2007). Temperaturøkning i vannet vil føre til økning i pH og alkalitet, noe som vil påvirke kjemiske renseprosesser.

FNs klimarapport sier at den globale gjennomsnittstemperaturen kommer til å fortsette å øke (IPPC, 2014). Figur 2-4 viser en oversikt over endringen i global middeltemperatur fra 1850-2015. Data er samlet inn fra flere aktører og det kan klart og tydelig sees en markant temperaturøkning.



Figur 2-4: Endring i global middeltemperatur fra 1850-2015 samlet inn fra flere aktører (Nuccitelli, 2016).

2.4. Naturlig organisk materiale (NOM)

2.4.1. NOM karakteristikk

Organisk stoff er en samlebetegnelse for en rekke organiske enkeltstoffer, og disse kan igjen organiseres i grupper hvor blant annet NOM inngår. Typisk for norske vannkilder er et visst innhold av NOM, inkludert humus og fargestoffer, som hovedsakelig stammer fra nedbrutt plantemateriale (Folkehelseinstituttet, 2004c). Humuspartiklene er ofte større i bløtt vann enn i hardt vann da førstnevnte har lavere innhold av kalsium og magnesium. NOM kan karakteriseres etter innholdet av respektive humus- og ikke-humusbaserte substanser, etter hydrofobitet og hydrofilitet eller etter molekylstørrelse (Hidayah, Chou, & Yeh, 2015). De hydrofobe substansene representerer nesten 50 % av oppløst organisk karbon (DOC) med større molekylvekt. En stor fraksjon av NOM kommer fra humus, som er rapportert til å representere 60-70 % av TOC i jord og 60-90 % av DOC i de fleste råvann (Zularisam, Ismail, & Salim, 2006). Noen steder kan NOM oppta hele 80 % eller mer av DOC (Ledesma, Kohler, & Futter, 2012). I drikkevann brukes TOC, COD, UV absorpsjon og farge for å karakterisere mengde organisk stoff.

2.4.2. Kjemiske og fysiske egenskaper med NOM

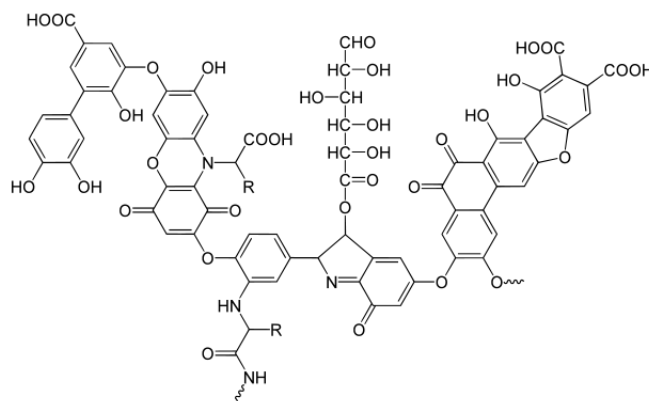
NOM består som nevnt hovedsakelig av humus. Humus har medium til høy molekylvekt og har en kompleks blanding av kjemiske egenskaper (Evans, Monteith, & Cooper, 2005). Kjennskap til disse egenskapene er viktig med hensyn på å velge best mulig renseprosess, optimalisere vannbehandlingen, kontrollere gjenvækst, biofilmdannelse og begroing i ledninger (Eikebrokk, 2015). I innsjøer med kort oppholdstid rekker ikke humusstoffene å bli brutt ned før vannet forlater innsjøen og vannet får en gulbrun farge (Folkehelseinstituttet, 2004b). Humusstoffene er ikke fullstendig oppløst i vannet men foreligger i kolloidal oppløsning. Dette fører til de kleber seg til overflater slik som innsiden av drikkevannsledninger og danner et mørkt belegg (Folkehelseinstituttet, 2004b).

NOM forekommer hovedsakelig i råvann i to former. Den ene formen er introdusert NOM som stammer fra jord der humus dominerer. Den andre formen er lokal NOM av mikrobiell opprinnelse, for eksempel organisk materiale fra alger (Baresova, Pivokonsky, Naceradska, & Henderson). Molekylvekt viser at humussubstanser fra organisk materiale i alger er mindre hydrofobe og mindre aromatiske med lavere molekylvekt enn organiske substanser som stammer fra jord (Baresova et al.). Vanlige funksjonelle grupper som forekommer i NOM er fenol, hydroksyl, karbonylgrupper og karboksylsyrer. NOM består av en del komponenter med lavmolekylærvekt som karbohydrater og aminosyrer og en større mengde komplekser av høymolekylærvekt. Det forekommer mest av høymolekylær NOM i Norge og det er den delen av NOM som bidrar mest til farge i vannet (Ødegaard, Østerhus, Melin, & Eikebrokk, 2010).

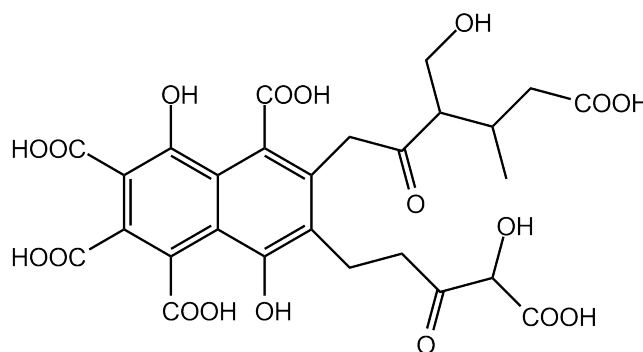
NOM som stammer fra kaldt klima og sur jord vil inneholde mer aromatiske forbindelser som fenol, kitin og keton. Humussubstanser kan være proteiner, fettsyrer, aminosyrer, polysakkarider, fenoler, karboksylsyrer, karbohydrater, alkohol, lignin, resin og kinin, og substansene inneholder aromatiske og alifatiske funksjonelle grupper. Karboksylsyregrupper (COOH) er høyt representert i humus og hele 60-90 % av alle de funksjonelle gruppene består

av karboksylsyre (Hong & Elimelech, 1997). Grunnet de mange karboksylsyrene er humus negativt ladet i pH-området til råvann med mange negative ladninger per partikkel. Den gulbrune fargen er knyttet til partikler med en molekylvekt større enn 5000 g/mol (Thorsen & Fløgstad, 2005) og er forårsaket av konjugerte aromatiske dobbeltbindinger. Ved 2000 g/mol er aromatiske strukturer sterkest, mens metylgrupper er tilstede i både store og små partikler.

Humuspartikler varierer i størrelser fra små molekyler mindre enn 1 nm og opp til partikler større enn 1 µm (Thorsen, 1999). Størrelsen og formen på humus varierer etter løsnings karakteristikk. Humus er vanligvis delt inn i tre kategorier, huminsyre (HA), fulvus-syre (FA) og humin. Forholdet mellom disse avhenger av faktorer som miljø, temperatur, regn og jordtype (Grace, Clifford, & Healy). HA og FA er anioniske polyelektrolytter med negativt ladet karboksylsyre, metoksi, karbonyl og fenol som funksjonelle grupper. HA er løselig ved høyere pH, mens FA er løselig i vann ved alle pH. Forsøk har vist at hydrofobe fraksjoner av NOM, som humus, står for mer tilskitning enn hydrofile fraksjoner. Figur 2-5 illustrerer et eksempel på hvordan molekylformelen til humus kan være. I Figur 2-6 er molekylformelen til fulvus-syre illustrert. Det er stor variasjon i litteraturen når det kommer til de strukturelle og kjemiske egenskapene ved humus. Humuspartiklene under ca. 2 nm domineres av hydrofile anioner, og andelen aromatiske strukturelementer og til dels hydrofob karakter øker i større partikler opp mot 10-20 nm. De største partiklene er karakterisert ved at de har et økende innhold av polysakkarid-kjeder (Thorsen & Fløgstad, 2005).



Figur 2-5: Illustrasjon av molekylformelen til humus.

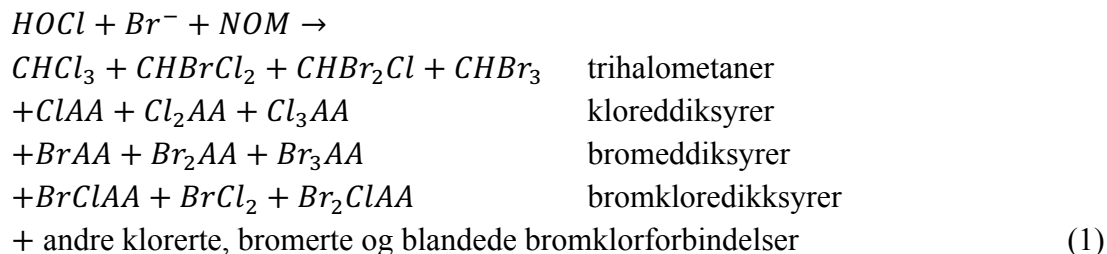


Figur 2-6: Illustrasjon av molekylformelen til fulvus-syre.

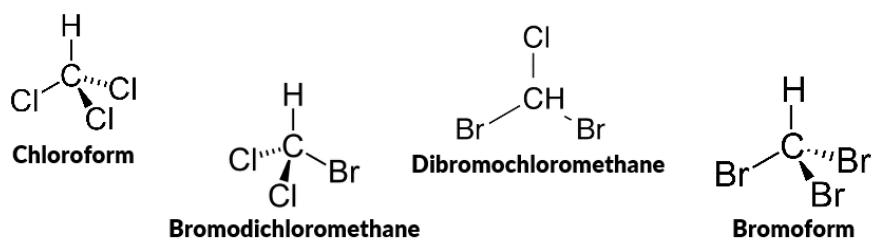
Stokes-Einsteins ligning kan brukes til å finne praktisk partikkeldiameter. Denne er enkel å relatere til partikkelegenskaper som diffusjon og viskositet som er viktige ved membranfiltrering. Humuspartikler er ofte sett på som tilfeldige kjeder, men (Thorsen, 1999) definerte humus til å ha ellipsoide form i sin rapport for å få dannet en mer praktisk modell for enkel matematisk håndtering. Ut fra ellipsoide modellen kunne partikkeldimensjonen beregnes ved bruk av en modell som beskriver den hydrodynamiske diameteren. Ut fra bruk av denne modellen ble det funnet at humuspartikler er svært lange og tynne med økende størrelse (Thorsen, 1999).

2.4.3. Problemer knyttet til NOM

Tilstedeværelse av NOM påvirker vannets kjemiske, biologiske og hygieniske egenskaper. Noen av substansene kan være giftige, mutagene og forårsake allergier (Polasek), mens andre substanser ikke er giftige alene, men kan reagere med kjemikalier brukt under vannbehandlingen og danne skadelige desinfeksjonsbiprodukter (DBPs) (Lavonen, Keucken, Schmitt-Kopplin, Harir, & Kohler). Helsemyndighetene har i den senere tid vært opptatt av helsemessige implikasjoner ved bruk av humusholdig vann (Ødegaard, 2014). Humus er ikke et helsemessig problem i seg selv men vil kunne produsere farlige DBPer i forbindelser med desinfeksjonsmidler som klor og brom. Klorering er en mye brukt desinfeksjonsmetode i Norge. Ligningsett 1 (Ødegaard, 2014) viser ulike DBPer som kan oppstå i forbindelse med desinfeksjonsmidler som klor og brom. AA står for "acetic acid", eddiksyre.



Typiske DBPer er trihalometaner (THMs), halogenerte eddiksyrer (HAAs) og andre halogenerte organiske forbindelser. THMer er halogenerte karbon, dvs. ett karbon med tre halogener bundet til seg. Disse biproduktene kan føre til sykdommer som kreft, spontanaborter og problemer med nervesystemet (Zularisam et al., 2006). Mengden DBPer som dannes er avhengig av faktorer som klordosering, pH, temperatur og bromidkonsentrasjon (Hidayah et al., 2015). Dannelsen av THMer øker med økende klortilsetning ved et gitt organisk innhold, og ved økt organisk innhold ved en viss klortilsetning (Ødegaard, 2014). En løsning på dette problemet er å minimere humusinnholdet ved hjelp av rensing, slik at det trengs mindre klortilsetning for desinfeksjon og på denne måten få bukt med dannelsen av THMer. Figur 2-7 viser den kjemiske strukturen til noen av de vanligste THMer som kan dannes under rensing. Hydrofob NOM bidrar mer til dannelse av DBPer enn hydrofile substanser (Hidayah et al., 2015).



Figur 2-7: De vanligste trihalometanene som forekommer under drikkevannrensing (Hydroviv, 2015).

I mange land det blitt lagt vekt på å holde et lavt organisk innhold i vann som skal kloreres. Kloroform blir brukt som en vannkvalitetsparameter i Norge og er en indikator på dannelsen av DBPer. Denne parameteren skal være < 30 µg/L (Ødegaard, 2014). Et høyt humusinnhold kan redusere effektiviteten av en gitt dose desinfeksjonsmiddel. En del klor vil gå med til kjemisk oksidasjon av organiske stoffer, og klordoseringene må dermed økes. Ved UV-bestråling vil humus nedsette desinfeksjonseffektiviteten fordi vannets farge reduserer transmisjon (Ødegaard, 2014).

NOM er og kjent for å kunne forårsake dårlig lukt, farge og en myrlignende smak, og jern og mangan assosiert med humus forsterker fargen (Folkehelseinstituttet, 2004b). Vannet får den karakteristiske gulbrune fargen når fargetallet er 15 mg Pt/l eller større (Ødegaard, 2014) og når fargetallet overstiger 25 mg Pt/l (Lovdata, 2004) vil fargen være fremtredende. Når fargetallet når 30 mg Pt/l og over vil fargen bli dominerende og humusinnholdet vil da kunne forårsake misfarging av klær og avleiringer i ledningsnett med periodevis slam i kranene (Folkehelseinstituttet, 2004b; Ødegaard, 2014). Ved klorering av humusholdig vann kan smak og lukt bli særlig ubehagelig.

Noe organisk materiale som humus, polysakkarider og aminosyrer kan danne komplekser med metaller som hindrer de i å fjernes fra vannet (Polasek). Humus kan binde seg til organiske mikroforurensinger og vil kunne forårsake endret mobilitet og biotilgjengelighet for disse stoffene i miljøet. Når oppløst organisk materiale oksideres bidrar det til biologisk vekst. Humus fanger og transporterer giftige organiske forurensinger som pesticider og antibiotika. Humus vil muligens kunne øke korrosjon i ledningsnett og installasjoner i hus, og slik bidra til utløsning av uønsket stoff fra ledningsnett og redusert levetid på vannledningsnett (Folkehelseinstituttet, 2004b). Det vil da være nødvendig med mer kontinuerlig utbygging av ledninger, noe som er dyrt og ressurskrevende.

Lavt fargetall og lavt innhold av organisk stoff fører direkte til at innhold klorerte forbindelser blir mindre. Humus vil også påvirke stabilitet og fjerning av uorganiske partikler, og vil kunne influere mengde koagulant som må tilsettes samt påvirke koaguleringsforhold og prestasjon av renseprosessen. Ved høyt innhold av humus vil det være nødvendig med større mengde tilsatt koagulant, men dette har igjen negative virkninger på blant annet miljøet. Ved bruk av granulært eller aktivt karbon, GAC/PAC, (ved luftfjerning) vil NOM kunne redusere adsorpsjonskapasiteten og konkurrerer med lukt- og smakskomponenter for adsorpsjonssteder i

GAC/PAC (Meyn, 2011). Problemene nevnt i dette kapitlet understreker viktigheten av humusfjerning i drikkevannrensning

2.5. Vannbehandling for humusrikt råvann

Siden 1980 har Norge vært ledende i verden med å utvikle egnede rensemetoder for fjerning av humus. Norge har i dag rundt 175 anlegg bygget spesielt for humusfjerning, der 80 er basert på koagulering, 70 på membranfiltrering, 15 på ionebytting og 10 på ozonering/biofiltrering (inkludert filtre som er basert på aktivt kull) (Ødegaard, 2014). Membranteknologi, ozon/biofilter og direkte filtrering brukes i flere mindre vannverk som alternativ til konvensjonell koagulering/filtrering (Ødegaard, 2014). Kjemisk felling/direkte filtrering, ionebytting, adsorpsjon på aktivt kull og membranfiltrering er alle anvendt i ulik grad i Norge. Membranfiltrering (nanofiltrering) og koagulering/filtrering er de vanligste av disse prosessene (Ødegaard, 2014). Ozonering/biofiltrering og adsorpsjon på aktivt kull er også brukt i en viss grad, mens ionebytting er relativt lite brukt. Både koagulering/filtrering, membranfiltrering og ozonering/biofiltrering vil kunne kombineres til humusfjerning samt sikre en hygienisk barriere. Ionebytting vil fjerne farge, men vil ikke være en hygienisk barriere (Folkehelseinstituttet, 2004c).

Økning i NOM-konsentrasjonen har resultert i økt farge i råvann i blant annet Skandinavia og Storbritannia (Kohler et al., 2015). Grunnet dette må flere drikkevannrenseanlegg optimaliseres og renseprosessene må tilpasses. Økt organisk materiale i råvann vil føre til større operasjonelle kostnader og sårbarheten til anleggene vil øke (Kohler et al., 2015).

Dimensjonering av anlegg bør baseres på dårligste registrerte vannkvalitet over flere år, gjerne 2-3 år eller mer. Humuskonsentrasjonen vil ofte være høyest i lange regnværsperioder om høsten og det er viktig å ta hensyn til vannkvaliteten i slike kritiske perioder. Når aktuell humusfjerningsmetode skal bestemmes må parametere som pH, alkalitet, kalsium, turbiditet, farge, TOC, UV (254 nm), jern, mangan, temperatur og bakteriologiske prøver undersøkes (Folkehelseinstituttet, 2004c).

2.5.1. Koagulering/filtrering

Humus har mye av den samme karakteristikken som kolloide partikler og kan dermed fjernes på samme måte gjennom koagulering/filtrering. Koagulering blir antatt til å være den vanligste og enklest gjennomførbare av prosessene for fjerning av humus (Hidayah et al., 2015). Vannbehandlingsmetoder som involverer koagulering og filtrering, og eventuelt også sedimentering eller flotasjon, er avanserte prosesser som i stor grad fjerner både partikulært materiale og løste organiske forbindelser (Folkehelseinstituttet, 2004c). Hensikten med denne type renseprosess er i all hovedsak å redusere vannets turbiditet og innhold av koagulerbart NOM, inkludert humus, med tanke på å kunne oppnå optimal desinfeksjon senere i vannbehandlingen (Folkehelseinstituttet, 2004c). Humus har som nevnt typisk høyt aromatisk innhold, negativ ladning og er hydrofob, dette gjør det enklere å fjerne ved koagulering gjennom ladningsnøytraliseringsmekanismer. Ved koagulering vil kationbasert metall reagere med de negativt ladde humusmolekylene og danne uløselige, ladningsnøytraliserende produkter

kalt fnokker. NOM substanser som ikke er humusbaserte inneholder ofte biopolymerer som polysakkarider og proteiner, disse er mer hydrofile enn humus og vil adsorberer på overflaten av metallhydroksidet eller fnokken. Fnokkene som dannes under koagulering vil ha ulike egenskaper av størrelse, struktur og styrke. Dette påvirkes av type koagulant og koagulantdosering som benyttes (Hidayah et al., 2015). Koagulanten forårsaker at de utfelte fnokkene fester seg på filteret og på denne måten vil det oppnås en utfelling av humus. Koagulering vil redusere innholdet av TOC og farge. Fargen fjernes effektivt da koagulering hovedsakelig fjerner større humusfraksjoner og det er disse som bidrar til farge. Det oppnås nær 100 % fjerning av NOM med molekylvekt høyere enn 2000 g/mol (Folkehelseinstituttet, 2004c).

Fjerning av NOM ved koagulering avhenger av faktorer som koagulantdosering, valg av koagulant, NOM-karakteristikk, pH og alkalitet. De vanligste koagulantene brukt ved koagulering er jern- og aluminiumsalter. Prepolymeriserte koagulanter er økende i popularitet, og fungerer godt i prosesser der man vil ha minst mulig endring i pH. Det er nødvendig med tilstrekkelig fjerning av NOM, som vil si en fargereduksjon på 80-90 %, eventuelt fargetall <10 mg Pt/l og 50-60 % TOC-reduksjon (Ødegaard, 2014). En koagulantdose som ikke er optimal og/eller en pH som ikke er optimal kan gi tilstrekkelig fargereduksjon, men føre til for høyt innhold av restkoagulant. Et restinnhold av koagulant ved <0,1-0.15 mg Al(Fe)/l er tilstrekkelig lavt (Ødegaard, 2014). Best effekt oppnås ved bruk av en hydrolyserende koagulant. Hva som er den mest effektive koagulanten avhenger blant annet av ionestyrken i vannet, om vannet er bløtt eller hardt. For bløtt vann er det mer optimalt med aluminiumsulfat, mens for hardt vann vil jernklorid være et bedre valg (Polasek). Ved økt mengde NOM i drikkevannskilder vil det være nødvendig med økt dosering av koagulant og mindre gangtid i filteret (Philibert, Charles, Bruchet, & Suffet, 2011).

Det fins tre typer filtreringsmetoder, konvensjonell filtrering, direkte filtrering og kontaktfiltrering. Den typisk norske humusvannkilden er basert på innsjø og har lav turbiditet. På bakgrunn av dette benyttes ofte mer kompakte varianter enn konvensjonell filtrering, som direktefiltrering eller kontaktfiltrering da det ikke er nødvendig med et grovseperasjonssteg (Ødegaard, 2014). Direktefiltrering og kontaktfiltrering er best egnet ved et relativt moderat fargetall (< 30-50 mg Pt/l), dersom fargetallet i vannet er for høyt kan gangtiden i filteret bli kort. Når fargetallet er høyt vil det være nødvendig med større koagulantdose og dermed vil det oppstå økt slamproduksjon. Om både turbiditet- og humusinnhold er høyt er det anbefalt å heller bruke konvensjonell filtrering (filtrering inkludert et grovseperasjonssteg sedimentering/flotasjon). Et flermediafilter med stor slamlagringskapasitet er et annet mulig alternativ (Ødegaard, 2014).

Direktefiltreringsanlegg for humusrik innsjø bruker vanligvis fler-media filter eller kontinuerlige sandfilter, mens to-media filter er mye brukt i koagulering/kontakt filtrering. For direkte filtrering kan flere typer filter brukes, men det er viktig at filteret har stor slamlagringskapasitet slik som fler-media filter. Det vanligste er to-media filter basert på et lag med sand under et lag med antrasitt (Ødegaard, 2014). Det er viktig med god slamlagringskapasitet fordi det er ønskelig med rimelig lang gangtid på filteret. Med gangtid

menes tid mellom hver spyling. Ved korte gangtider vil mengden vann som benyttes til spyling bli stor og vannproduksjonen liten.

Som tidligere nevnt har råvann i Norge lav pH og alkalitet. Koagulering er som nevnt pH-avhengig, og for at pH ikke skal bli for lav er det nødvendig med tilsetning av alkaliske substanser. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og CO_2 kan tilsettes for å bidra til økt alkalitet (Ødegaard, 2014). Mange anlegg kombinerer karbonatisering med koagulering/filtrering for korrosjonskontroll i samme filter, da i kombinasjon med marmor som det nederste filterlaget (Ødegaard, 2014). Tilsetning av vannglass kan også brukes for korrosjonskontroll. Ved bruk av kontaktfiltreringsanlegg er det hensiktsmessig med tilsetning av flokkulant, anionsk eller ikke-ionisk polymer, da slike anlegg ikke har eget flokkuleringsbasseng. En flokkulant vil bedre flokkuleringen og øke styrken på flokkene (Ødegaard, 2014).

Et alternativ til sandfiltrering er å benytte membranfiltrering. Når membranfiltrering brukes sammen med koagulant brukes membraner for mikrofiltrering (MF) eller ultrafiltrering (UF). Slike anlegg gir en svært god partikkelseparasjon og en sikker hygienisk barriere (Ødegaard, 2014). Membranfiltrering etter koagulering separerer de utfelte flokkene og ved tilsetning av koagulant dannes det større molekyler. Dette tilsier at det kan brukes membraner med større poreåpning, og dermed oppnå høyere fluks (Folkehelseinstituttet, 2004c).

Konvensjonell behandling som koagulering/filtrering har vist seg å være utilstrekkelig i å håndtere de økte mengdene med NOM i flere tilfeller. Dette understreker at det trengs nye og forbedrede prosesser for å få bukt med problemet.

2.5.2. Oksidering og biologiske filter (ozonering og BAC)

Bruk av oksidering og biologisk filter egner seg best for råvann ved moderat eller lave fargetall. Ved høyt fargetall i råvannet kan det oppstå driftsproblemer og problemene er hovedsakelig knyttet til utilstrekkelig fjerning av nedbrytbart organisk materiale. Det er derfor viktig å tilpasse og optimalisere anlegget til lokale forutsetninger og optimalisere driftsforholdene (Furuberg, 2011). Metoden egner seg ikke for fargetall $>30-40$ mg Pt/l da nødvendig ozondose øker med fargetallet (Ødegaard, 2014). Produksjonene av lett nedbrytbart organisk stoff vil følgelig også øke med ozondosen og fargetallet, og bromatdannelsen øker med økende ozondannelse. Bromat dannes ved reaksjon mellom ozon og bromid i vannet, dette er et uønsket produkt da det er helseskadelig. Norsk overflatevanns karakteristikk er slik at bromatdannelse normalt vil være lav (Ødegaard, 2014). Ozonering og biofiltrering gir en god hygienisk barriere mot både bakterier, virus og parasitten *Giardia Lamblia* og oksidasjon av jern og mangan vil oppstå og separeres i filteret. Det sies derfor at metoden gir en universell behandling av vannet (Ødegaard, 2014).

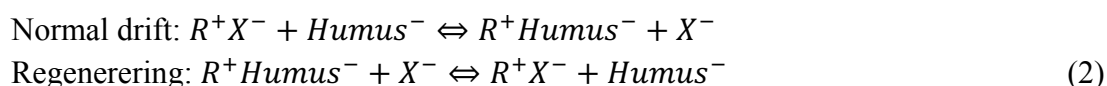
Biologiske mekanismer i filterlaget brukes for å redusere innholdet av TOC/DOC. Råvannet gjennomgår først en oksidering der ozonering er mye brukt. Ozon er et svært kraftig oksidasjonsmiddel som brukes for en rekke oksidasjonsformål. Ozon er lite brukt i Norge, men det er en økning i anlegg som bruker ozon etter at metoden med ozonering/biofiltrering for fjerning av humus har fått fotfeste. Ozon reagerer med humus, fjerner farge og splitter opp

humusmolekylene i mindre enheter, når humusmolekylene blir splittet opp øker andelen lavmolekylære organiske forbindelser som er lettere biologiske omsettbare enn humus (Ødegaard et al., 2010). Ozoneringen må etterfølges av et biofilter for å fjerne de biologiske omsettbare forbindelsene og for å gjøre vannet biologisk stabilt (Ødegaard, 2014). Biofilter reduserer NOM og DBPer. Enkelte av stoffene som dannes ved ozoneringen er svært lett biologisk nedbrytbare og kan dermed danne biologisk vekst i ledningsnett. Vannet kan derfor ikke slippes direkte ut i ledningsnett etter ozonering, det er nødvendig med en biologisk behandling først. Et biologisk filter blir oftest benyttet til dette, et biofilter er et filter hvor mikrobiell vekst foregår på et filtermedium (Folkehelseinstituttet, 2004c). Vannet renner sakte gjennom filteret og slik bygges det opp en film av bakterier som kan bryte ned det biodegraderbare organiske materialet. Ved bruk av en sterk oksidant vil dobbeltbindingene som bidrar til farge brytes og fargen fjernes.

2.5.3. Ionebytting

Ionebytting er en prosess som er relativt lite brukt i Norge. Prosessen kan ikke brukes ved råvann med fargetall >30 mg Pt/l (Ødegaard, 2014). Prosessen egner seg kun for råvann som har moderat overskridelse av kvalitetskravet for fargetall (FHI, 2012). Prinsippet bak ionebytting er at ioner i løsningen som skal behandles byttes ut med ioner med lik elektrisk ladning på en ionebytter som består av organisk polymer. Ved ionebytting utnyttes den negative ladningen til humus, og anionene blir byttet ut med anioner på ionebytteren. Ionebytteren er vanligvis fremstilt i et granulert og kan være en kationbytter eller anionbytter. Det benyttes makroporøse anionbyttere til humusfjerning (Ødegaard, 2014) og ionebytter mediet anvendes vanligvis i en fast filterseng i nedstrøms kolonner (FHI, 2012). Faktorer som kontakttid, sykluslengde og filtreringshastighet er viktige for optimalisering av prosessen.

Ionebytteren fylles etter hvert av ioner som fjernes fra vannet og må derfor etter en tid regenereres, for å regenerere ionemediet brukes en regenereringsløsning. Ionebytteren bringes i kontakt med regenereringsløsningen som er høykonsentrert med de ionene som i utgangspunktet var knyttet til mediet. Ionene som har festet seg på ionemediet og er uønsket i vannet følger med regenereringsløsningen som et avfallsprodukt, ionebytteren får dermed igjen sin opprinnelige tilstand. Når det begynner å bli mangel på utbyttbare ioner i ionebyttemediet vil humuskonsentrasjonen i utløpet øke, når dette skjer er det nødvendig å utføre regenerering. Ligningsett 2 (Ødegaard, 2014) viser prosessen ved normal drift og regenerering.



R er ionebytterens molekylstruktur, X^- er anionet knyttet til ionebytteren i utgangspunktet.

Anionbytterne som finnes på markedet er syntetisk fremstilt og har utbyttbare Cl^- og OH^- ioner. En alkalisk koksaltløsning (2 % NaOH + 10 % NaCl) benyttes normalt til regenerering og kan tilsettes både oppstrøms og nedstrøms av mediet (Ødegaard, 2014).

Ionebytting er en enkel og kostnadseffektiv prosess med høy effektivitet og lite fotavtrykk. Det er rapportert at ionebyttere i all hovedsak fjerner hydrofob, transifil NOM med lav til medium molekylvekt (Bazri, Martijn, Kroesbergen, & Mohseni). NOM som ikke er biologisk nedbrytbart blir i større grad fjernet enn biologisk nedbrytbart NOM ved ionebytting (Bazri et al.).

(Galjaard, Martijn, Koreman, Bogosh, & Malley, 2011) prøvde en ny metode ionebytting kalt SIX ("suspended ion exchange"). SIX oppnår full kontroll over adsorpsjonsprosessen uten produksjon av biomasse, og dermed redusert kontakttid. Gjennom forsøk konkluderte Galjaard et al (2011) med at SIX fungerte svært godt og hadde fordeler over vanlig ionebytting som lavere kostnader, høy utslippskvalitet, håndtering av variert bruk av harpiks og lav harpikskonsentrasjon.

2.5.4. Humusfjerning med bruk av adsorbent

Adsorbenter er gode hjelpemidler for fjerning av NOM i samarbeid med prosesser som filtrering. Adsorbenten kan tilsettes oppstrøms eller i direkte kombinasjon med filtreringen som et lag på membranen. Ved tilsetning oppstrøms vil forurensingene fjernes før filtreringen foregår. Aktivert karbon er et vanlig adsorpsjonsmiddel og kan enten brukes i granulær form (GAC) eller pulverisert form (PAC). Adsorpsjon med aktivert karbon fjerner forgjengere til DBPer, organiske mikroforurensinger og komponenter som forårsaker lukt og smak. PAC blir hovedsakelig brukt i perioder med forverret vannkvalitet. GAC adsorpsjon er mer effektiv når den utføres etter bruk av oksidant som ozon (M.B.Teixeria & Benetti, 2015).

"Heated aluminium oxide particles" (HAOP) og "Heated iron oxide particles" (HIOP) er adsorbenter som er spesielt effektivt for hindring av tilskitning av membraner (Kim, Cai, & Benjamin, 2008). Disse adsorbentene er diskutert nærmere i kapittel 2.6.

2.5.5. Membranfiltrering

Membranfiltrering er filtrering gjennom finporøse membraner som er en mye brukt metode for fjerning av NOM i Norge og har vist seg å være en god prosess for å takle økt mengde humus i nordiske råvann (Liden, Lavonen, & Persson, 2015). De fleste anlegg i Norge er basert på tverrstrømsfiltrering. Det vanligste årsaken til installering av membranfilteranlegg i Norge er for fjerning av humus. Slike anlegg vil også fjerne jern, mangan og mikroorganismer som parasitter, virus og bakterier (Folkehelseinstituttet, 2004c). Membranens porestørrelse varierer etter hvilken membran som blir valgt og velges som oftest etter hvilken grad av fargefjerning og TOC som er nødvendig (Folkehelseinstituttet, 2004c).

Membranfiltrering er mye brukt ved anlegg basert på humuspåvirkede innsjøer og de fleste anleggene er små, i området 200-2000 m³/d (Ødegaard, 2014). Denne typen filtrering egner seg godt for høye fargetall >50 mg Pt/l da kostnadene og virkemåten er mindre avhengig av humuskonsentrasjonen. Det er vanlig med bruk av korrosjonskontroll enten ved etterfølgende marmorfilter eller ved tilsetning av vannglass. En stor fordel med metoden er at den gir en god hygienisk barriere mot bakterier, virus og parasitter. Grunnet humusmolekyleneles størrelse

benyttes hovedsakelig to prinsipper, koagulering med påfølgende membranfiltrering eller direkte humusseparasjon (Ødegaard, 2014).

Det er flere fordeler med membranfiltrering ovenfor mer konvensjonelle metoder som koagulering/filtrering. Membranfiltrering er arealbesparende, mer kompakt, har et lavere energiforbruk, er miljøvennlig og kan håndtere store svingninger i vannkvalitet (Zularisam et al., 2006). Det at membranfiltrering har lite fotavtrykk og er mer kompakt enn konvensjonelle metoder, er noe som er en viktig faktor fremover grunnet utbyggelse og behovet for kapasitetsøkning som følger med klimaendringene.

Det er dokumentert at bemanningsbehovet ved membranlegg er relativt lite. De kostnadene som kreves er hovedsakelig knyttet til investering, energiforbruk, utskifting av membranene og kjemikalier til vask av membran. Kostnadene er direkte knyttet til hvor mye belegg som dannes på membranen og hvor effektivt dette kan unngås. Blir det for mye belegg på membranen synker kapasiteten per kvadratmeter membran, og renseeffekten blir dårligere. Problemfri drift og kostnader er tett bundet opp mot fundamentale forhold, og det er mulig å oppnå mer praktiske og økonomiske fordeler (Thorsen, 1999).

Materialer som danner belegg på membraner vil kunne redusere mengden vann som trenger gjennom membranen ved et gitt trykk og tidsrom. Det vil si at mengden produsert rent vann, permeatet, reduseres og dermed vil gjenvinningsgraden reduseres. Gjenvinningsgraden er mengdeforholdet mellom samlet permeat og råvann, en løsning på dette kan være å øke driftstrykket og dermed fluksen og på denne måten vil gjenvinningsgraden øke. Membrankapasiteten avhenger også av temperatur og kapasiteten vil øke med økende temperatur (Folkehelseinstituttet, 2004c). Renseeffekten for et membranlegg kan uttrykkes ved ligning 3 der C_f er konsentrasjonen i fødevannet og C_p er konsentrasjonen i permeatet.

$$\frac{c_f - c_p}{c_f} = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) \times 100 \% \quad (3)$$

Trykkdrevne membranprosesser bruker trykkforskjellen over membranen for å frakte væske gjennom membranen. Partikler og andre løste komponenter er retinert etter egenskaper som ladning, størrelse og form. Membranprosessene kan klassifiseres ut fra egenskaper som membranens porestørrelse, retinerte partikler, molekylers størrelse og ladning eller trykket påført membranen. Ut fra dette kan fire ulike prosessene klassifiseres, mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) og omvendt osmose (RO).

Mikrofiltrering bruker relativt åpne membraner med poreåpning 100-1000 nm og benyttes primært til å separere suspenderte partikler og utfelte fnokker (Ødegaard, 2014). MF retinerer suspendert stoff, kolloider og bakterier ved bruk av en silmekanisme. Selv om MF kan fjerne disse komponentene kan ikke metoden benyttes som hygienisk barriere uten at andre tiltak for bakteriegjenvækst er satt i verk, MF fjerner ikke virus og mikrober (Van der Bruggen, Vandecasteele, Van Gestel, Doyen, & Leysen, 2003). MF kan brukes som en

forbehandlingsmetode for å fjerne partikler som kan forårsake problemer i videre renseprosesser.

Ultrafiltrering har mindre porer og mindre permeabilitet enn MF. En poreåpning på 10-100 nm er vanlig (Ødegaard, 2014), og trykket som brukes er rundt 5 bar. Denne metoden kan skille ut kolloider og makromolekyler som protein og enzym og UF benyttes derfor ofte til fjerning av mikroorganismer og utfelte fnokker (Van der Bruggen et al., 2003).

I både MF og UF kan NOM koagulere eller feste seg til membranoverflaten eller i porene som en gel som er vanskelig og fjerne ved tilbakespyling eller kjemisk vask. Dette kan forårsake irreversibel tilskitning og dermed redusere membranens levetid.

Nanofiltrering er godt egnet for fjerning av små, organiske komponenter, som organiske mikroforurensninger, ioner og farge fra overflatevann eller grunnvann. Ved NF vil separasjon oppstå på grunn av humusmolekylenes størrelse. Denne metoden foregår oftest ved tverrstrømsfiltrering, ved bruk av celluloseacetatmembran med spiralmoduler og porestørrelse på 1-5 nm (Ødegaard, 2014). Membranen kan separere store molekyler som humus og primært benyttes NF til humusfjerning eller fjerning av andre organiske molekyler samt svært små partikler som virus (Ødegaard, 2014).

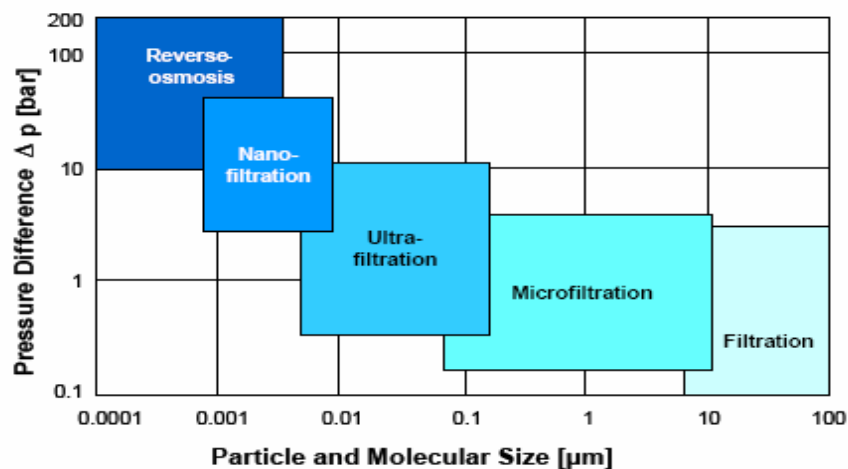
NF bruker membraner som har positive eller negative ladninger på overflaten. Like ladninger frastøter hverandre, mens ulike ladninger tiltrekker hverandre. Hvis man har en negativt ladet membranoverflate så vil denne avvise anioner, mens kationer vil tiltrekkes membranoverflaten. Denne egenskapen bidrar med en ekstra separasjonseffekt kalt Donnan-avvisning. Donnan-avvisning gjør det også mulig å skille divalente ioner fra monovalente ioner, dette er nyttig i land hvor hardt vann er et problem. Ved behandling av bløtt vann, slik som i Norge og de fleste andre skandinaviske land, vil kostandene for etterbehandling (tilsetting av kjemikalier for å øke hardheten i vannet) øke (Laurell et al.).

(Eikebrokk, 2015) utførte en undersøkelse der innsamlete vannprøver fra ulike sesonger fra 30 enheter i Norge mellom 2004-2014 ble analysert. Det ble utført tre ulike renseteknikker, forbedret koagulering (EC), ozon-biofiltrering (OBF) og NF med påfølgende UV-desinfeksjon. Eikebrokk (2015) konkluderte med at NF virket å være den mest effektive teknologien med tanke med reduksjon av DOC og NOM etterfulgt av EC og OBF.

Omvendt osmose også kjent som hyperfiltrering har det fineste nivået av filtrering som er mulig med poreåpning <1 nm. RO-membranen fungerer som en barriere for alle oppløste salter, uorganiske molekyler og organiske molekyler med en molekylvekt større enn 100 MWCO (Solutions, 2011), mens vannmolekyler renner gjennom membranen. RO kan benyttes til flere formål som avsalting av sjøvann, gjenvinning av avfallsvann, biomedisinsk separasjon, prosessering av mat og drikke, rensing av drikkevann og industrielt prosessert vann (Solutions, 2011).

Ved RO-prosesser går strømmingen saktere enn ved de andre membranprosessene. På grunn av dette er det nødvendig med høyere trykk, og slike prosesser innehar derfor et relativt høyt energiforbruk siden membranen er tett og ikke forhåndsdefinert. Retensjon av stoff skjer grunnet løsning- diffusjons mekanismer (Van der Bruggen et al., 2003). Dannelse av et lag som danner belegg er det vanligste grunnen til tilskitning ved RO-prosesser da membranene ved slike prosesser ikke er porøse.

Figur 2-8 viser en oversikt over hvilke trykk prosessene fungerer under og hvilke partikkelstørrelse ulike membranfiltreringsprosesser kan separere. Trykk er oppgitt i bar og partikkel og molekylstørrelse i μm .



Figur 2-8: Oversikt over virkeområdet for ulike membranfiltreringsprosesser (Ødegaard, 2015).

En trykkdrevet membranprosess fungerer ved at et trykk på den ene siden av løsningen fungerer som en drivende kraft for å separere stoff. En eller flere komponenter separeres i en blanding bestående av gass eller væske ved passering gjennom en semi-permeabel membran, altså en halvt gjennomtrengelig membran (Nesse, 2009). Trykket som brukes vil endre seg etter hvilket stoff som skal separeres og ulike teknikker kan brukes for å retinere ulike stoff (Van der Bruggen et al., 2003). Ved membranfiltrering av vann vil råvann pumpes via et forfilter inn i membranmodulene. Her vil vannet strømme i tverrstrøm ("cross flow") over membranen, samtidig som filtreringen foregår gjennom membranmodulene og man får dannet en produktstrøm, permeat, og en avfallsstrøm, konsentrat. De fleste variantene av membranfiltrering i drikkevannrensing bruker trykk som en drivkraft for å holde prosessen gående. Hvis et materiale er lite nok til å komme inn i membranporene og adsorbere på porene i veggene vil adsorpsjon kunne oppstå (Meyn, 2011).

Membranarealet kan økes etter behov for kapasitet, ved parallellkobling av modulene. Membranen må spyles ren og for å oppnå dette trengs en viss tverrstrømhastighet, noe som oftest ikke er mulig å oppnå uten at en del av konsentratet resirkuleres til innløpet. Membranfiltrering kan anvendes ved bruk av tverrstrøm eller normalstrøm, "dead end", der tverrstrøm er mest brukt. Ved tverrstrøm vil fødevæsken ledes hurtig parallelt med membranen. På denne måten vil membranoverflaten holdes mest mulig fri for filterkake og

produktet fra fødesiden blir en konsentrert suspensjon, mens den som slippes gjennom membranen er en rensert løsning (Ødegaard, 2014).

Diffusjon bort fra membran er nødvendig, hvis ikke kan det oppstå beleggdannelse og redusert renseseffekt. En viss konsentrasjon av NOM på membranoverflaten er uunngåelig, dette kalles konsentrasjonspolarisering. Tre diffusjonsmekanismer er av betydning innen partikkelområdet 0.5-5000 nm, brownsk diffusjon, skjærkraftdiffusjon og treghetsdiffusjon (Folkehelseinstituttet, 2004c). Brownsk diffusjon oppstår på grunn av termiske vibrasjoner som opptrer i alle partikler, mens skjærkraftdiffusjon skyldes kollisjoner mellom partiklene og er dermed avhengig av vannhastighet og partikkelkonsentrasjon. Tregghetsdiffusjon oppstår grunnet ulik friksjon mot vann ved de to endene av partikkelen som vender mot og bort fra membranen. Endene vil være utsatt for ulike vannhastighet på grunn av hastighetsfeltet utenfor membranen mot strømmende vann. Alle de tre mekanismene avhenger av partikkeldiameter. Brownsk diffusjon avtar med diameteren, skjærkraftdiffusjon øker med diameteren i andre potens og treghetsdiffusjon øker med diameter i tredje potens. Ut fra dette kan det sies at det er bestemte partikkelstørrelser som er kritisk for dannelse av høye NOM-konsentrasjoner på membranoverflaten, med tilskitning og beleggdannelse som konsekvens. Tverrstrømhastigheten vil direkte påvirke både skjærkraft- og treghetsdiffusjonen (Thorsen & Fløgstad, 2005).

Partikler i størrelsen 0,1-2,0 μm gir høyest konsentrasjonspolarisering. Årsaken til dette er at hastigheten ved Brownsk diffusjon avtar med partikkelstørrelsen, mens skjærkraftdiffusjon vil dominere for større partikler (Folkehelseinstituttet, 2004c). Skjærkraftdiffusjon øker med konsentrasjonen og partikkelstørrelsen, og vil mer effektivt hindre spesielt høye overflatekonsentrasjoner. Tregghetsdiffusjon vil eliminere konsentrasjonspolarisering over en viss partikkelstørrelse.

Det finnes flere typer membraner som spiraltvinnede membraner, hulfibermembraner og rørmembraner. I Norge benyttes vanligvis spiraltvinnede membraner ved NF. RO bruker spiral- og hulfibermembraner (Malaeb & Ayoub, 2011). Hulfibermembraner består av tynne rør på 1-3 mm diameter (Ødegaard, 2014) der selve membranen er ytterlaget og det indre laget består av et materiale med større porøsitet enn selve membranen. I anlegg med svært høyt partikkelinnhold og der man er redd for tilskitning av selve membranrøret, kan membranrør med diameter helt opp til 100 mm benyttes. Rørmembraner krever relativt lite forbehandling av vannet og er enkle å rengjøre. Ulempen er at man får relativt lite membranareal inn i gitt reaktor/modul-volum (Ødegaard, 2014).

Membranens nominelle poreåpning karakteriserer membranene. Det er denne som bestemmer hva som kan fjernes og hvor stor fluks som kan passere membranen. Fluksen har betydning for membranarealet og dermed kostnaden (Ødegaard, 2014). Fluks er karakterisert som strømning per m^2 , og er i dette tilfellet vannstrømningen gjennom membranen. Membranfluksen er et uttrykk for den hydrauliske belastningen på membranen per tidsenhet og sier dermed hvor mye rent vann anlegget kan produsere per kvadratmeter membran. Membranfluks blir uttrykt ved ligning 4, der Q er vannmengde og A er membranareal.

Membraner kan bestå av ulike materialer som keramikk, metall og plast. En god membran burde ha høy permeabilitet og være mekanisk stabil. Ved MF er det mest vanlig med bruk av membranmaterialer som hydrofob polytetrafluoroetylen og polypropylen. Ved UF er polysulfon mye brukt, ved NF er aromatisk polyamidmateriale mye brukt. Celluloseacetat er et materiale som er mye brukt i Norge både ved NF og RO (S. Lee & Elimelech, 2006). Det forårsaker lite beleggdannelse, belegg som er lett å vaske bort samt at den er relativt billig. Både porestørrelse og materialegenskaper påvirker prosessen og faktorer som om membranen er hydrofil eller hydrofob og ladningen på membranoverflaten er viktige for separasjon og tilskitning.

Membranfiltrering er en renseprosess som kommer med visse utfordringer, der tilskitning av membran, beleggdannelse, levetid og energibruk er noen av de mest sentrale. Tilskitning er den største utfordringen og vil redusere membranens kapasitet betydelig over tid. Det vil oppstå økt behov for energi, kjemikalier og vedlikehold og det er et stort og kostnadsfullt problem (Shi & Benjamin, 2009).

Tilskitning av membraner kan forekomme av flere årsaker (Ødegaard, 2014):

1. Blokkering av porene på grunn av partikler med omtrent lik størrelse som porene.
2. Avsetning på overflaten av membranen.
3. Biologisk vekst på overflaten av membranen og inne i porene.
4. Mikrobiell utskillelse av polymere stoffer som avsettes på overflatene og i porene.

En rekke komponenter i råvann bidrar til tilskitning. Oppløste og makromolekylære organiske substanser, løselige uorganiske komponenter, kolloidale og suspenderte partikler og mikroorganismer er alle delaktige, men NOM bidrar mest (Shi & Benjamin, 2009). Problemet er umulig å unngå helt, men kan minimaliseres, tilskitning er avhengig av pH, membranegenskaper, ionestyrke og tilstedeværelse av divalente kation. Det er også rapportert at hydrofobe egenskaper og elektrostatiske interaksjoner mellom løsning og membran er en påvirkningsfaktor (Zularisam et al., 2006).

Membranegenskaper som MWCO, porestørrelse, overflateladning og om membran er hydrofil eller hydrofob, vil påvirke hvilken type forurensning som blir retenert, flukshastigheten og tilskitningsmekanismer. Forsøk har konkludert med at graden av NOM tilskitning er påvirket av membranens hydrofobisitet (Zularisam et al., 2006). Eksperimenter utført viser at humus makromolekyler adsorberer mer på hydrofobe membraner. De hydrodynamiske forholdene er også en faktor som påvirker tilskitning i stor grad. Membranens hydrodynamiske karakter har en viktig effekt på masseoverføring, separasjon og tilskitning av membranen.

Dimensjonerende belastning er avgjørende for membranens levetid. Ved norske renseanlegg som driver membranfiltrering har det vist seg at det er gunstig å bruke relativt lav fluks,

avhengig av råvannet og gjenvinningskravet. I Norge er det vanlig å bruke en lav dimensjonerende fluks fra 12-18 l/m²·h (Ødegaard, 2014). Det er vist at høy fluks vil kunne bidra til redusert membrankapasitet. Hurtig tilskitning kan oppstå ved høy fluks, selv under forhold som ikke favoriserer tilskitning, som lav ionestyrke, høy pH og lavt innhold av divalente kation (Hong & Elimelech, 1997).

Lav pH og høy ionestyrke er som nevnt faktorer som bidrar til økt mengde tilskitning. Ved lav pH og tilstedeværelse av divalente kationer er det vist at NOM-partikler klumper seg mer sammen, mens ved nøytral pH og lav ionestyrke vil partiklene strekke seg mer ut til lineære kjeder (Zularisam et al., 2006). Hvis råvannet inneholder større mengder ioner, som magnesium, kalsium, silisium, fosfat og karbonat, kan dette påvirke prosessen og det kan oppstå en skalering (Malaeb & Ayoub, 2011). Divalente kation, særlig magnesium (Mg²⁺) og kalsium (Ca²⁺) binder komplekst med syregruppene i humusmolekylet. Dette gjør at den negative ladningen av NOM reduseres samtidig som membranens negative ladning reduseres (Hong & Elimelech, 1997). Fluksen vil dermed synke drastisk når konsentrasjonen av divalente kation øker. Når kationer lager komplekser med syregruppene reduseres den indre elektrostatiske repulsjonen i NOM molekylet, noe som resulterer i små, sfærisk kveilede humusmakromolekyler, som kan danne et mer kompakt tilskitningslag. Brobyggingen mellom NOM molekylene som oppstår grunnet divalente kation kan også bidra til dannelsen av tett belegg.

(Hong & Elimelech, 1997) utførte et forsøk der de blant annet testet hvilken påvirkning ionestyrke hadde på NOM-tilskitning ved tre ulike ionekonsentrasjoner. Resultatene fra forsøket viser klart at NOM-tilskitning ble verre når ionestyrken i råvannet økte. Dette kan forklares ved en økning i hydraulisk resistens grunnet belegg, som skaper en økning i ionestyrke.

Tverrstrømhastigheten og vasking av membranen kan benyttes for å prøve og opprettholde kontroll over tilskitning av membranen. Tverrstrømmembraner kan ikke tilbakespyles, og vaskes derfor med kjemikalier. I Norge vaskes membranene relativt ofte og består av to typer vask; daglig vask og hovedvask. Den daglige vasken foregår automatisk og som oftest på natten og består av klorholdige kjemikalier som har i hovedoppgave å forhindre beleggdannelse og biologisk vekst på membranen (Ødegaard, 2014). Hovedvasken foregår et par ganger i året og benytter mer omfattende vaskemidler som også rengjør membranporene for å forhindre gradvis tilskitning over tid og redusert levetid. Det er viktig at membranen spyles en gang per døgn for å forhindre at partiklene på membranen smelter sammen og danner et belegg som er vanskeligere å vaske bort (Folkehelseinstituttet, 2004c). Vaskemiddel som brukes må være effektivt for fjerning av humus. Generelt kan det sies at organisk materiale fjernes ved bruk av basisk vaskemiddel og at uorganisk materiale fjernes av surt vaskemiddel. Gode vaskeritualer kan forbedre levetiden på membranene opptil det dobbelte, og er helt essensielt om renseteknikken i bruk er membranfiltrering. Utbygging av membran er dyrt da kostnadene for membranen utgjør en vesentlig del av et membranfiltreringsanlegg, og det lønner seg dermed å bruke tid på god rengjøringsprosedyre (Ødegaard, 2014).

Forbehandling vil begrense belegg og gjengroing av membranmodulen og forsøksrapporter viser at det oppnås redusert beleggdannelse når kritiske partikkelstørrelser fjernes fra fødingen til membranmoduler (Thorsen & Fløgstad, 2005). Det kan derfor være svært fordelaktig med forbehandling av vannet før det når membranen. Forfiltre er ofte brukt, men disse har vist seg å gi visse driftsforstyrrelser i membranfilteranleggene. De fleste anleggene bruker som oftest kun en selvspylende sil, og driftsproblemene som kan oppstå er knyttet til tilstrekkelig dimensjonering og filterets evne til å spyle seg selv rent (Folkehelseinstituttet, 2004c). Kjemisk koagulering kan også brukes som forbehandling. Klor kan brukes for å hindre mikrobisk vekst, men en utfordring er at RO-membraner er sensitive for fritt klor. Kloramin er klor bundet til en amingruppe og kan brukes for å hindre/minimere begroing. Dette vil ikke påvirke RO-membranen negativt.

2.5.6. Andre metoder

Langsomfiltrering er en annen metode enn de nevnt for humusfjerning. Ved langsomfiltrering vil vannet passere en åpen sandseng med meget lav hastighet. Grunnet den svært lave hastigheten vil det dannes en form for filterhud på overflaten. Partikulært materiale vil fjernes og innhold av mikroorganismer og organisk stoff reduseres (Folkehelseinstituttet, 2004c).

Intern mikroelektrolyse (IME) er en metode for humusfjerning som innebærer bruk av en kombinasjon av GAC og nullvalentjern (ZVI). GAC og ZVI danner flere galvaniske elektrolyseceller i en filterseng (Liu, Gernjak, & Keller, 2015). Ved IME kommer elektronene fra galvanisk korrosjon av anoden. Når en blanding av GAC og ZVI kommer i kontakt med vann vil et stort antall galvaniske celler dannes. Ved elektrodereaksjonene som oppstår vil jern oksideres ved anoden og H_2O_2 kan dannes ved katoden. Kombinasjonen av disse kan danne svært oksiderende OH-radikaler gjennom en fentonprosess. Disse radikalene kan degradere organiske substanser. Oksiderte produkter av to- og treverdige jern vil også degradere organiske substanser ved koagulering, adsorpsjon og felling (Liu et al., 2015). Redoksreaksjoner som består av hydrogenproduksjon, adsorpsjon ved GAC og elektrokjemisk aggregering kan også bidra til den totale reduksjonen i forurensinger.

IME er en metode som frem til nå kun har blitt tatt i bruk på avfallsvann. Liu et al (2015) fullførte forsøk der de testet IME på drikkevannrensing og ut fra sine forsøk konkluderte de med at IME var en overlegen metode for fjerning av NOM forhold til individuell bruk av GAC og ZVI (Liu et al., 2015). Dette viser at den har et godt potensial for bruk i drikkevannrensing.

2.6. HAOP og HIOP

HAOP og HIOP er adsorbenter som har vist gode egenskaper for fjerning av NOM med membranfiltrering. Adsorbentene fungerer ved at de adsorberer humusmolekylene før de når membranoverflaten. Begge adsorbentene er tillaget ved oppvarming og nøytralisering av pH, HIOP er tillaget av jern, mens HAOP er tillaget ved bruk av aluminium. HAOP og HIOP er gode adsorbenter da det fra flere forsøk er konkludert med at de er effektive med tanke på å hindre tilskitning av membraner og dermed øke membranenes driftstid. Adsorbentene er lette å fjerne ved rengjøring av membranen og membranen beskyttes dermed effektivt mot tilskitning. Flere forsøk har vist at tilskitning av UF-hulfibermembraner ble signifikant redusert ved bruk av HIOP (Chang & Benjamin, 1996; Yu-Jung, Kwang-Ho, Benjamin, & Reiber, 1998; M. Zhang, Li, Benjamin, & Chang, 2003)

(Cai, Kim, & Benjamin, 2007) utførte forsøk der HAOP ble sammenlignet med koagulanter av aluminium og jern med hensyn på fjerning av NOM. Forsøket viste at HAOP fjernet mer NOM, og NOM med høyere SUVA₂₅₄ (mål på andel COD og TOC) enn koagulering med aluminium, eller jernklorid (FeCl₃). (Cai et al., 2007) brukte prøver hentet gjennom våren 2007 fra lake Washington, og et membranfiltrerings-PAC oppsett med HAOP påført membranen. Forsøket viste at ved økt mengde tilsatt HAOP, økte mengden fjernet NOM og mengden fjernet NOM holdt seg konstant ved høye doser HAOP. Membranen nedstrøms i forsøkene utført av Cai et al (2007) opplevde en tilskitning tilnærmet null. Dette indikerer at nesten all NOM ansvarlig for tilskitning i PAC/membransystemet ble fjernet når vannet passerte HAOP-laget. De ikke-adsorberte fraksjonene kunne adsorberes av PAC.

(Kim et al., 2008) utførte forsøk der PAC, HAOP, og HIOP ble brukt i kombinasjon med mikrofiltrering. Resultatene viste at alle tre adsorbente noe forurensning, men PAC fjernet større mengder DOC enn HIOP og HAOP. PAC adsorbente derimot NOM molekyler som ikke bidro til tilskitning, mens HAOP og HIOP adsorbente selektivt NOM som bidro til tilskitning. Dette førte til at vannet med lav DOC forbehandlet av PAC tilskitnet membranen hurtigere enn vann med høyere DOC-innhold og med HAOP og HIOP som adsorbent. Når HAOP og HIOP var tilsatt på forhånd fjernet de til og med noen ikke-adsorberende forurensninger. Adsorbentene ble enkelt separert fra membranen etter tilskitning.

3. Materialer og metode

Dette kapittelet beskriver materialer og metode for forsøk utført ved NMBU.

3.1. Deltakere og laboratorium

Forsøkene som omhandlet filtrering ble gjort i samarbeid med student Zainab Adel Hameed ved Institutt for naturforvaltning, INA. Stipendiat Zakhar Maletskyie ved Institutt for realfag og teknologi, IMT, bidro under forsøkene med erfaring og veiledning. Stipendiat Nataliia Sivscheenko ved IMT bidro med veiledning under analyser ved bruk av Zetasizer og stipendiat Vegard Nilsen bidro med veiledning under analyse ved bruk av qNano. Analyser av membraner ble utført ved NIBIO med hjelp av senioringeniør Hilde Kolstad, avdelingsingeniør Lene Cecilie Hermansen og stipendiat Olga Kulesha.

Forsøkene ble utført på NMBU, Ås. Kjøringen av systemene for omvendt osmose med råvann fremstilt av humusekstrakt og råvann fra Bjertnessjøen ble foretatt ved IMT. Analyse av vannkvalitet og hydrauliske analyser ble foretatt på laboratorium ved IMT. Analyser som involverte Zetasizer ble utført ved IKBM og analyser som involverte partikkelstørrelse ble utført på IKBM med Mastersizer og IMT med bruk av qNano.

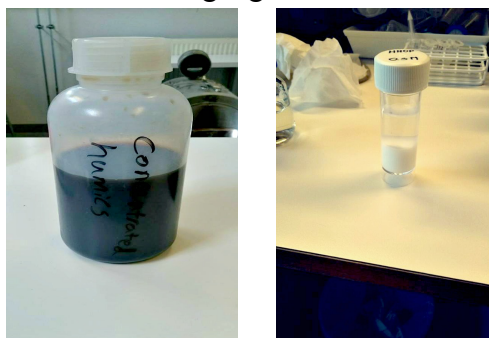
To identiske oppsett ble kjørt synkront under forsøkene. Det ene oppsettet ble kjørt med ubehandlet råvann, mens det andre oppsettet ble kjørt med HAOP-behandlet råvann. Filtrering ble utført med resirkulering av permeat og konsentrat etterfulgt av resirkulering av kun konsentrat for begge typer råvann.

3.2. Karakteristikk av råvann

Råvannet som ble brukt under forsøk ved NMBU ble levert av aquateam COWI.

3.2.1. Syntetisk råvann fremstilt av humusekstrakt

Konsentrert humusekstrakt fra Vindin vannverk ble brukt for tillaging av syntetisk råvann. Humusekstraktet ble laget ved bruk av ionebytting. Figur 3-1 viser humusekstraktet brukt for tillaging av råvann og HAOP 4 som ble brukt for å forbehandle råvannet. Råvannet ble laget ved å fortenne oppkonsentrert humus 400 ganger.



Figur 3-1: Humus ekstrakt brukt til å produsere råvann er vist til venstre i bildet og HAOP prøven brukt til rensing av råvannet på høyre side. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Aquateam COWI sto for levering av råvann forbehandlet med HAOP. I Figur 3-2 vises HAOP-behandlet råvann til venstre i bilde, mens ubehandlet råvann vises til høyre.



Figur 3-2: HAOP behandlet råvann og ubehandlet råvann. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Ubehandlet og behandlet råvann ble oppbevart i plastbeholdere på 25 L og 10 L ved romtemperatur på laboratorium ved IMT. Til sammen var det 35 L av både ubehandlet og behandlet råvann. Tabell 3-1 og Tabell 3-2 viser vannkvalitetsparametere for hhv ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Det ble målt to paralleller av TDS for begge vanntypene. Kvaliteten ble målt da vannet ble mottatt fra COWI mars 2016. Et gjennomsnitt vises i tabellene. Fullstendige tabeller med paralleller vises i vedlegg A.

Tabell 3-1: Vannkvalitetsparametere i råvann, mars 2016.

Vannkvalitetsparameter	Verdi
pH	6,7
Turbiditet (NTU)	0,1
TDS (mg/l)	229
Temperatur (°C)	20,4
Fargetall (mg Pt/l)	60

Tabell 3-2: Vannkvalitetsparametere i råvannet behandlet med HAOP, mars 2016.

Vannkvalitetsparameter	Verdi
pH	6,8
Turbiditet (NTU)	0,1
TDS (mg/l)	218
Temperatur (°C)	20,6
Fargetall (mg/l Pt)	4

3.2.2. Råvann fra Bjertnessjøen

Råvann fra Bjertnessjøen er brukt i andre del av forsøkene utført ved NMBU. 60 L råvann ble fraktet fra Sjonken vannverk av COWI. Det ble levert 30 L ubehandlet råvann og 30 L HAOP-behandlet råvann. Ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann ble oppbevart i plastbeholdere på 30 L ved laboratorium fløy 5 ved IMT. Tabell 3-3 og Tabell 3-4 viser oversikt over vannkvalitetsparameterne av råvann hentet fra Bjertnessjøen. Det ble målt to paralleller av TDS for begge vanntyper. Kvaliteten ble målt da vannet ble mottatt mai 2016. Et gjennomsnitt er fremstilt i tabellene. Fullstendige tabeller med paralleller vises i vedlegg A.

Tabell 3-3: Vannkvalitetsparametere av råvann fra Bjertnessjøen mottatt mai.

Vannkvalitetsparameter	Verdi
pH	6,5
Turbiditet (NTU)	0,5
TDS (mg/l)	15
Temperatur (°C)	21,2
Fargetall (mg/l Pt)	60

Tabell 3-4: Vannkvalitetsparametere for HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen mottatt mai.

Vannkvalitetsparameter	Verdi
pH	7,0
Turbiditet (NTU)	0,2
TDS (mg/l)	36
Temperatur (°C)	21,5
Fargetall (mg/l Pt)	8

3.3. Tillaging av HAOP

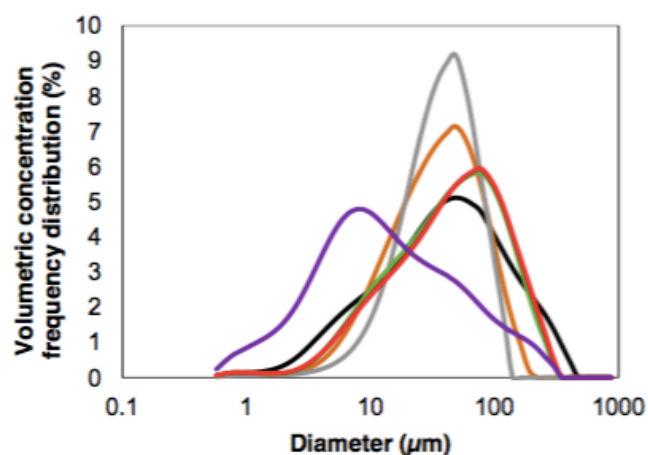
Aquateam COWI forberedte 4 partier HAOP med ulike konsentrasjoner hhv. 3 M, 1,5 M, 0,3 M, 0,15M og 0,075M. Tabell 3-5 viser en oversikt over karakteristikk av de 4 partiene. COWI gjorde videre forsøk med to av partiene, parti 1 og parti 4. Råvannet tilsendt var behandlet med parti 4 renset med destillert vann, 0,3M HAOP, og er markert med blått i Tabell 3-5. Størrelsesdistribusjon av HAOP partiklene analysert av COWI vises i Figur 3-3. HAOP 4 er markert med grønt, og HAOP 4 renset med destillert vann er markert med rødt.

Tabell 3-5: Karakteristikk av HAOP partikler laget av COWI for forsøk. Råvann behandlet med HAOP 4 ble brukt (Vik, Dadkhah, Tomczak-Wandzel, Rathnaweera, & Nilan, 2016)

HAOP parti	Konsentrasjon (M)	d10 (µm)	d50 (µm)	d90 (µm)	Zeta potensial (mV)	TS (g/kg)	VS (g/kg)
HAOP 1	1,5	6,1	37	154	+1,2	221	22
HAOP 2	0,15	13	35	74	-3,8		
HAOP 3	0,075	9,2	33	85	-7,1		
HAOP 4*	0,3	8,3	42	137	nd**	77,3	6,2
HAOP 4 renset med destillert vann	0,3	8,4	44	138	-5,45	29,5	5,5

* Partiet ble laget etter diskusjon om tidligere resultat

** Ikke bestemt



Figur 3-3: Størrelsesdistribusjon av HAOP partier fremstilt av COWI (Vik et al., 2016).

HAOP ble preparert av aquateam COWI ved å nøytralisere en løsning av $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ med NaOH til pH 7.0.

Prepareringsmetoden består av tre steg.

1. Blanding og nøytralisering av pH (dannelse av partikler).
2. Oppvarming (stabilisering av partikler).
3. Rensing (fjerning av overflødig salt).

Tabell 3-6 viser en oversikt over informasjon om ulike parametere under preparering av de 4 HAOP partiene. Partiet som ble brukt, parti 4, er markert med blått.

Tabell 3-6: Justerte parametere under preparering av ulike partier HAOP. Parti 4 ble brukt videre i forsøk (Vik et al., 2016).

HAOP parti	Konsentrasjon $Al_2(SO_4)_3/FeCl_3$ (M)	Opprinnelig løsnings volum (ml)	Opprinnelig pH	Justert pH	NaOH konsentrasjon (M)	NaOH dosering (ml)
HAOP 1	1,5	100	2,4	6,9	10	32
HAOP 2	0,15	250	3,1	7,0	5	21,1
HAOP 3	0,075	350	3,2	7,3	5	11,4
HAOP 4	0,3	1000	3,0	7,0	5/10	10.5/17

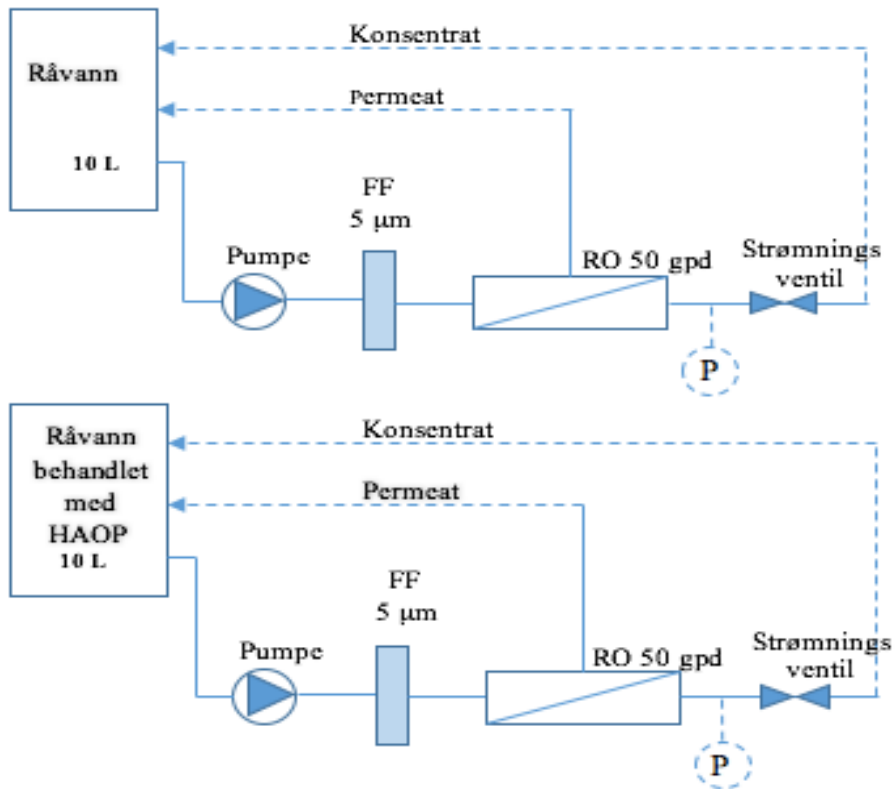
3.4. Eksperimentelt oppsett

3.4.1. Beskrivelse av filtreringsoppsett

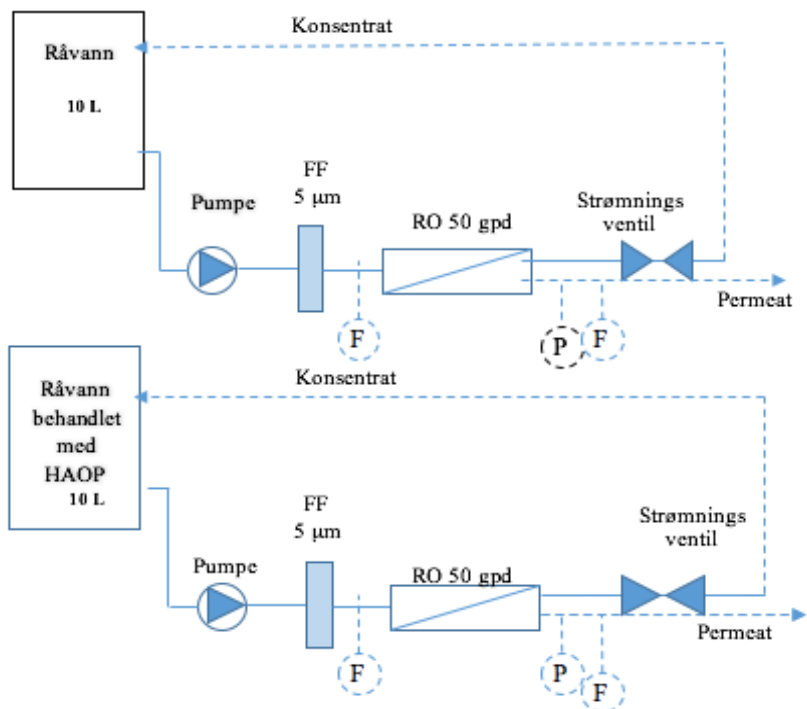
To identiske filtreringsoppsett for omvendt osmose ble brukt under forsøkene. Begge filtreringsoppsettene ble bygget på laboratorium ved IMT. Oppsettene var anskaffet fra Ecosoft water professionals, og er beregnet for drikkevannrensing. Små justeringer ble gjort for å tilpasse oppsettene optimalt til forsøkene.

Pumpene som ble brukt sammen med anleggene ble også anskaffet fra Ecosoft water professionals. Pumpene ble installert for å sikre tilstrekkelig trykk i omvendt osmose systemene og er markert i prinsippkissene. I Figur 3-6 vises et bilde av den ene pumpen som var i bruk koblet til et av systemene for omvendt osmose. Et forfilter var installert i omvendt osmose-systemet. Filtrene brukt i forsøkene var mekanisk polypropylenfilter brukt for fjerning av større komponenter og partikler. Ved forsøk med råvann fra oppkonsentrert humus ble det brukt forfilter med 5 μ m poreåpning, mens det i forsøk med råvann fra Bjertnessjøen ble brukt 1 μ m poreåpning. En strømningsventil ble brukt for å regulere mengde vann ved konsentratets utløp. To like membraner ble brukt i hvert av de to systemene.

Figur 3-4 viser en prinsippskisse av oppsettet for filtrering av råvann med resirkulering av permeat og konsentrat, mens Figur 3-5 viser prinsippskisse av forsøk med resirkulering av konsentrat under filtrering av råvann fremstilt fra humusekstrakt. Markert P er trykkmålere, markerte F er strømningsmeter og FF markerer forfilter. Ved filtrering av råvann fra humusekstrakt med resirkulering av permeat og konsentrat ble strømning målt manuelt.



Figur 3-4: Prinsippskisse av omvendt osmose-membrananleggene ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat.

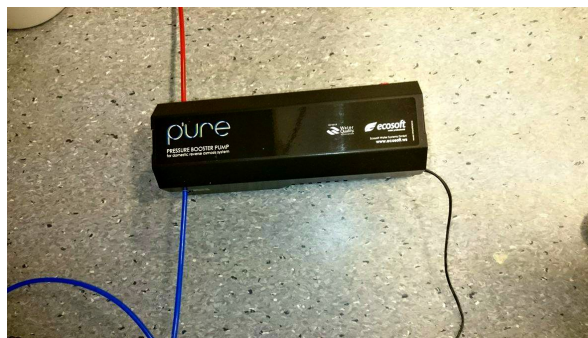


Figur 3-5: Prinsippskisse av omvendt osmose membranleggene ved filtrering med resirkulering av konsentrat.

Ved forsøk utført med råvann fra Bjertnessjøen ble samme filtreringsmetoder og oppsett brukt som ved råvann fremstilt fra humsekstrakt. Forskjellen fra Figur 3-4 og Figur 3-5 er at det ble brukt 1 μm filter, 75 gpd membraner og automatiske strømningsmålere under begge filtreringsmetodene.

3.4.2. Installering av systemene

Anleggene måtte installeres før bruk. De ankom laboratorium 18. mars og ble installert i løpet av en dag. En ledning ble koblet direkte til pumpen fra vannkilden på 10 L plastbeholdere. En annen ledning ble koblet fra pumpen til omvendt osmose-systemet. Slik ble vann fraktet fra plastbeholderen gjennom pumpen og inn i systemet. Plastbeholderen ble satt høyt på en benk, mens pumpen sto på gulvet slik at vann skulle renne til pumpen.



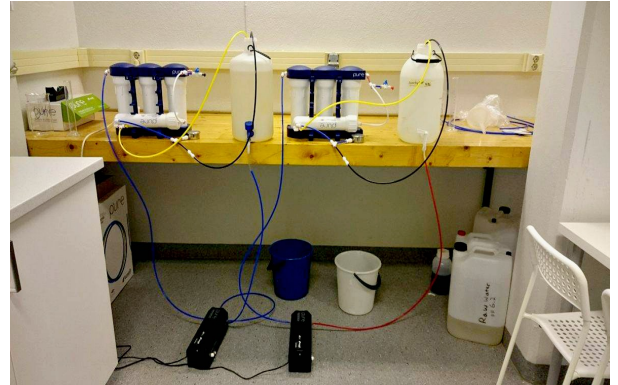
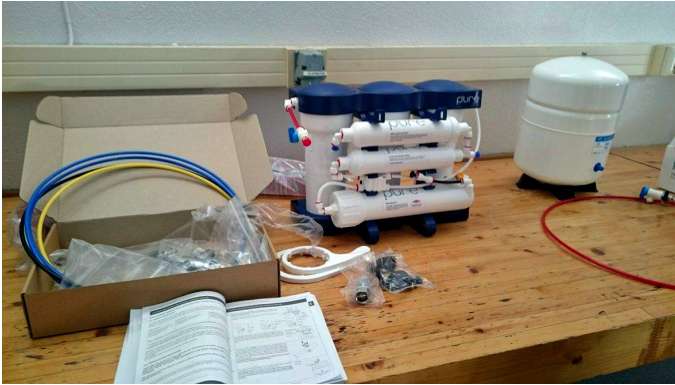
Figur 3-6: En av pumpene koblet til et av omvendt osmose anleggene. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

En ledning gikk fra forfiltret og inn til membranen. På denne ledningen ble en ekstra ventil installert for mulighet for prøvetaking av vann etter forfilter. Figur 3-7 viser et bilde av plasseringen til ventilen.



Figur 3-7: Installert ventil for mulighet til prøvetaking etter filter. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Fra membranen ble to ledninger installert, en for permeat og en for konsentrat. I første forsøk ble disse ledningene plassert inn i plastbeholderen ved åpningen på toppen. På denne metoden oppnåddes det full resirkulering av vannet. Dette ble endret ved forsøk med resirkulering av konsentrat. Figur 3-8 viser et bilde av et av anleggene før det ble installert til venstre, og til høyre vises begge anleggene installert og ved start av første filtrering.



Figur 3-8: Til venstre i figuren vises et av anleggene for start av installasjon, mens til høyre vises begge RO systemene under filtrering. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

3.4.3. Membranmateriale

Membranene brukt under forsøkene var av typen Filmtec™ og produsert av DOW. Under filtrering av råvann fra humusekstrakt ble membraner med en kapasitet på 50 gpd, 190 L per dag tatt i bruk. Figur 3-9 viser en av membranene brukt under filtrering av råvann fremstilt fra humusekstrakt før installering. Ved filtrering utført av råvann fra Bjertnessjøen ble membraner med en kapasitet på 75 gpd, 280 L per dag brukt. Membranelementene hadde en porestørrelse rundt 100 amu MWCO, var spiraltvinnede og laget av polyamid.



Figur 3-9: Membran med kapasitet 50 gpd før installering. Foto: Ingrid Marie Johnsen

3.4.4. Forberedelse av systemene

Før filtreringen kunne settes i gang måtte systemet klargjøres. Begge systemene ble vasket med springvann tatt fra NMBU, IMT. Systemene ble kjørt uten membran og med forfilter. Prosessen ble gjennomført før forsøk med råvann fremstilt fra humusekstrakt og før forsøk med råvann fra Bjertnessjøen.

Materialer:

Springvann fra fløy 5 laboratorium ved IMT, NMBU.

To RO system med pumper

To 10 L bøtter

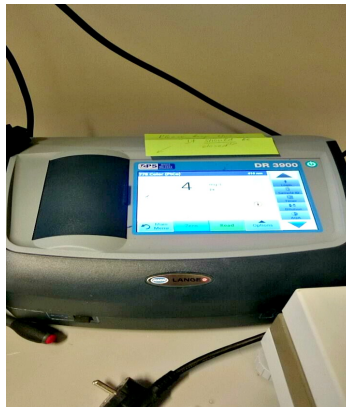
To 10 L plastbeholdere

Prosedyre:

1. To 10 L plastbeholdere ble fylt opp med 10 L springvann ved laboratoriet ved fløy 5. Systemene ble koblet til plastbeholderne.
2. Konsentrat og permeat utløpsledningene ble plassert i 10 L bøtter. Systemet ble deretter startet og kjørt frem til 10 L springvann var kjørt gjennom systemet.

3.4.5. Måling av farge

Fargetall ble målt med spektrofotometer, DR 3900, HACH. Målinger ble tatt av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering samt under filtrering ved bruk av råvann fremstilt av humusekstrakt og råvann fra Bjertnessjøen. Ved måling under filtrering ble konsentrat, permeat og vannprøver etter forfilter analysert. Målingene ble tatt kontinuerlig til anleggene hadde oppnådd stabilitet. Deretter ble målinger tatt sjeldnere. Målingene ble oppgitt i mg/l Pt. Figur 3-10 viser spektrofotometret tatt i bruk under forsøket.



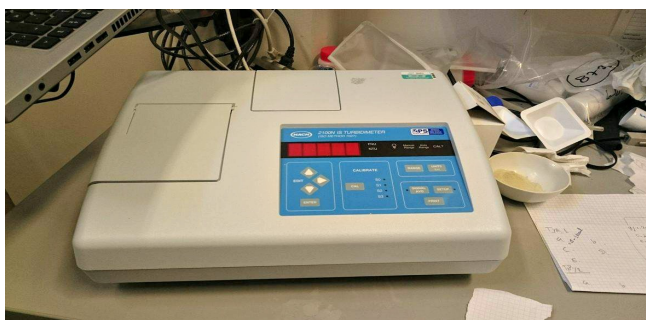
Figur 3-10: Spektrofotometer brukt for fargemåling under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Farge ble bestemt ved hjelp av UV-lys, med en bølgelengde på 410 nm. En 5 cm kyvette ble brukt for målingene, før målingene ble spektrofotometret nullstilt med destillert vann. Målingene ble tatt av prøver med økende konsentrasjon og mellom hver måling ble kyvetten skylt med destillert vann.

3.4.6. Turbiditetsmåler

Turbiditeten ble målt med en manuell turbiditetsmåler, 2100N IS, HACH. Råvann og behandlet råvann ble målt før filtrering. Siden turbiditeten var såpass lav, $NTU < 2$, for både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann ved begge typer råvann, se Tabell 3-1 og Tabell 3-2 samt Tabell 3-3 og Tabell 3-4, ble ikke turbiditet målt videre i forsøket.

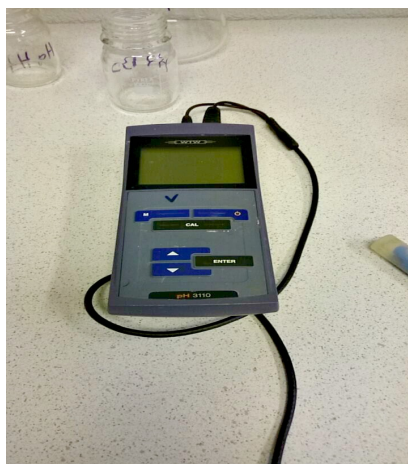
Figur 3-11 viser måleinstrumentet som ble brukt. Målingene som ble tatt er oppgitt i enheten NTU. Turbiditeten ble bestemt ved hjelp av lys som ble målt med en vinkel på 90° .



Figur 3-11: Turbiditetsmåler brukt for måling av turbiditet. Foto: Ingrid Marie Johnsen

3.4.7. pH-meter

pH og temperatur ble målt ved bruk av pH-meter, pH3110 WTW. Før bruk ble elektrodens nøyaktighet testet ved bruk av bufferløsninger ved pH 7 og pH 4. Målinger viste at pH-meteret ga noe unøyaktige målinger grunnet en gammel elektrode. Ny pH-elektrode ble bestilt og tatt i bruk etter ca. en uke med forsøk. Den nye elektroden ble kalibrert før bruk ved hjelp av topunkts kalibrering med bufferløsninger. Både gammel og ny elektrode tatt i bruk var av merket Sintex. pH-elektroden var en kombinert elektrode som består av en glasselektrode og en referanselektrode, pH ble målt ved at elektroden kom i kontakt med vannet. Spenningen máltes mellom hydrogenionene i vannet og ionene i glasset på pH-elektroden. pH og temperatur kunne avleses på skjermen til pH-meteret. Mellom hver måling ble elektroden skylt med destillert vann og tørket forsiktig med papir. Figur 3-12 viser pH-meteret brukt under forsøkene.



Figur 3-12: pH-meter brukt under forsøk. Foto: Ingrid Marie Johnsen

3.4.8. Konduktivitetsmeter

TDS ble målt ved bruk av konduktivitetsmeter co150, HACH. Før konduktivitetsmeteret ble tatt i bruk ble kalibrering med destillert vann gjennomført over natten. Instrumentet ble innstilt for TDS-måling. Målinger ble foretatt av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Det ble også gjort målinger kontinuerlig gjennom filtreringen av konsentrat, permeat og etter forfilter. Disse målingene ble tatt kontinuerlig til oppnådd stabilitet og deretter sjeldnere, mellom hver måling ble instrumentet skylt med destillert vann. TDS ble oppgitt i mg/l.

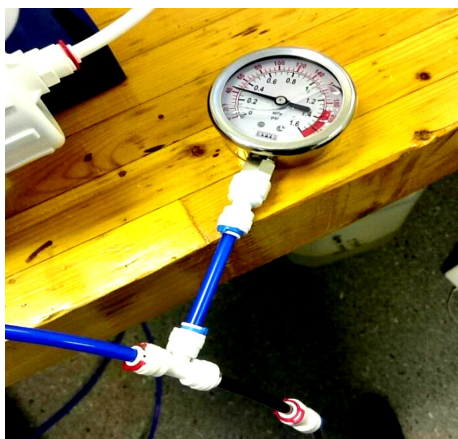
Etter ca. to ukers tid ble instrumentet byttet ut med et annet og mer presist konduktivitetsmeter som vist i Figur 3-13. Konduktivitetsmeteret ble kalibrert med 0,01 mol/KCl kalibreringsstandard. Forholdstall mellom nytt og gammelt instrument ble kalkulert slik at målingene ble representative.



Figur 3-13: Konduktivitetsmeter brukt under forsøk. Foto: Ingrid Marie Johnsen

3.4.9. Trykkmålere

Trykket ble målt ved trykkmålere 3210 SET 1 WTW ved konsentratets utløp på begge oppsettene og trykkmålerne ble installert mellom membranen og strømningsventilen. Instrumentene viste enhetene psi og mPa og målingene er oppgitt i SI-enheten mPa. I Figur 3-14 vises en av trykkmåleren i bruk under første filtreringene. Trykket ble målt kontinuerlig gjennom filtrering til oppnådd stabilitet, før det deretter ble målt sjeldnere. Ved filtrering med resirkulering av konsentrat ble trykk målt sjeldnere grunnet kort filtreringstid.



Figur 3-14: En av trykkmålerne brukt under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen

3.4.10. Måling av strømning

Strømning ble målt manuelt under filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat av råvann fremstilt av humusekstrakt da bestilte online-instrumenter ikke hadde ankommet enda. Etter dette ble strømning målt online ved strømningsmåler.

Manuell måling ble utført ved bruk av stoppeklokke og begerglass/sylinder. For konsentrat ble et 1000 ml begerglass benyttet, mens for permeat ble en 100 ml sylinder benyttet. Beholderne ble fylt opp og tiden tatt. Ut fra disse parameterne ble strømningen og volum kalkulert. Manuelle prøver ble tatt kontinuerlig ved filtreringsstart ved forsøk med resirkulering av permeat og konsentrat, deretter sjeldnere ved oppnådd stabilitet.

Online-instrumentene, ZJ-LCM-M LCD, viste strømning i l/min og volum i L. Instrumentene ble installert ved konsentrat og mellom forfilter og membran. Strømning og volum ved permeat ble kalkulert ut fra disse parameterne.

3.4.11. Zetasizer

For måling av zetapotensial ble Zetasizer 3000HS, Malvern instruments UK, brukt, som vist i Figur 3-15. Zetapotensialet ble oppgitt i mV



Figur 3-15: Zetasizer brukt for måling av zetapotensialet av prøver under forsøket. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Zetapotensialet blir bestemt ved å måle den elektroforetiske mobiliteten til partiklene og dermed overføre denne verdien til zetapotensial ved bruk av elektrokinetisk teori. Analysen kan gi en indikasjon på frastøtningen mellom de ladede partiklene og stabiliteten til det kolloide systemet kan bestemmes.

3.4.12. Instrumenter til analyse av partikkelstørrelse, Mastersizer og qNano
Mastersizer 3000, Malvern instruments UK og qNano ble brukt for måling av partikkelstørrelse.

Mastersizer 3000 kan måle suspensjoner, emulsjoner og tørt pulver i området 0.01-3500 μm avhengig av prøven og behandling av prøven. Mastersizer bestemmer partikkelstørrelsen ved hjelp av laserdiffraksjonsteknikk utført ved en måling av intensiteten av spredt lys som oppstår når en laserstråle passerer en fordelt, partikulær prøve. Data analyseres for å kalkulere

størrelsen av partiklene som dannet det fordelte mønsteret. Instrumentet har en enhet for våte dispersjoner og en enhet for tørre dispersjoner. Enheten for våte dispersjoner ble brukt i analysene utført. Ultralyd ble brukt for å fjerne oppløst luft i vannet. Instrumentet blir holdt rent ved grundig gjennomskylling etter hver prøve og ved tilsetning av alkohol til vannet når instrumentet ikke er i bruk, dette for å hindre dannelse av biofilm.

qNano måler partikkelstørrelse ved bruk av Coulter-prinsippet og justerbare nanoporer. Strøm er tilsatt langs en væskecelle ved sølv-sølvklorid-elektroder. Grunnet strømmen beveger ioner seg mellom elektrodene og produserer en grunnstrøm langs nanoporen. En detektor festet til elektrodene gjenkjenner endringer i strøm oppstått på grunn av partikkelbevegelse gjennom nanoporen. Partikkelstørrelse og antall partikler i elektrolyttløsning kan bestemmes ut fra endringen i strøm. Instrumentet kan måle partikler i med diameter 50-10 000 nm og konsentrasjoner mellom 10^5 og 10^{12} partikler/ml.

3.5. Prøvetaking

Under filtersyklusene ble det tatt manuelle prøver ved konsentrat, permeat og etter forfilter. Prøven ble brukt til å analysere vannkvalitetsparameterne pH, temperatur, TDS og fargetall. Manuelle prøver ble og tatt for senere analyser ved Zetasizer og Mastersizer.

Før første filtrering ble startet ble systemene kjørt i en uke med to ulike membraner. Membranene var produsert ved forskjellig tid, dette var ikke planlagt og skyldtes menneskelig feil. Membranen som tilhørte ubehandlet råvann ble byttet mot en membran lik den i oppsettet som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Under forsøkene ble oppsettene kjørt med identiske membraner.

3.5.1. Prøvetaking før forsøksstart

Det ble tatt prøver av begge råvann for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann for vannkvalitetsanalyse og analyse av partikkelstørrelse og zetapotensial. Det ble og tatt prøver av humusekstrakt for analyse av partikkelstørrelse og zetapotensial.

Materialer:

Råvann

HAOP-behandlet råvann

Humusekstrakt

200 ml begerglass

100 ml oppbevaringsglass

Prosedyre:

1. Råvann og HAOP-behandlet råvann ble tatt direkte fra plastbeholderne mottatt av COWI ved hjelp av 200 ml begerglass og overført til oppbevaringsglass. To begerglass ble brukt, et for hver type vann. Vannet ble deretter overført til hvert sitt oppbevaringsglass, to for videre analyse av vannkvalitet og to for videre analyser av zetapotensial og partikkelstørrelse.

2. Humusekstrakt ble overført manuelt til et oppbevaringsglass ved bruk av 200 ml begerglass.

3.5.2. Filtrering av springvann

Filtrering av springvann ble utført for å lage grunnkurver for hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere. Fargetall og turbiditet ble ikke målt grunnet lave verdier. Filtrering av springvann ble gjort før og etter hvert forsøk. Vann ble tatt fra springen ved NMBU, IMT. Systemene ble kjørt med membran og forfilter.

Materialer:

Springvann fra fløy 5 laboratorium ved IMT, NMBU.

To RO-system med pumper

Glass til prøvetaking

Prosedyre:

1. To 10 L plastbeholdere ble fylt opp med 10 L springvann fra laboratoriet ved fløy 5. Systemene ble koblet til plastbeholderne. Konsentrat og permeat fra utløpene ble plassert i plastbeholderne slik at vannet ble resirkulert.
2. I løpet av filtreringen ble vannkvalitetsparametere pH, temperatur og TDS målt og hydrauliske parametere trykk og strømming målt. Fargetall og turbiditet ble ikke målt da verdiene var såpass lave. Vannkvalitetsparametere og hydrauliske parametere ble målt hvert 15 minutt til oppnådd stabilitet. Deretter ble målinger gjort sjeldnere. 200 ml begerglass ble brukt til oppbevaring av prøver før måling. Begerglassene ble skylt godt med destillert vann mellom hver måling.
3. Oppsettene ble stoppet og springvannet i plastbeholderne tømt.

3.5.3. Prøvetaking av råvann fremstilt fra humusekstrakt

Filtreringen med resirkulering av konsentrat og permeat ble startet mandag 11.04.16 kl.10:00 og ble avsluttet onsdag 27.04.16, kl.15:00. Systemet ble kjørt i 16 dager og syklusen ble avsluttet da ingen observasjoner indikerte tilskitning av membran.

Materialer:

To RO-system med pumper

Ubehandlet råvann

HAOP-behandlet råvann

Glass til prøvetaking

Utstyr til manuell måling av strømming

Prosedyre:

1. Det ble tatt prøver hyppig de første timene av filtersyklusen. Den første prøven ble tatt 30 minutt etter filtreringsstart. Den første timen ble det tatt prøver rundt hvert 30 minutt, etter dette ble prøvene tatt sjeldnere. Siste prøvetaking for dagen ble tatt ca. 5 timer etter oppstart og siden de hydrauliske parameterne var relativt stabile ble anlegget satt til å kjøre over natten.

2. Prøver ble deretter tatt sjeldnere og fra fredag 15.04.16 ble det tatt prøver så sjeldent som tre ganger om dagen på grunn av stabilt system.
3. Videre ble det tatt prøver tre ganger per dag i ukedagen og en gang om dagen i helgene til filtreringsslutt.

Filtrering med resirkulering av konsentrat ble startet torsdag 28. april kl.09:30 og avsluttet torsdag 28.april kl.10:25 og varte i 55 minutt. Filtreringen ble satt i gang grunnet fravær av tilskitning ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat.

Materialer:

To RO-system med pumper
Ubehandlet råvann
HAOP-behandlet råvann
Glass til prøvetaking

Prosedyre:

1. Det ble tatt prøver tre ganger gjennom filtreringen, etter 5, 20 og 50 minutter. Etter 55 minutter var alt vann filtrert.
2. Trykk og strømning ble målt fem ganger i løpet av filtreringen ved bruk av online instrumenter.

3.5.4. Prøvetaking av råvann fra Bjertnessjøen

Filtreringen utført med resirkulering av permeat og konsentrat ble startet tirsdag 31.05.16 kl.10:15 og avsluttet onsdag 01.06.16, kl.06.15 og systemet ble kjørt i 20 timer. Syklusen ble avsluttet da ingen observasjoner indikerte tilskitning av membran.

Materialer:

To RO-system med pumper
Ubehandlet råvann
HAOP-behandlet råvann
Glass til prøvetaking

Prosedyre:

1. I starten ble det tatt prøver hvert 30 minutt og deretter sjeldnere.
2. Systemene ble satt til å gå over natten, og siste prøve ble tatt neste morgen før filtreringsslutt.

Filtrering utført med resirkulering av konsentrat ble startet torsdag 01.06.16 kl.09:38 og avsluttet torsdag 01.06.16 kl.10:33 og varte i 55 minutter. Filtreringen ble satt i gang grunnet fravær av tilskitning ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat.

Materialer:

To RO-system med pumper
Ubehandlet råvann
HAOP behandlet råvann
Glass til prøvetaking

Prosedyre:

1. Det ble tatt seks prøver gjennom filtreringen og etter 55 minutter var alt vann filtrert.
2. Trykk og strømning ble målt sju ganger i løpet av filtreringen ved online instrumenter.

3.6. Analyse av zetapotensial ved bruk av Zetasizer

Zetapotensialet ble analysert ved bruk av Zetasizer 3000Hs. Målinger som ble tatt var HAOP 4 (0,3M), humusekstrakt, HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann. For forsøk med råvann fremstilt av humusekstrakt ble det tatt prøver etter dag 4 og dag 12 av filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat. For råvann fra Bjertnessjøen ble det tatt prøver etter 1 time og 6 timer ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat. Ved resirkulering av konsentrat ble det tatt prøver ved start og slutt for begge typer råvann. Både permeat og konsentrat ble analysert av instrumentet. Alle prøver ble målt ved tre ulike pH, med humusekstraktet som unntak da det ble målt med 4 ulike pH. Figur 3-16 viser injisering av prøve. Instrumentet viste KCps verdier for hver måling, dette var en indikasjon på støy. Ved $KCps > 3000$ måtte prøver fortynnes og analyseres på nytt.



Figur 3-16: Prøve injisert i Zetasizer ved analyse av zetapotensial. Foto: Ingrid Marie Johnsen.

Materialer:

Prøver beskrevet ovenfor
Destillert vann
Zetapotensial transfer standard (Løselig suspensjon av polymer microspheres i 10mL sprøyter, $-42 \text{ mV} \pm 4,2 \text{ mV}$)
10 ml sprøyter
10 % etanol

Prosedyre:

1. Humuskonsentrat og HAOP 4 ble fortynnet med destillert vann før måling. Prøver ble preparert til ulike pH ved bruk av syre og base.
2. Før analysestart måtte instrumentet vaskes 10 ganger med destillert vann. Destillert vann ble tilsatt med 10 ml sprøyter og injisert i instrumentet.
3. Før prøver kunne analyseres ble 4 ml zetapotensial standard injisert. Zetapotensialet viste verdier som var innenfor det ønskede området.
4. Før prøvene ble injisert ble instrumentet igjen vasket 10 ganger med 10 ml destillert vann. Dette måtte gjøres mellom hver måling. Prøvene ble injisert ved bruk av en 10 ml sprøyte og zetapotensial og KCps avlest. Sprøyter brukt for prøven ble vasket flere ganger med først springvann før destillert vann før ny prøve.
5. Etter ferdig analyse ble instrumentet igjen vasket 10 ganger med destillert vann før det ble injisert 10 ml 10 % etanol.

3.7. Analyse av partikkelstørrelse ved Mastersizer

Mastersizer 3000 ble tatt i bruk for å analysere partikkelstørrelse av HAOP 4, 0,3 M, tilsendt fra COWI.

3.7.1. Utførelse av analyse

Materialer:

Destillert vann

HAOP 4

Etanol

Prosedyre:

1. Fysikalsk karakteristikk av materiale som skulle analyseres ble innført i programvaren, i dette tilfellet var det aluminiummateriale som skulle analyseres.
2. Prøven ble tilsatt dråpevis til dispersjonsenheten som inneholdte destillert vann og sirkulerte prøven gjennom cellen.
3. Analyse ble foretatt av en optisk enhet og resultatet ble presentert i programvaren.
4. Etter analyse ble instrumentet vasket ved å starte en normal vaskesekvens, 3 sykluser, inkludert ultralyd. Etter vask ble dispersjonsenheten fylt med etanol.

3.8. Analyse av partikkelstørrelse ved bruk av qNano

qNano ble tatt i bruk i et forsøk på å måle partikkelstørrelse av humusekstrakt tilsendt fra COWI. Det ble også forsøkt måle partikkelstørrelse av råvann fremstilt av humusekstrakt og råvann fra Bjertnessjøen.

3.8.1. Forberedelse av apparatet og prøveforberedelser

Før apparatet kunne tas i bruk måtte instrumentet kalibreres og optimaliseres. Elektrolytt, kalibreringsstandard og prøver måtte forberedes.

Prøveforberedelse

Materialer:

200 μ L pipetter
15 mL prøveglass
Sprøytefilter
10 mL sprøyte
Ultralydbad
Standard elektrolyttbuffer (SEB)
Izon kalibreringspartikler, 118 nm

Prosedyre:

1. En 10 mL sprøyte ble brukt for å overføre 10 mL elektrolytt fra stamløsning. Sprøytefilteret ble festet til tuppen av sprøyten og elektrolytt ble presset gjennom filteret og ned i et 15 mL prøveglass. Filteret ble brukt for å unngå forurensinger. Væsken ble tilsatt nær veggen av prøveglasset for å unngå luftbobler.
2. For å sikre homogenitet ble kalibreringsstandard og prøve plassert i et ultralydbad for 5 minutter, for deretter å bli fortynnet med elektrolytt.

Kalibrering og optimalisering

Materialer

Elektrolytt
Fortynnet kalibreringsstandard, 118 nm
100 μ L pipette
100 nm nanopore
Linsefritt papir

Prosedyre

1. 75 μ L elektrolytt ble tilsatt i den nederste cellen for så å fjernes. Dette ble gjort for å væte cellen. En 100 nm nanopore, ble festet over den vætede cellen.
2. Nanoporens strekk ble målt og registret i programvaren. Den skulle ligge rundt 42 mm. Deretter ble nanoporens strekk justert til 45 mm ved bruk av hjulet på siden av instrumentet. 75 μ L elektrolytt ble så tilført i nederste celle under nanoporen
3. Øverste celle ble festet og 30 μ L elektrolytt tilsatt. Deretter ble maksimalt trykk påført.
4. Øverste celle ble fjernet og elektrolytt fjernet med linsefritt papir for å unngå forurensing.
5. 30 μ L elektrolytt ble så igjen tilsatt, trykk påført og grunnstrøm opprettet.
6. Videre ble elektrolytt i øverste brønn igjen fjernet som i punkt 4, og 30 μ L kalibreringsstandard tilsatt.
7. Instrumentet ble deretter optimalisert ved justering av strekk og trykk.

3.8.2. Analyse av prøver

Materialer:

Forberedt prøve av humusekstrakt

Forberedte prøver av råvann

100 ul pipette.

Linsefritt papir

Destillert vann

Prosedyre:

1. Kalibreringsstandard ble fjernet fra øvre brønn med linsefritt papir og 30 μ l av forberedt prøve ble injisert ved bruk av pipette.
2. Trykk ble deretter påsatt og resultat kunne avleses etter en tid i programvaren
3. Etter analyse ble instrumentets brønner og nanoporen vasket med destillert vann.

3.9. Analyse av membraner

Analyse av membraner ble utført ved bruk av SEM, skanningselektronmikroskop, ved NIBIO. Lene Cecilie Hermansen, Hilde Kolstad og stipendiat Olga Kulesha utførte analysene ved mikroskop ved tilstedeværelse av studenten. Prøver av membranen ble tatt to steder på hver av 50 gpd og 75 gpd membranene brukt i anlegg med filtrering av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Både analyser av komposisjon av forurensingen på membranen med EDX og overflatebilde ble utført. For overflatebilder ble prøver av membranen belagt med en blanding av gull og palladium.

SEM opererer ved avbildning ved hjelp av elektroner. Elektroner sendes fra et filament og bombarderer prøven. En detektor detekterer elektronene som blir reflektert fra prøveoverflaten og informasjon innhentes. Grunnstoff vil vises lysere ved høyere elektrontetthet, og grunnstoff med svært høy elektrontetthet vil vises som hvite.

4. Resultater

I dette kapittelet er dataene fra forsøkene fremstilt grafisk. Det er oppgitt i figurtekst eller i grafen hvilken filtrering eller anlegg dataene tilhører og om de representerer springvann, ubehandlet råvann eller HAOP-behandlet råvann. Figurtekst og avsnitt angir hvilken type råvann som er analysert. Hvis det er foretatt målinger er det oppgitt i grafen om målinger er tatt ved permeat, etter forfilter eller ved konsentrat. Systemet som filtrerte ubehandlet råvann er representert med hel linje, mens systemet som filtrerte HAOP-behandlet vann er representert med stiplet linje hvis disse er representert i samme graf. Anlegg 1 representerer anlegget som filtrerte råvann, mens anlegg 2 representerer anlegget som filtrerte HAOP-behandlet vann. Det er valgt å presentere noen av grafene i vedlegg.

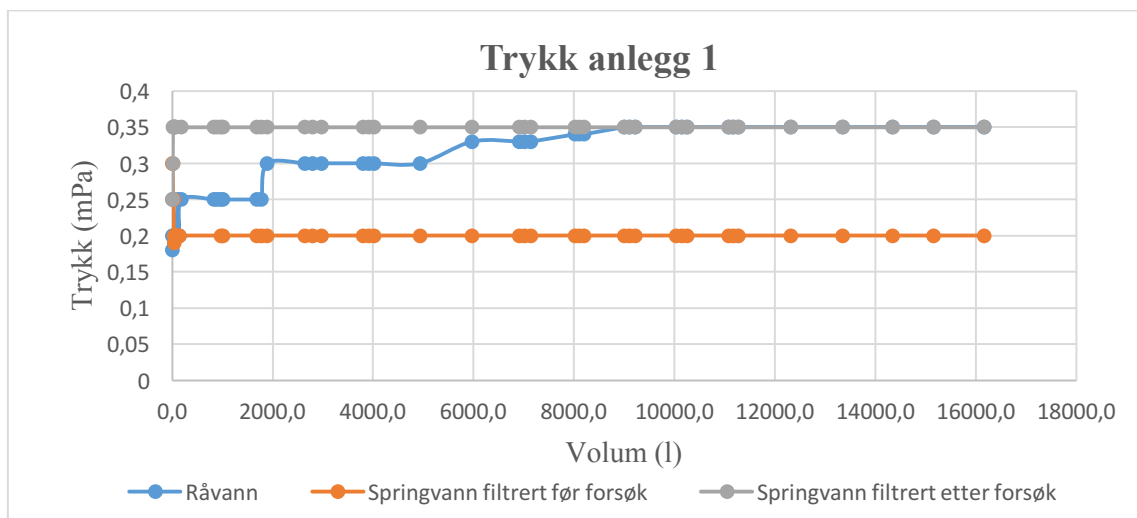
4.1. Råvann fremstilt av humusekstrakt

I dette avsnittet er figurer med hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere fremstilt. Hver figur viser resultater fra prøvetaking av råvann eller HAOP-behandlet råvann med springvann filtrert før og etter forsøk for sammenligning. Det er valgt å ha med grafer som representerer strømning, TDS og pH i vedlegg B.

4.1.1. Filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat

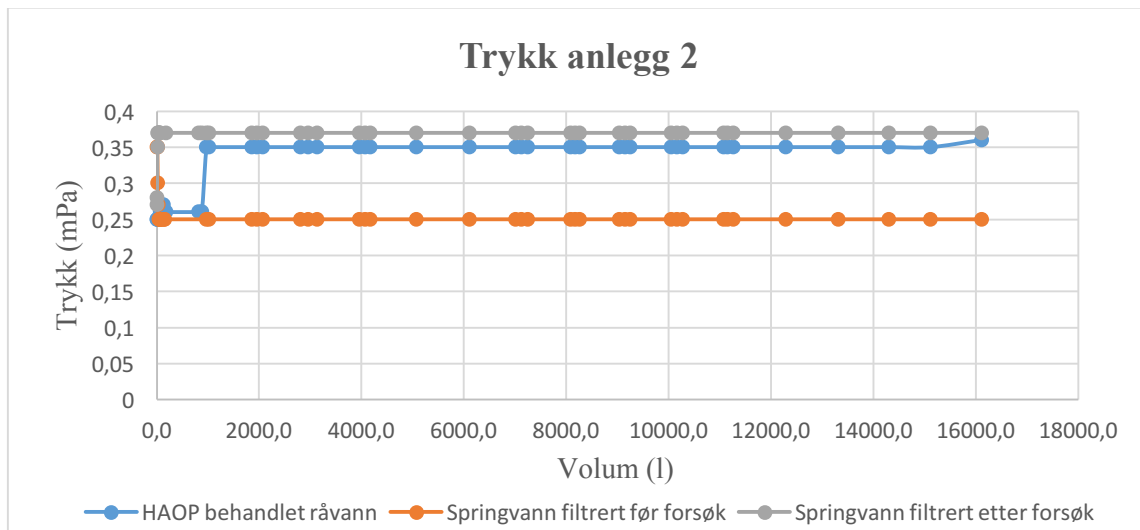
Figurene i dette avsnittet viser grafer med resultater for filtrert råvann og HAOP-behandlet råvann. Siden dette forsøket ikke viste tegn til tilskitning er det valgt å kun inkludere grafer som representerer trykk, fluks og gjenvinningsgrad. Graf over fargetall kan sees i vedlegg B.

I Figur 4-1 og Figur 4-2 vises trykk for anlegg 1 og anlegg 2. Begge figurene viser en varierende periode og en stabil periode for råvann og HAOP-behandlet vann. Trykket for råvann stabiliserte seg etter rundt 9000 l filtrert vann ved 0,35 mPa. Figuren viser at dette er det samme trykket springvann filtrert etter forsøket holdt seg på. Springvann filtrert før forsøket oppnådde en stabil periode ved 0,2 mPa.



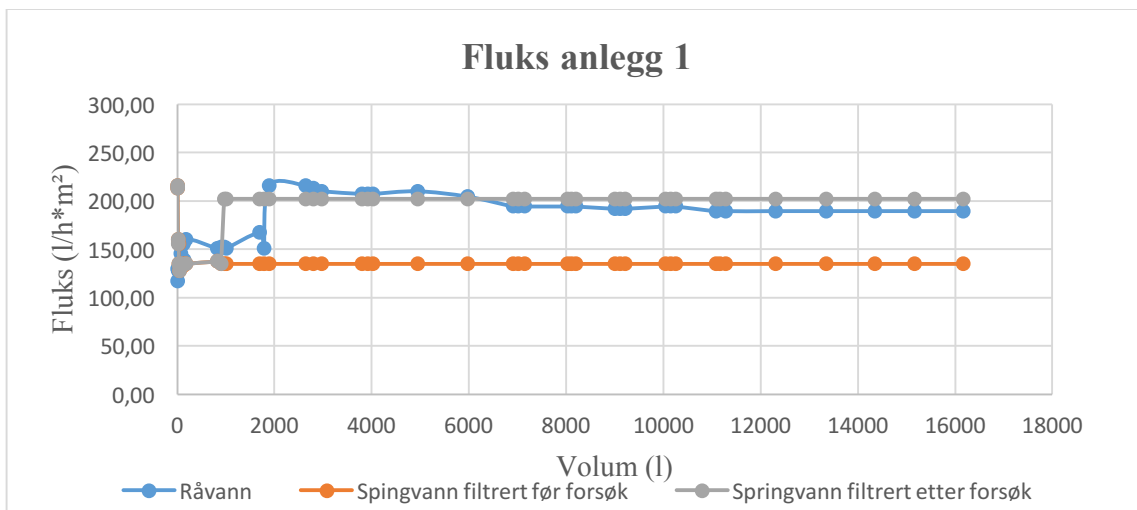
Figur 4-1: Trykk som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-2 viser trykket til HAOP-behandlet vann. Trykket i starten av filtreringen av HAOP-behandlet vann lå rundt 0,27 mPa, men etter rundt 1018 l filtrert vann økte trykket til 0,35 mPa. Trykket lå ca. stabilt på 0,35 mPa til filtreringsslutt, utenom en liten økning ved slutten, der trykket steg til 0,37 mPa i løpet av siste filtreringsdag. Springvann filtrert før og etter forsøk har et stabilt trykk nesten helt fra start. Springvann filtrert etter forsøket oppnådde et stabilt trykk på 0,37 mPa, mens springvann filtrert før forsøket oppnådde et stabilt trykk ved 0,25 mPa. .

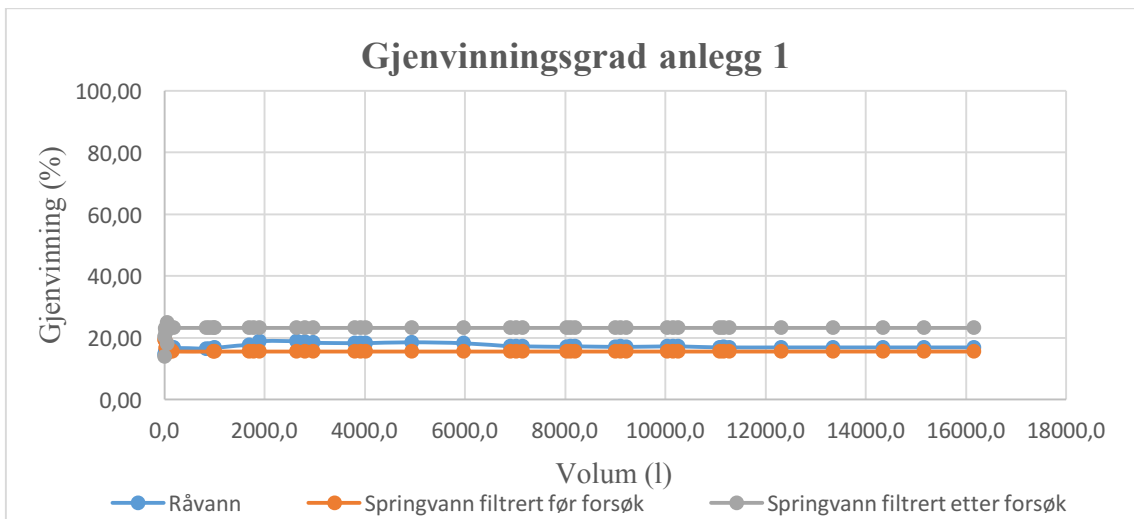


Figur 4-2: Trykk som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-3 og Figur 4-4 viser fluks av permeat og gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for ubehandlet råvann. Fluksen av permeat ved ubehandlet råvann øker frem til stabil periode ved rundt 200 l/h*m². Gjenvinningsgraden ligger rundt 20 %. Springvann filtrert før forsøk ga lavere verdier enn springvann filtrert etter forsøk ved både fluks og gjenvinningsgrad.

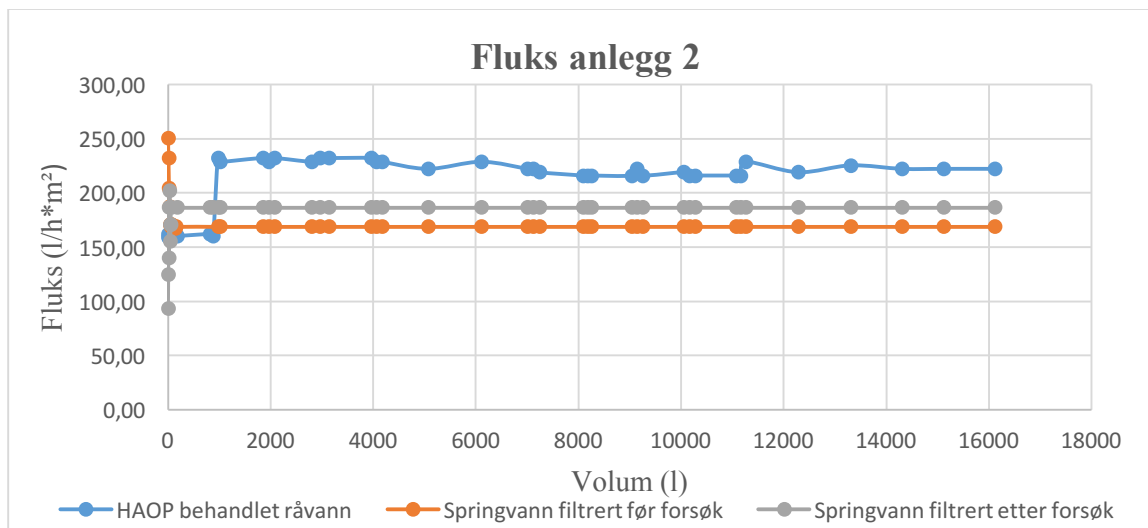


Figur 4-3: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

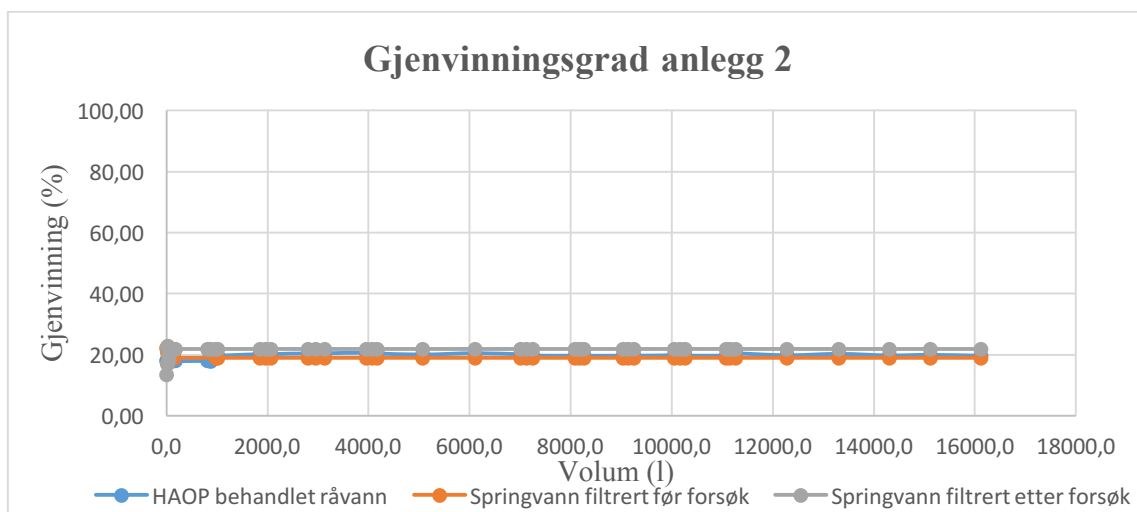


Figur 4-4: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-5 og Figur 4-6 viser kalkulert permeat fluks og gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann. Fluksen av HAOP-behandlet råvann har en varierende periode ved start, før den øker. Den stabiliserer seg rett under $250 \text{ l/h}\cdot\text{m}^2$, noe som er litt høyere enn ved ubehandlet råvann. Gjenvinningsgraden ligger rundt 20 %, men noe høyere enn ved ubehandlet råvann. Springvann ligger stabilt på en lavere gjenvinningsgrad og fluks ved filtrering før forsøk i forhold til filtrering etter forsøk.



Figur 4-5: Permeat fluks som funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering.

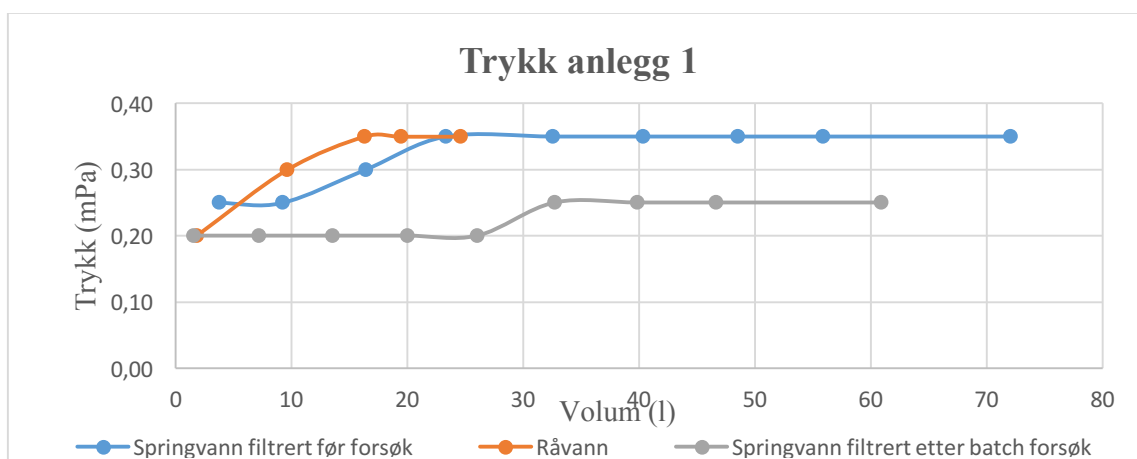


Figur 4-6: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

4.1.2. Filtrering med resirkulering av konsentrat

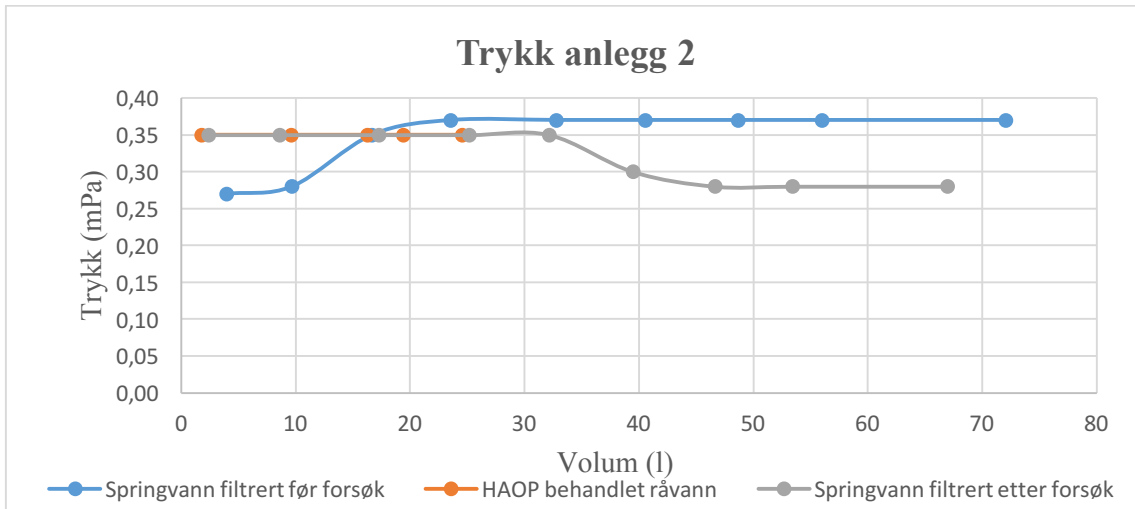
Figurene under viser filtrering med resirkulering av konsentrat for råvann og HAOP-behandlet råvann for hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere som en funksjon av volum. Filtreringen foregikk over mindre tid og filtrerte dermed mindre volum enn filtrering av drikkevann før og etter forsøk. Grunnet dette er grafene som representerer råvann og HAOP-behandlet vann kortere enn grafene som representerer springvann.

Figur 4-7 og Figur 4-8 viser trykk som en funksjon av volum. For målingene gjort ved råvann er det en markant trykk økning fra 0,2 mPa til 0,35 mPa. En stabil periode oppnås etter 16 l filtrert vann. Springvann filtrert før forsøk ligger rundt det samme som det stabile perioden til råvann. Springvann filtrert etter forsøk ligger en del lavere på 0,2 mPa før stabil periode rundt 0,25 mPa.



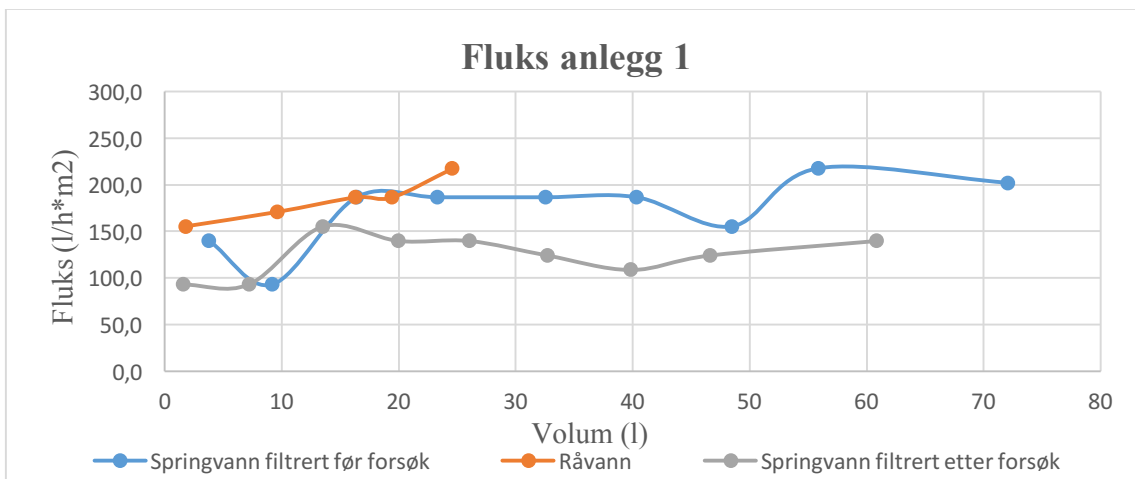
Figur 4-7: Trykk som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Trykket for HAOP-behandlet råvann er stabilt ved 0,35 mPa. Springvann filtrert etter forsøk har et lavere trykk enn springvann filtrert før filtreringen som har et trykk på 0,37 mPa.

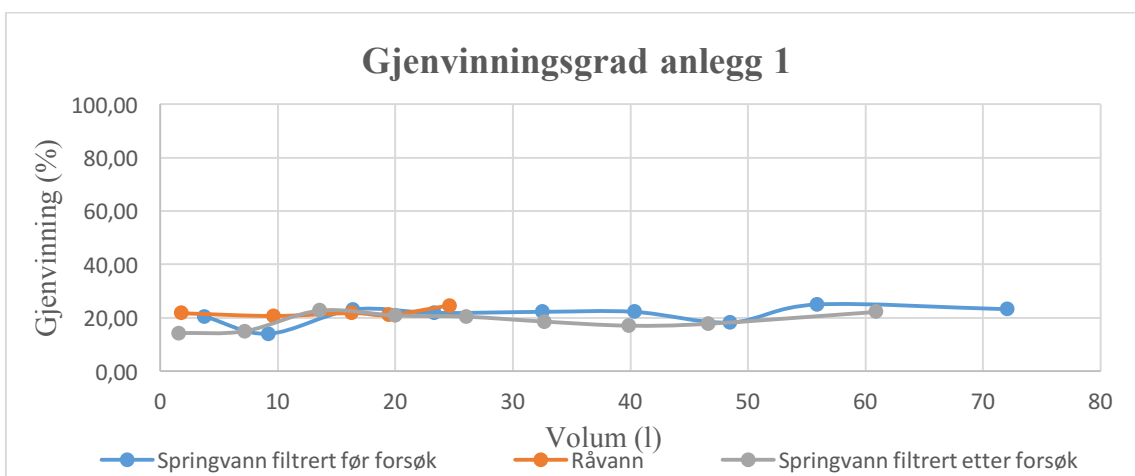


Figur 4-8: Trykk som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og for springvann under filtrering. .

I figurene nedenfor, Figur 4-9 og Figur 4-10, er kalkulert permeat fluks og gjenvinningsgrad for ubehandlet råvann presentert i grafer. Fluksen øker fra start fra omtrent 150 l/h*m² til litt over 200 l/h*m². Gjenvinningsgraden ligger rundt 20-25 %. For både fluks og gjenvinningsgrad er springvann filtrert etter forsøk lavere enn springvann filtrert før forsøket.

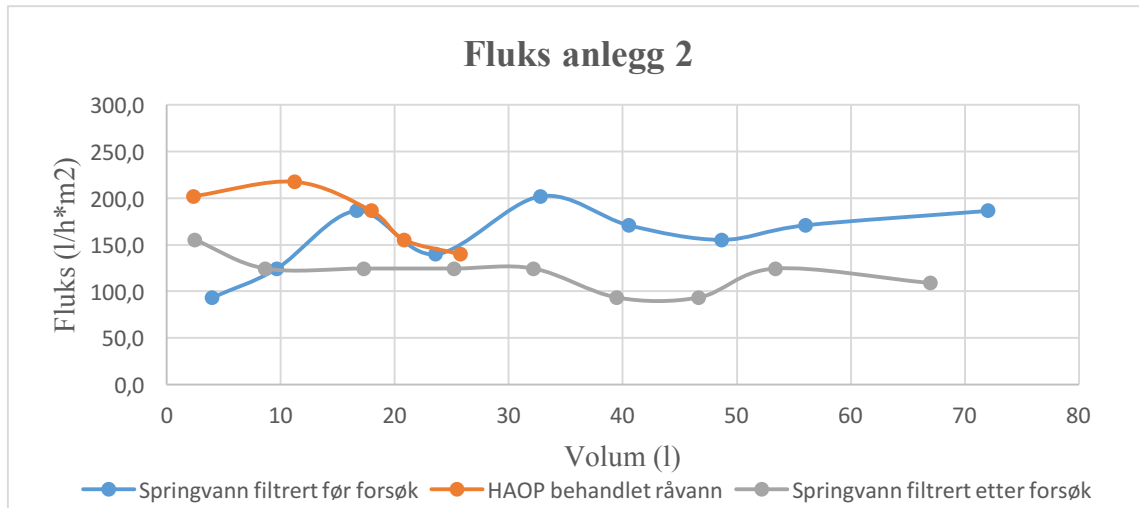


Figur 4-9: Permeat fluks som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

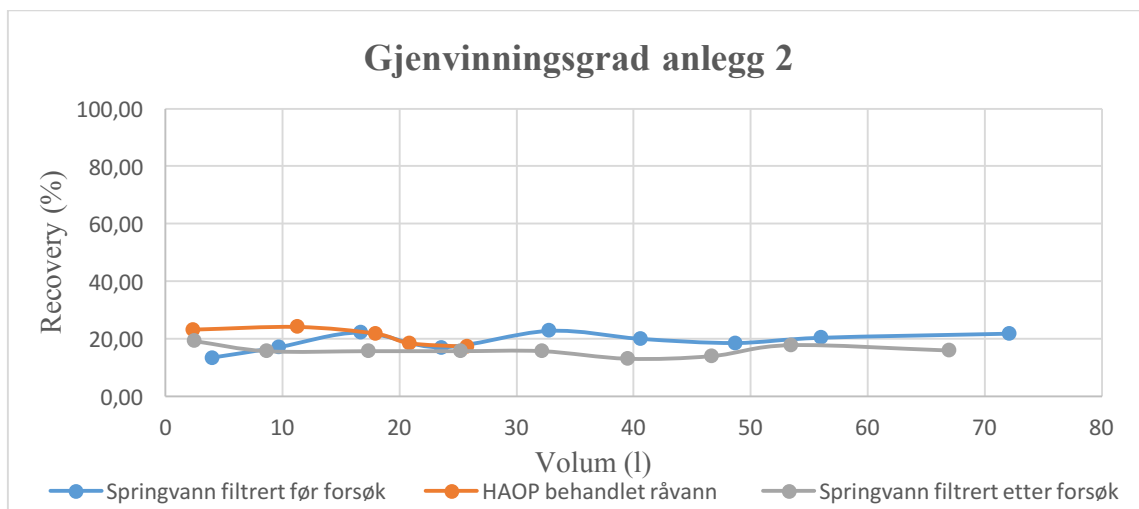


Figur 4-10: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for råvann under filtrering og springvann under filtrering før og etter batch filtrering.

Figur 4-11 og Figur 4-12 viser fluks og gjenvinningsgrad for HAOP-behandlet råvann under filtrering. Både fluks og gjenvinning reduseres under filtreringen. Gjenvinningsgraden varierer noe mellom 16-25 %, men ser ut som den stabiliseres seg noe ved filtreringslutt. Fluksen reduseres fra start og reduserer fra 200 l/h*m² til 124 l/h*m². Springvann er også her lavere ved springvann filtrert etter forsøk, enn ved springvann filtrert før forsøk.

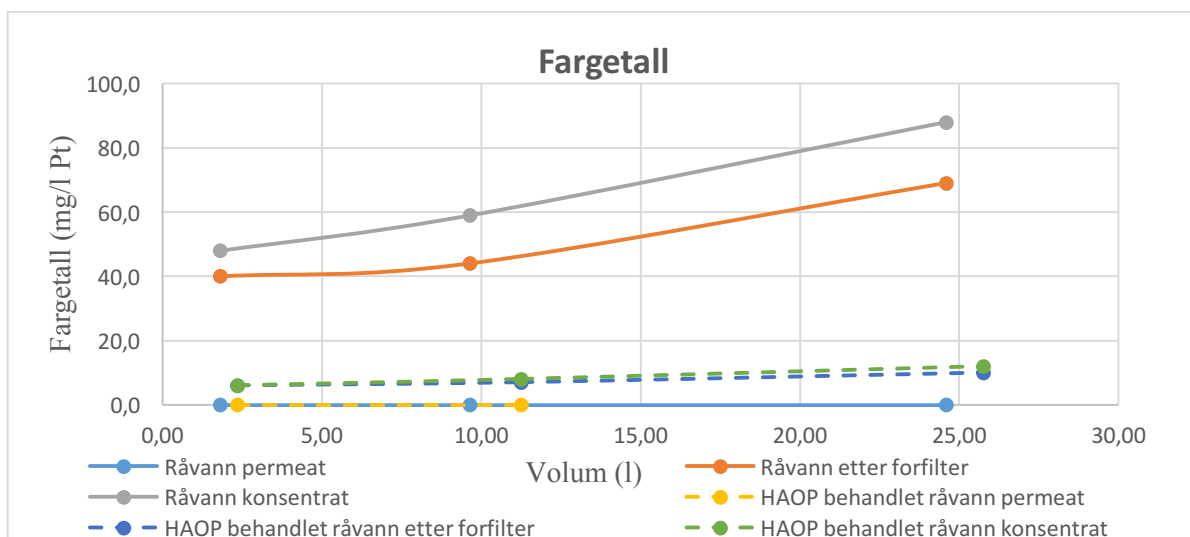


Figur 4-11: Permeat fluks som en funksjon av volum for HAOP behandlet råvann og springvann filtrert før og etter forsøk.



Figur 4-12: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-13 viser fargetall av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann som en funksjon av volum. Grafen viser økende fargetall gjennom filtreringen. HAOP-behandlet råvann har fargetall under 10 mg/l Pt ved alle prøver. Ubehandlet råvann har et høyere fargetall enn HAOP-behandlet vann for prøver tatt ved konsentrat og etter forfilter. Permeat har et fargetall på 0 mg/l Pt for både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann.

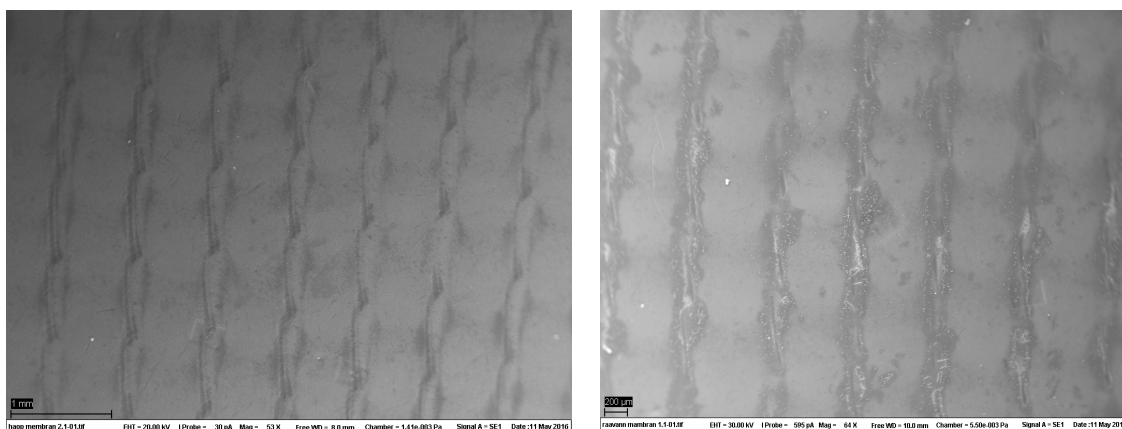


Figur 4-13: Fargetall som en funksjon av volum for råvann og HAOP-behandlet råvann for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat.

4.1.3. Analyse av membran

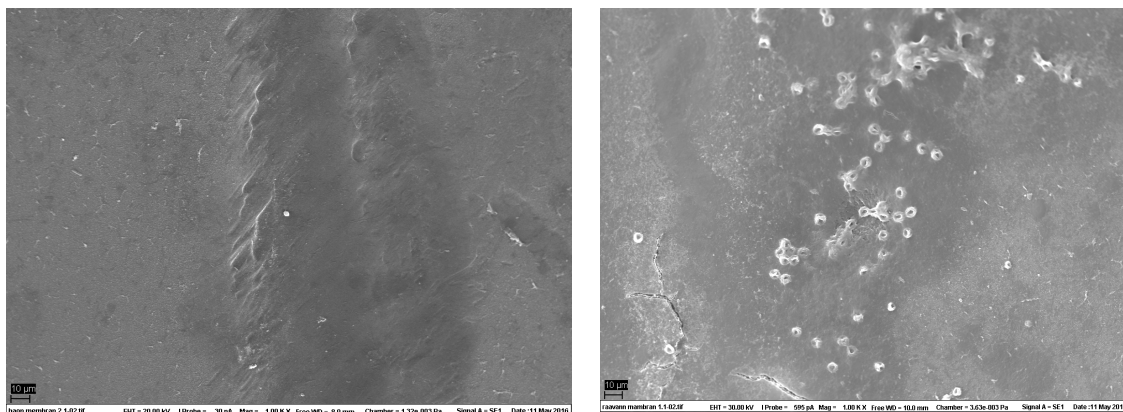
Det er kun valgt å inkludere overflatebilder av membranen i resultatet. I vedlegg D ligger bilder og analyse av grunnstoff tatt ved SEM-EDX. Disse er diskutert i diskusjon.

Figurene under viser overflaten av membranene fra systemene som filtrerte ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Figur 4-14 viser overflatebilder av 50 gpd membranene med membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann til venstre, og membranen som filtrert ubehandlet råvann til høyre i figuren. På membranoverflaten som har filtrert ubehandlet råvann kan det sees hvite avsetninger, dette er påbegynnelse av tilskitning av membranen. Dette er ikke å se på membranoverflaten til membranen som har vært i RO anlegg 2.



Figur 4-14. Overflatebilde av 50 gpd membraner. Membranen til venstre er fra RO anlegget som filtrerte HAOP- behandlet råvann, mens bildet til høyre er av membranen fra anlegget som filtrerte ubehandlet råvann.

Figur 4-15 viser bilder tatt ved 1000 gangers forstørrelse av membranene. Bildene viser klarere forskjell. Flere hvite avsetninger vises på membranen som behandlet ubehandlet råvann, til høyre i figuren. Noen få forurensninger kan sees på membranen som har filtrert HAOP behandlet råvann, til venstre i figuren.



Figur 4-15: Overflatebilder tatt nærmere membranen. Bildet til venstre viser membranens overflate fra systemene som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Bildet til høyre viser membranoverflaten fra anlegget som filtrerte ubehandlet råvann.

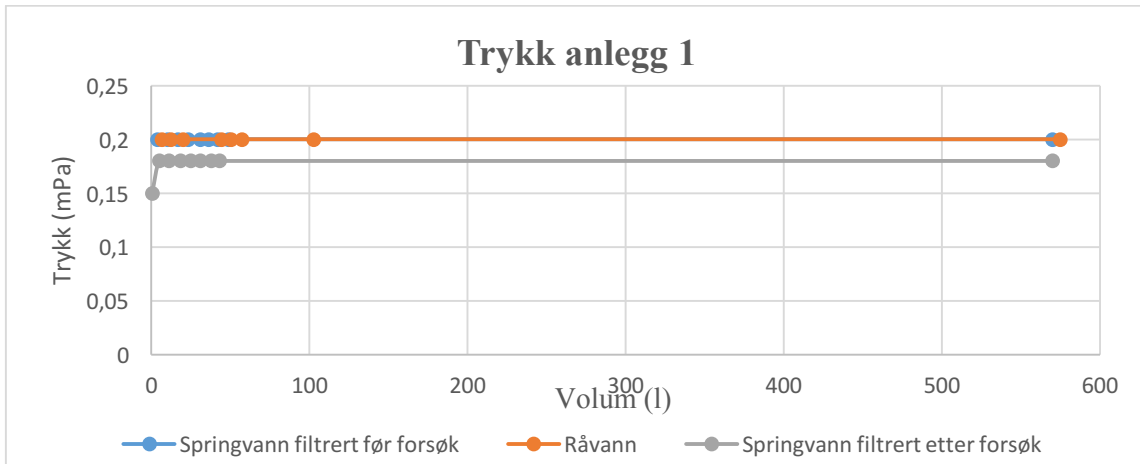
4.2. Råvann fra Bjertnessjøen

I dette avsnittet er figurer med hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere fremstilt. Hver figur viser resultater fra prøvetaking av råvann eller HAOP-behandlet råvann med springvann filtrert før og etter forsøk for sammenligning. Det er valgt å ha med grafer som representerer strømning, TDS og pH i vedlegg C.

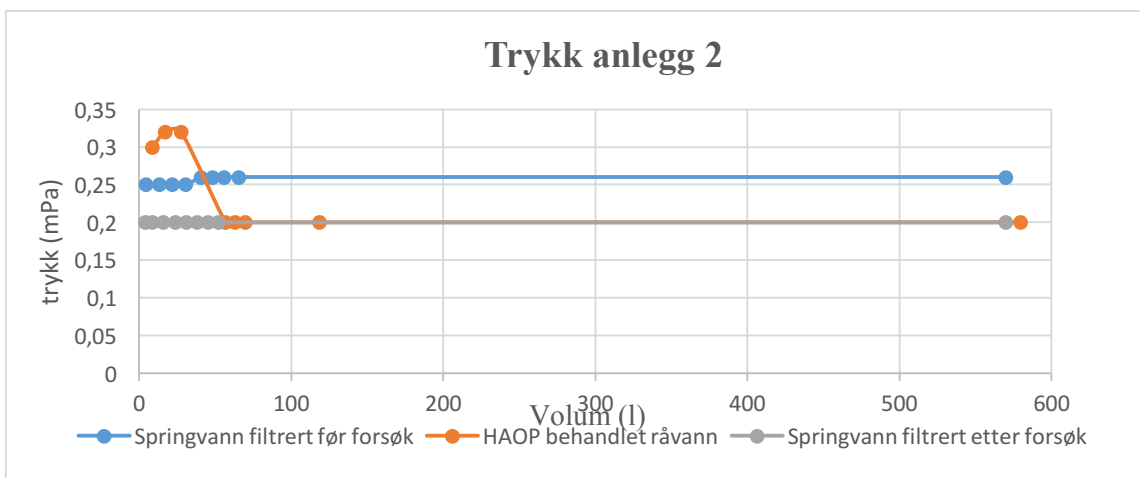
4.2.1. Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat

Figurene i dette avsnittet viser grafer med resultater for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Siden denne filtreringen ikke viste tegn til tilskitning er det valgt å kun inkludere grafer som representerer trykk, fluks og gjenvinningsgrad. Grafer over fargetall kan sees i vedlegg C.

Figur 4-16 og Figur 4-17 viser trykk som funksjon for volum for henholdsvis ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Springvann ble filtrert over kortere tid enn råvannet. Siden verdiene av springvann var relativt stabile under filtrering ble det valgt å gjøre disse stabile over hele filtreringsperioden til råvannet for enklere sammenligning. Ubehandlet og HAOP-behandlet råvann har et stabilt trykk på 0,2 mPa. HAOP-behandlet råvann har noe mer variasjon ved filtreringsstart før oppnådd stabilitet. Springvann filtrert før forsøk har høyere trykk en springvann filtrert etter forsøk. Dette gjelder ved både ubehandlet- og HAOP-behandlet råvann.

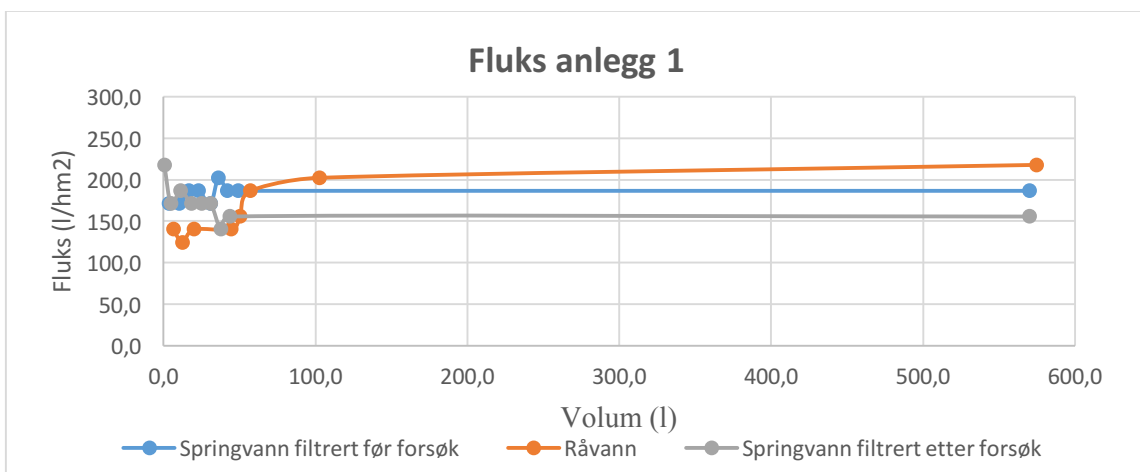


Figur 4-16: Trykk som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

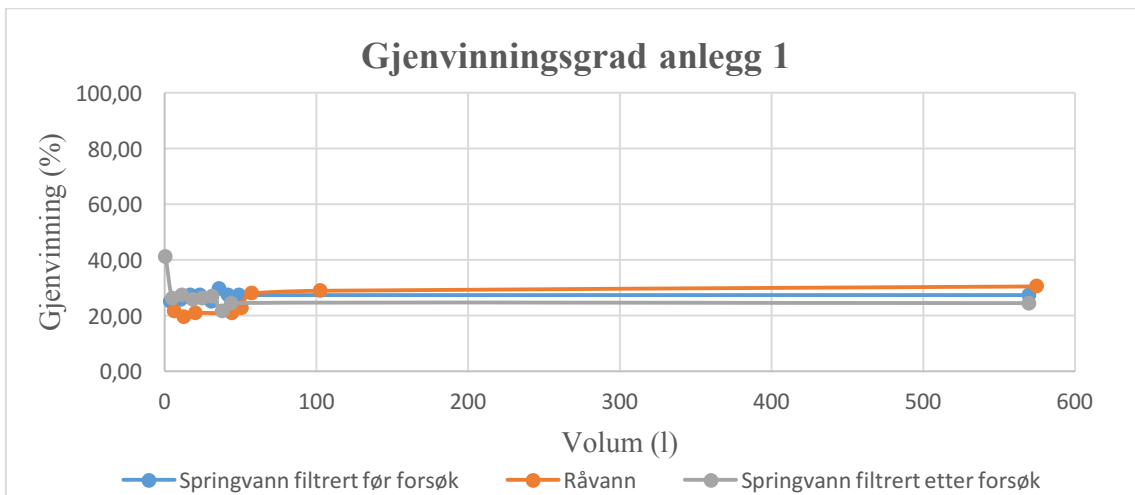


Figur 4-17: Trykk som funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-18 og Figur 4-19 viser fluks og gjenvinningsgrad for ubehandlet råvann. Fluksen ligger rett over $200 \text{ l/h}\cdot\text{m}^2$ for ubehandlet råvann. Fluksen varierer noe ved start før stabilitet oppstår. Gjenvinningsgraden stabilt rundt 30 % etter noe variasjon fra filtreringsstart. Springvann filtrert etter forsøk er lavere for både fluks og gjenvinningsgrad enn springvann filtrert før forsøk.

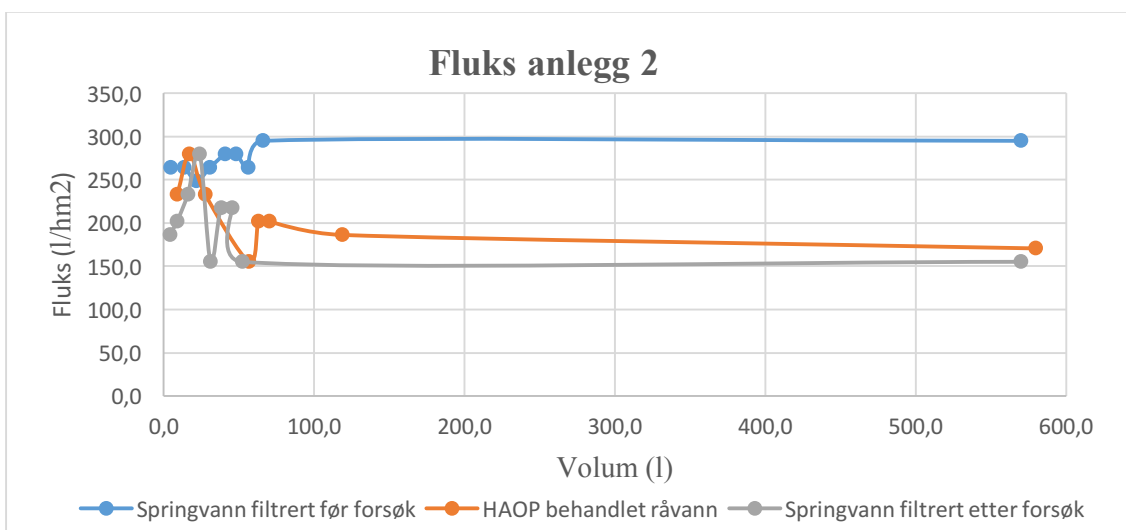


Figur 4-18: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

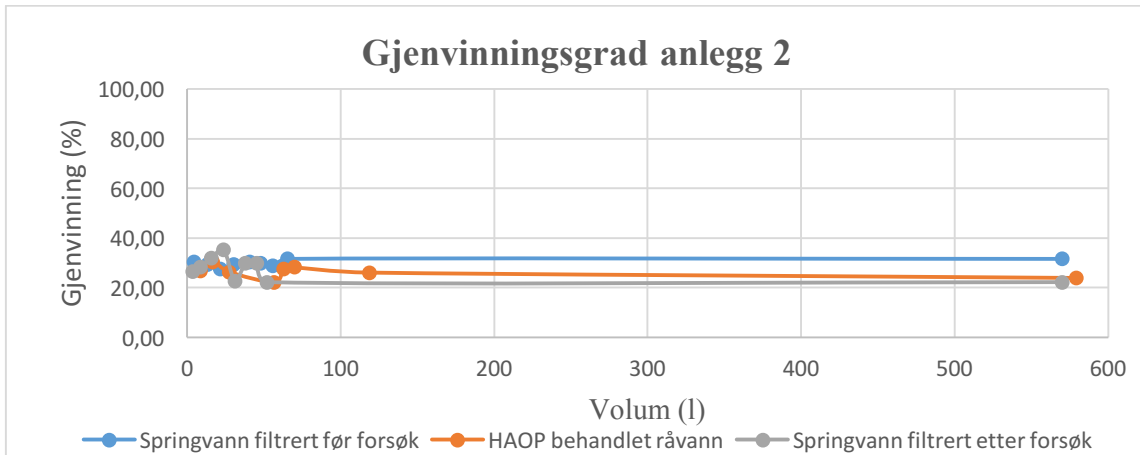


Figur 4-19: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figurene nedenfor, Figur 4-20 og Figur 4-21, viser fluks og gjenvinningsgrad for HAOP-behandlet råvann. Fluksen av permeat for HAOP-behandlet råvann ligger rundt 170 l/h*m² etter oppnådd stabilitet, noe variasjoner forekommer før første 100 l filtrert vann. Gjenvinningsgraden ligger rundt 23 % med noe variasjon. Også her er det noe ustabil ved start før første 100 l filtrert vann. Springvann filtrert før forsøk har høyere fluks og gjenvinningsgrad enn springvann filtrert etter forsøk.



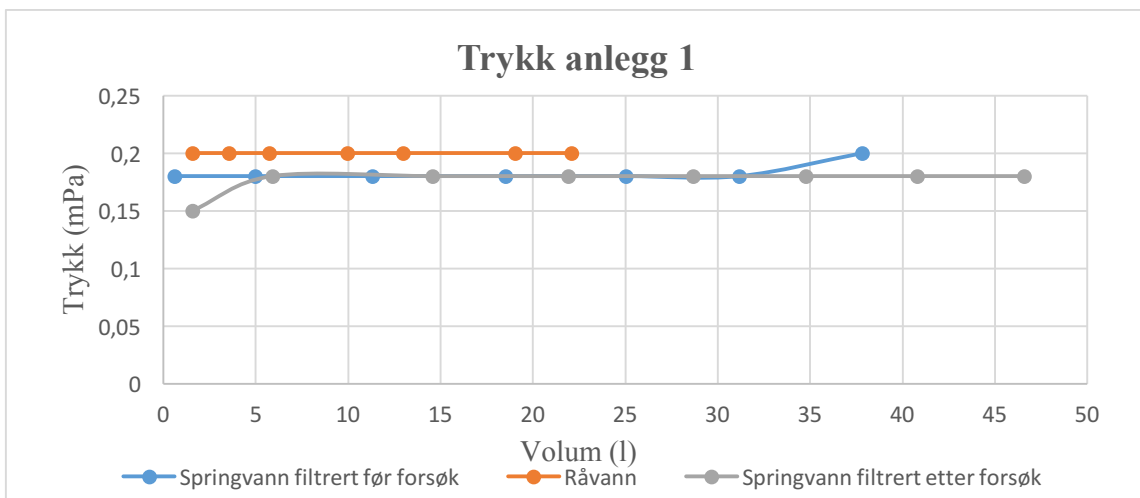
Figur 4-20: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering



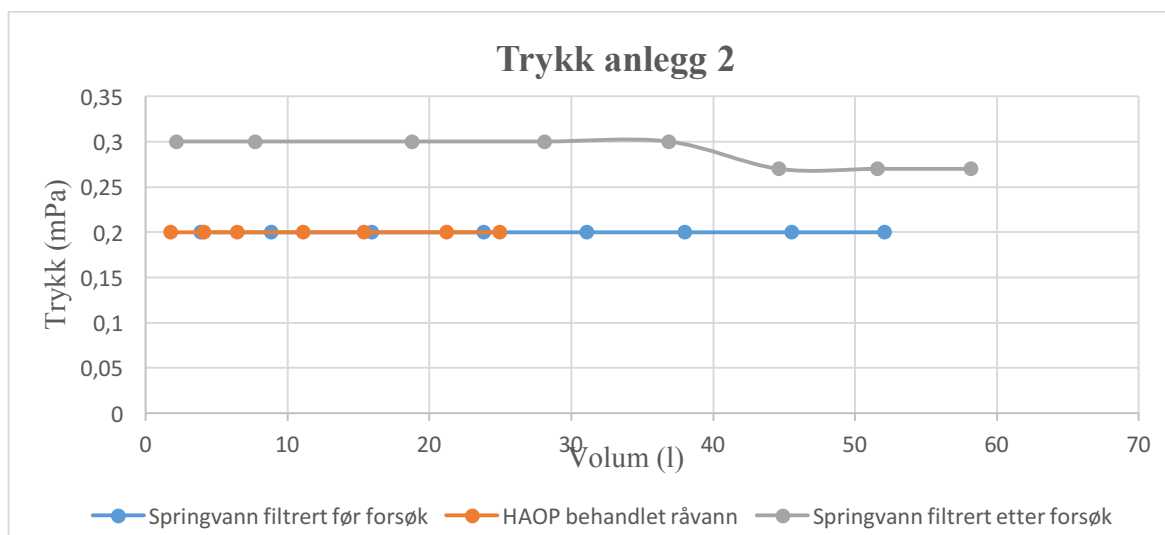
Figur 4-21: Gjenvinningsgrad som en funksjon av volum for HAOP- behandlet råvann og springvann under filtrering..

4.2.2. Filtrering med resirkulering av konsentrat

Figur 4-22 og Figur 4-23 viser trykk som en funksjon av volum for ubehandlet og HAOP-behandlet råvann. Trykket ved ubehandlet råvann ligger stabilt på 0,2 mPa fra filtreringsstart. Springvann filtrert etter forsøk er noe lavere ved filtreringslutt enn springvann filtrert før forsøk som har en liten økning ved slutt etter rundt 30 l filtrert springvann. HAOP-behandlet råvann har et stabilt trykk på 0,2 mPa. Springvann filtrert etter forsøk ligger høyere enn springvann filtrert før forsøk som har samme trykk som HAOP-behandlet råvann. Springvann filtrert etter forsøk reduseres noe etter omtrent 37 l filtrert springvann.

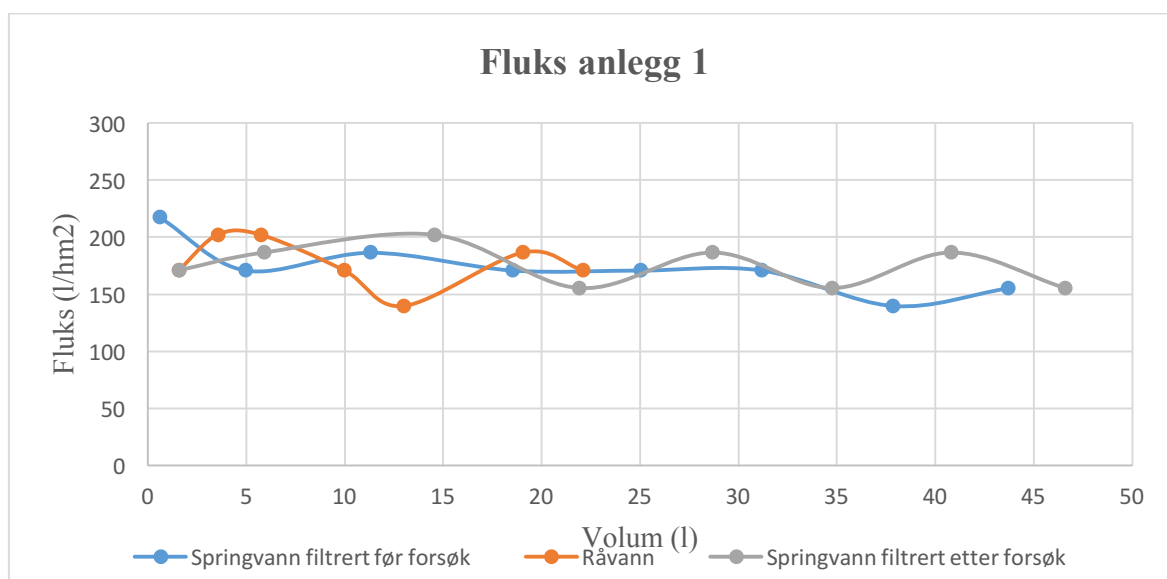


Figur 4-22: Trykk som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

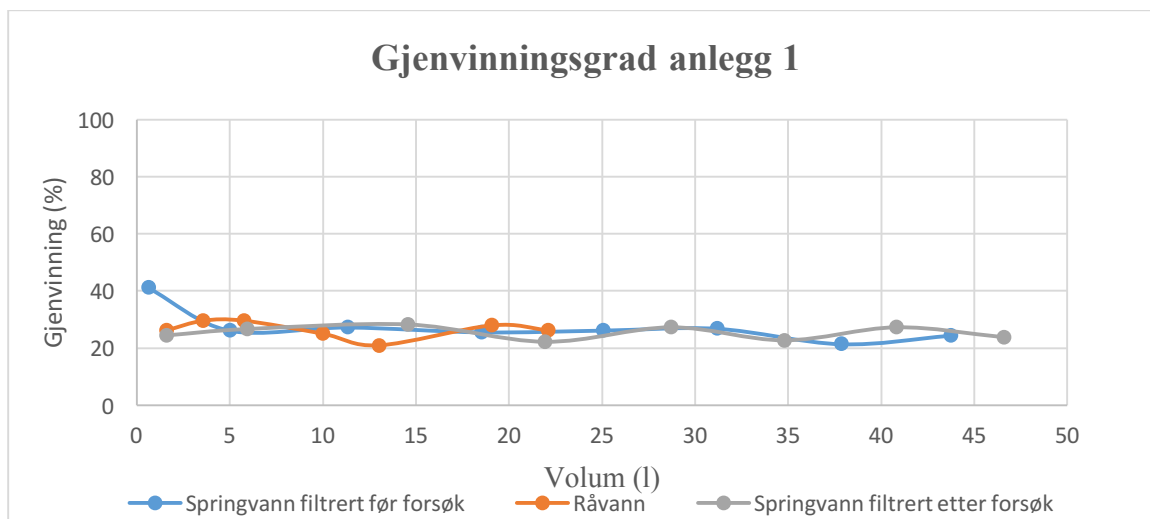


Figur 4-23: Trykk som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-24 og Figur 4-25 fremstiller fluks og gjenvinningsgrad av ubehandlet råvann som en funksjon av filtrert volum. Fluks varierer noe gjennom hele filtreringstiden, men ligger rundt 150-200 l/h*m². Gjenvinningsgraden er mer stabil og ligger rundt 20 %. Springvann filtrert før og etter forsøk varierer noe om hverandre og det er vanskelig å konkludere med hvilken som er høyere enn den andre.

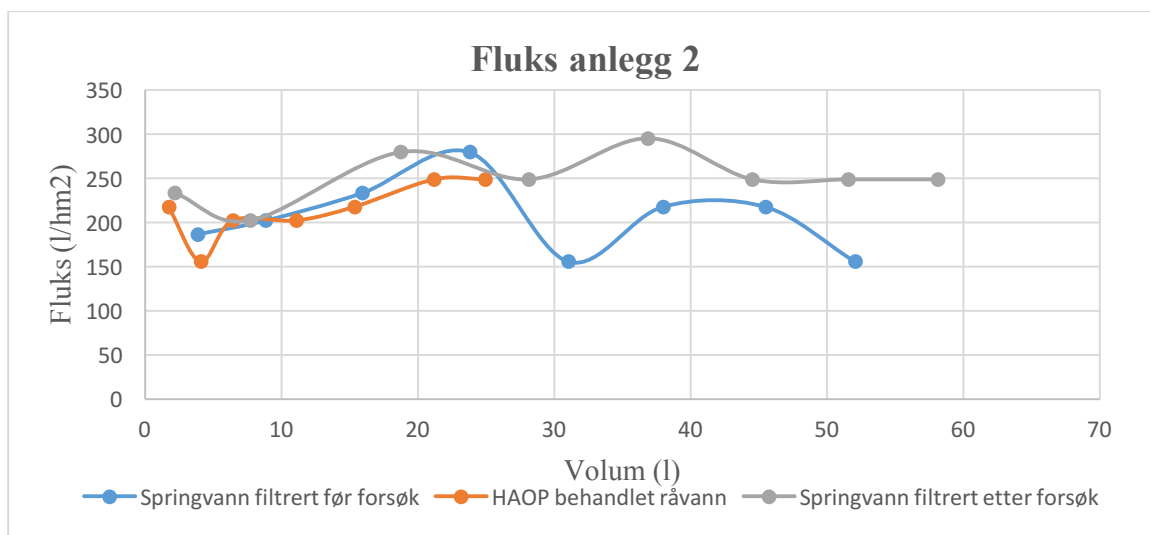


Figur 4-24: Permeat fluks som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

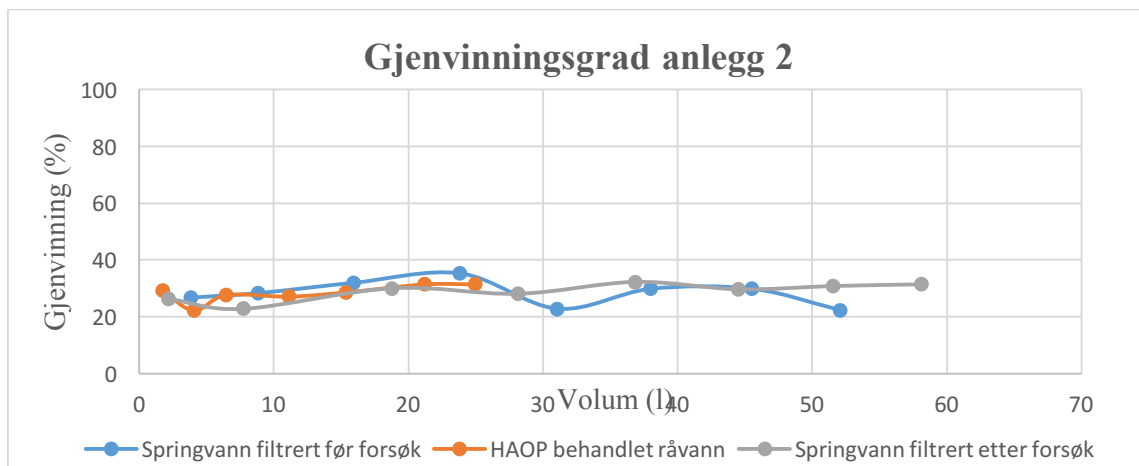


Figur 4-25: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur 4-26 og Figur 4-27 fremstiller fluks og gjenvinningsgrad under filtrering for HAOP-behandlet råvann. Fluksen av HAOP-behandlet råvann øker kontinuerlig gjennom filtreringen, foruten en liten reduksjon som oppstår ved start. Ved filtreringsslutt er fluksen rundt $250 \text{ l/h}\cdot\text{m}^2$. Gjenvinningsgraden er mer stabil gjennom filtreringen, men har en svak økning, og har verdier rundt 28 % ved filtreringsslutt. Springvann filtrert før forsøket er gjennomgående lavere enn springvann filtrert etter forsøket ved både fluks og gjenvinningsgrad.

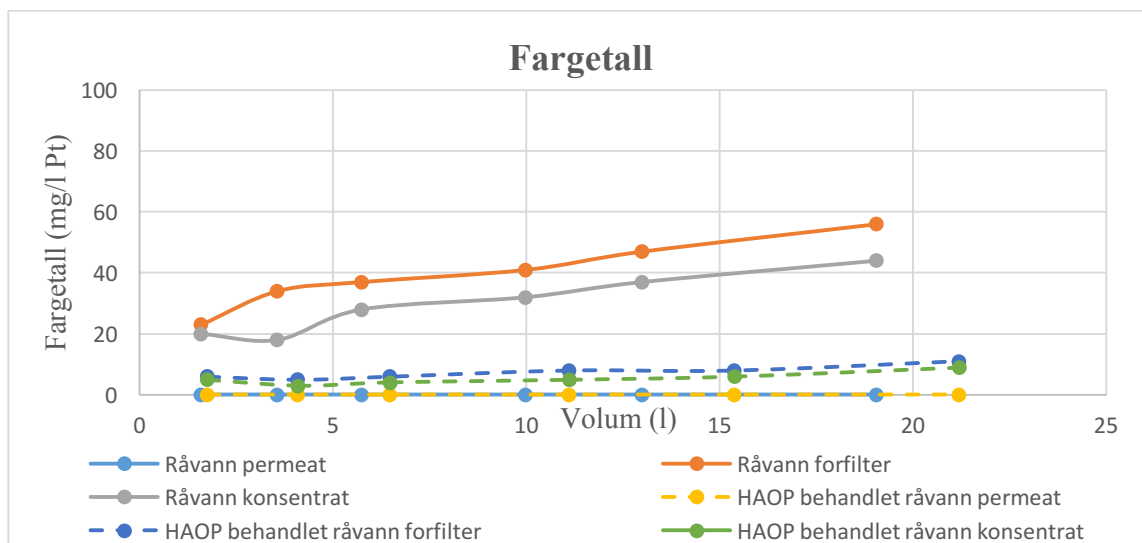


Figur 4-26: Permeat fluks som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.



Figur 4-27: Gjenvinningsgrad som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

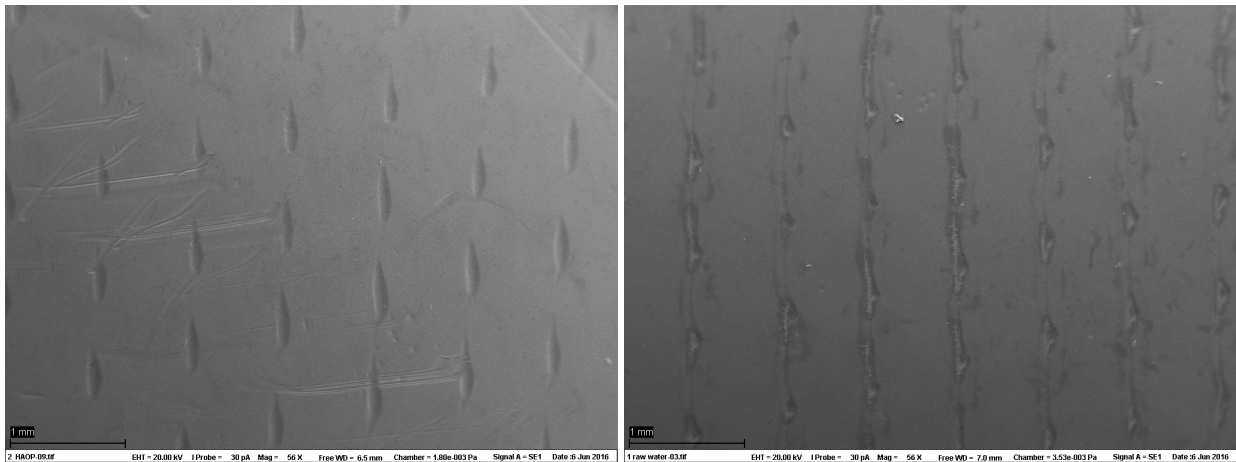
Figur 4-28 viser graf over fargetall av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann representert i samme graf. Permeat har lavest fargetall ved både ubehandlet og behandlet råvann. HAOP-behandlet råvann har fargetall under 22 mg/l Pt for prøver tatt ved permeat, etter forfilter og ved konsentrat. Konsentrat av ubehandlet råvann har fargetall opp mot 60 mg/l Pt, og prøver tatt etter forfilter har fargetall opp mot 45 mg/l Pt. Fargetallet øker gjennom filtreringen for alle prøver.



Figur 4-28: Fargetall som funksjon av volum for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat.

4.2.3. Analyse av membran

Figur 4-29 viser overflatebilder tatt av membranen som filtrerte ubehandlet råvann til høyre i figuren, mens membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann er til venstre i bildet. Noe forskjell mellom overflatene kan sees i figuren. Membranoverflaten som behandlet HAOP-behandlet råvann har en helt klar overflate uten tydelige avsetninger, mens membranoverflaten som hadde filtrert ubehandlet råvann hadde flere tydelige avsetninger av større elektrontetthet enn membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann.

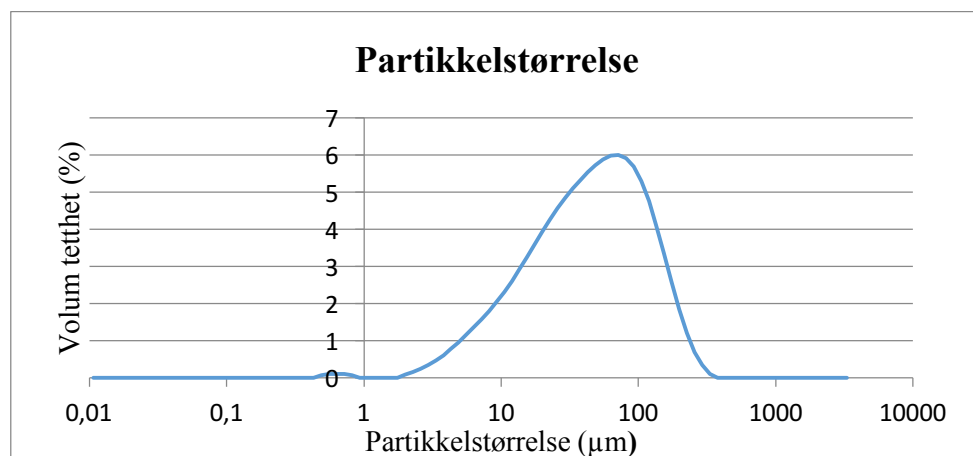


Figur 4-29: Overflatebilder av membranoverflaten til membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann og membranen som filtrerte ubehandlet råvann.

Det er valgt og ikke inkludere overflatebilder fra 1000 gangers forstørrelse da disse er av såpass uklar kvalitet og det dermed er vanskelig å se ulikheter. Figurer med komponentanalyser, EDX, er vedlagt vedlegg D og blir diskutert i diskusjonen.

4.3. Analyse av partikkelstørrelse

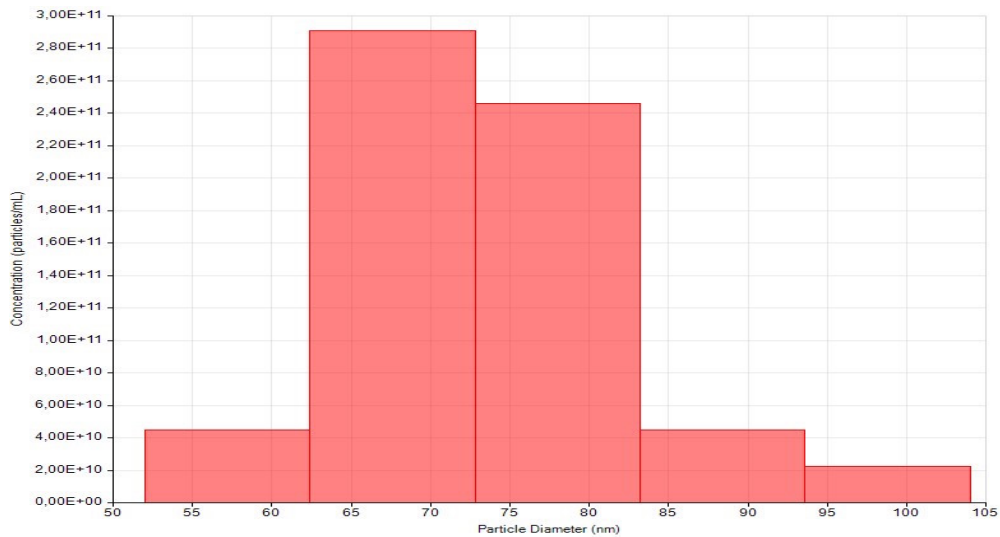
Figur 4-30 er fremstiller partikkelstørrelse distribusjon av HAOP 4. Tabell med resultatene er vedlagt vedlegg D. Grafen viser at partikkelstørrelsen til HAOP 4 ligger i området 1-400 μm . De fleste av partiklene er i området 10-100 μm . Dette samsvarer med COWIs resultat i Figur 3-3.



Figur 4-30: Partikkelstørrelsesdistribusjon av HAOP 4.

Figur 4-31 viser partikkelstørrelse (diameter) av humusekstraktet i μm som en funksjon av partikkelkonsentrasjon. Instrumentet brukt, qNano, fanger kun opp substanser i området fra 50 nm og oppover. Det er derfor kun substanser større enn dette som har blitt analysert av instrumentet. Figuren viser at instrumentet har fanget opp signaler som tyder på at det er størst konsentrasjon av humussubstanser i størrelsesområdet rundt 60-80 nm innenfor analyseområdet. Figuren viser og noen partikler funnet ved 50-60 nm i diameter og fra 85-100 nm.

Analyse av råvann ga ingen brukbare resultater og er dermed ikke oppgitt.



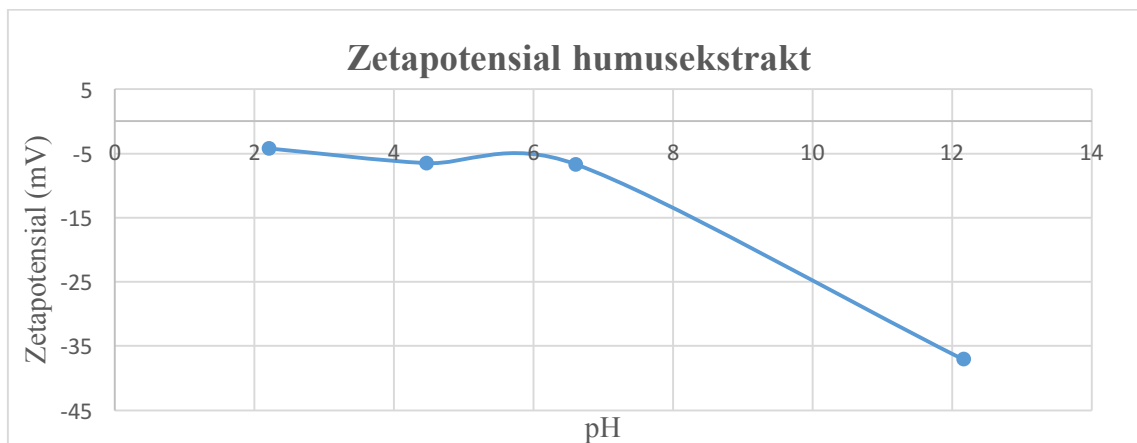
Figur 4-31: Partikkeldiameter plottet mot partikkelkonsentrasjon for humusekstrakt analysert av qNano.

4.4. Analyse av zetapotensial

Figurene under viser zetapotensial ved ulike pH. Hvis ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann er fremvist i samme graf er HAOP-behandlet råvann markert med stiplet linje. I grafene fra forsøk med resirkulering av konsentrat er permeat markert med prikket linje, mens konsentrat er markert med hel linje. Det er markert i grafen om prøver er tatt ved start eller slutt av filtrering. Ved første forsøk med resirkulering av konsentrat og permeat er det markert om prøvene er tatt etter fire dagers filtrering eller etter tolv dager med filtrering.

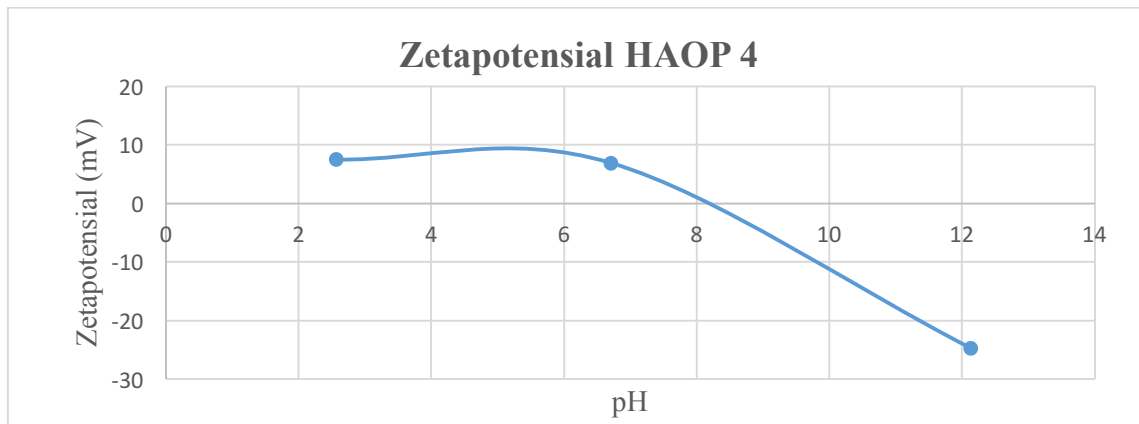
4.4.1. Forsøk med råvann laget fra humusekstrakt

Figur 4-32 viser at zetapotensialet som en funksjon av pH for humusekstrakt. Zetapotensialet er mer negativt ved høyere pH. Ved pH rundt 12 er zetapotensialet så lavt som rundt -37 mV, mens ved pH rundt 2 ligger zetapotensialet rundt -5 mV.



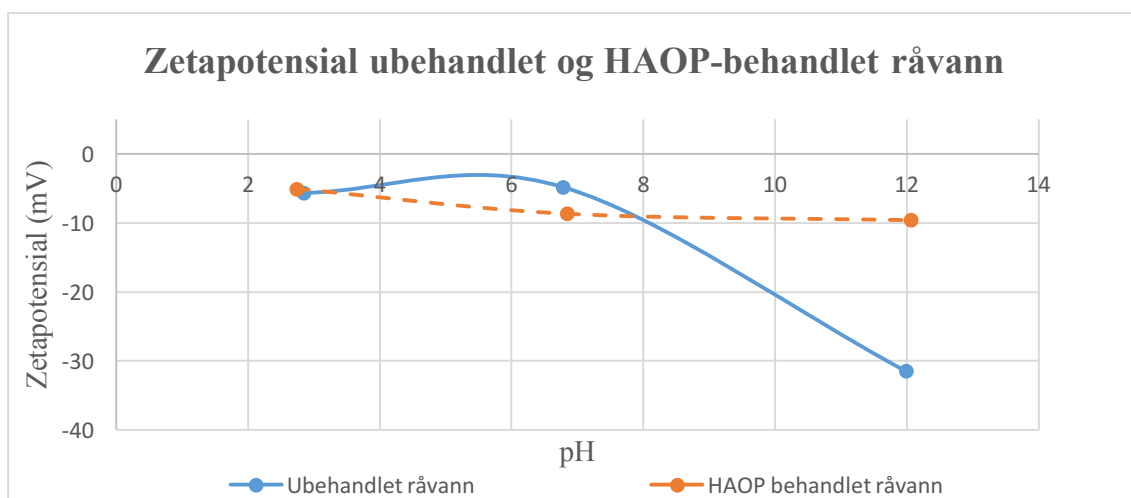
Figur 4-32: Zetapotensial som en funksjon av pH for humusekstrakt.

Figur 4-33 viser zetapotensial som en funksjon av pH for HAOP 4. Ved pH 12 er zetapotensialet rundt -20 mV, mens ved pH 2 er zetapotensialet i det positive området, rett under 10 mV. Ved pH 8 krysser kurven 0, dette er det isoelektriske punktet.



Figur 4-33: Zetapotensial som funksjon av pH av HAOP 4.

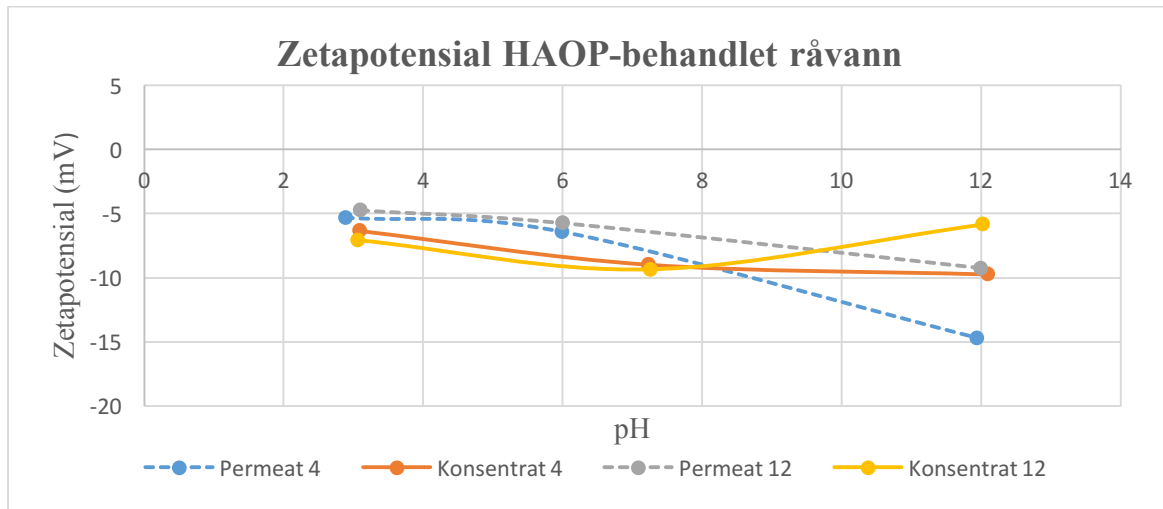
Figur 4-34 viser zetapotensialet av ubehandlet og HAOP-behandlet råvann.. HAOP-behandlet råvann har noe lavere zetapotensial ved pH 12. Ubehandlet råvann har zetapotensial på omtrent -30 mV ved pH 12 i forhold til HAOP-behandlet sitt på rundt -10 mV. Ved pH rundt 7 er zetapotensialet høyere for ubehandlet råvann enn HAOP-behandlet råvann, Ved pH 2-3 er zetapotensialet noenlunde likt for både behandlet og ubehandlet råvann.



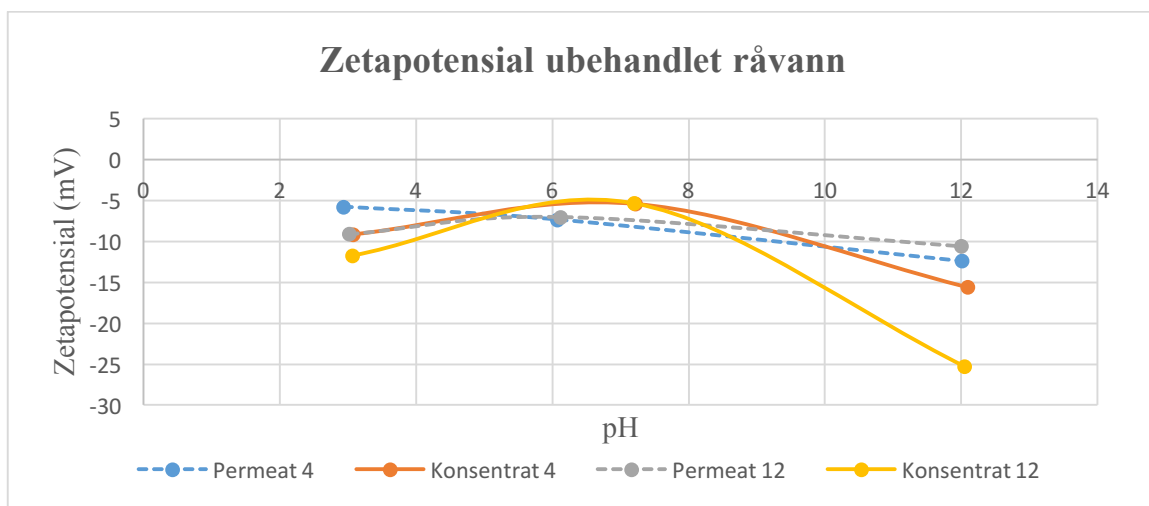
Figur 4-34: Zetapotensial som funksjon av pH av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering.

Figurene under, Figur 4-35 og Figur 4-36, viser zetapotensialet av HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann fremstilt i ulike grafer. Resultater av prøver tatt etter 4 dager filtrering og 12 dager filtrering er fremstilt i samme graf for sammenligning. Grafen av HAOP-behandlet råvann viser at zetapotensialet har høyere absoluttverdi for både permeat og konsentrat ved 4 dagers filtrering i forhold til etter 12 dagers filtrering. Zetapotensialet av konsentrat målt etter 12 dager viser en økning fra pH 7 til pH 12. Ubehandlet råvann sitt zetapotensial har høyere absoluttverdi for prøver av permeat tatt etter 4 dager enn prøver tatt etter 12 dager. Konsentratet har høyere absoluttverdi for prøver tatt etter 12 dager enn for

prøver tatt etter 4 dager. HAOP-behandlet råvann har et generelt lavere absoluttverdi av zetapotensial enn ubehandlet råvann.

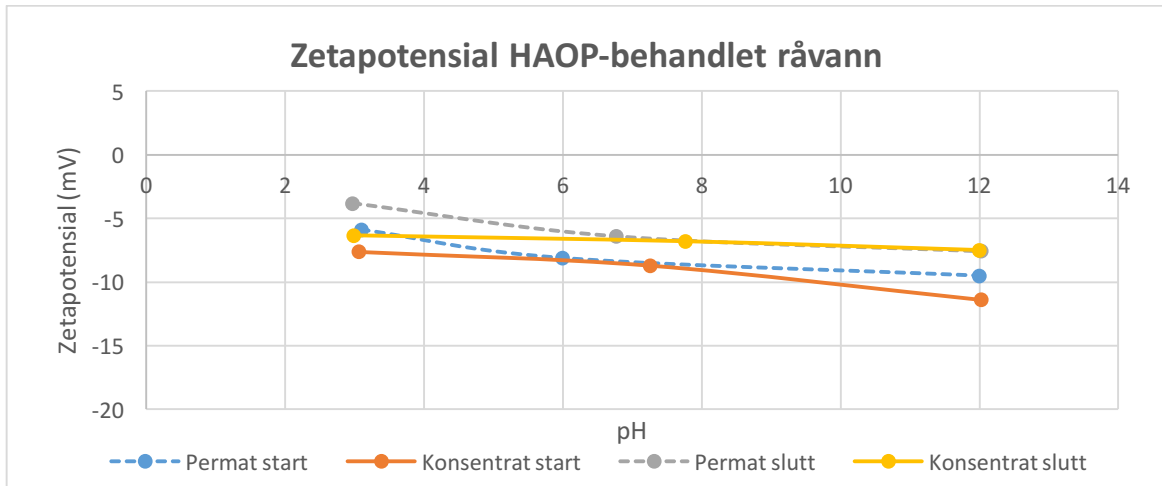


Figur 4-35: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt av HAOP-behandlet råvann etter 4 og 12 dagers filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat.

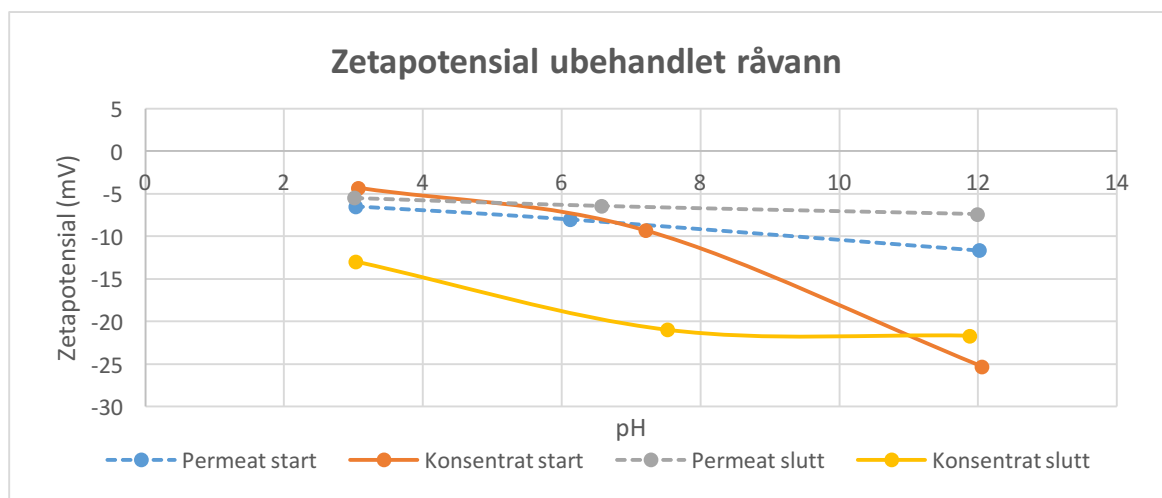


Figur 4-36: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt av ubehandlet råvann etter 4 og 12 dagers filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat.

Figur 4-37 og Figur 4-38 viser zetapotensial for HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann under filtrering med resirkulering av konsentrat. Zetapotensialet for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann har høyere absoluttverdi ved pH 12 ved start enn ved slutt for både konsentrat og permeat. Zetapotensialet ved ubehandlet råvann er derimot lavere ved pH rundt 7 for konsentrat ved slutt av filtreringen. Det er også her forskjell mellom ubehandlet og HAOP-behandlet råvann der ubehandlet råvann har høyere absoluttverdi av zetapotensial ved pH 12.



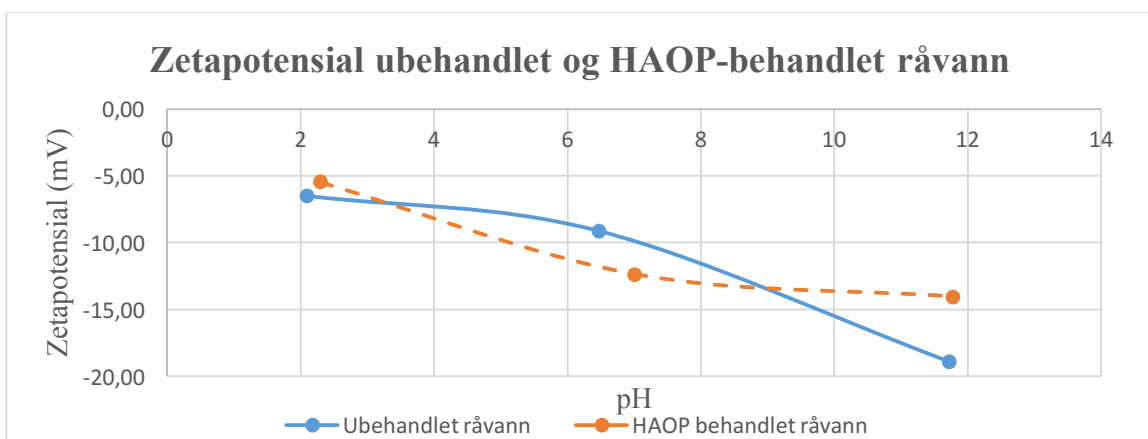
Figur 4-37: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat.



Figur 4-38: Zetapotensial som funksjon av pH for permeat og konsentrat av prøver tatt ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat.

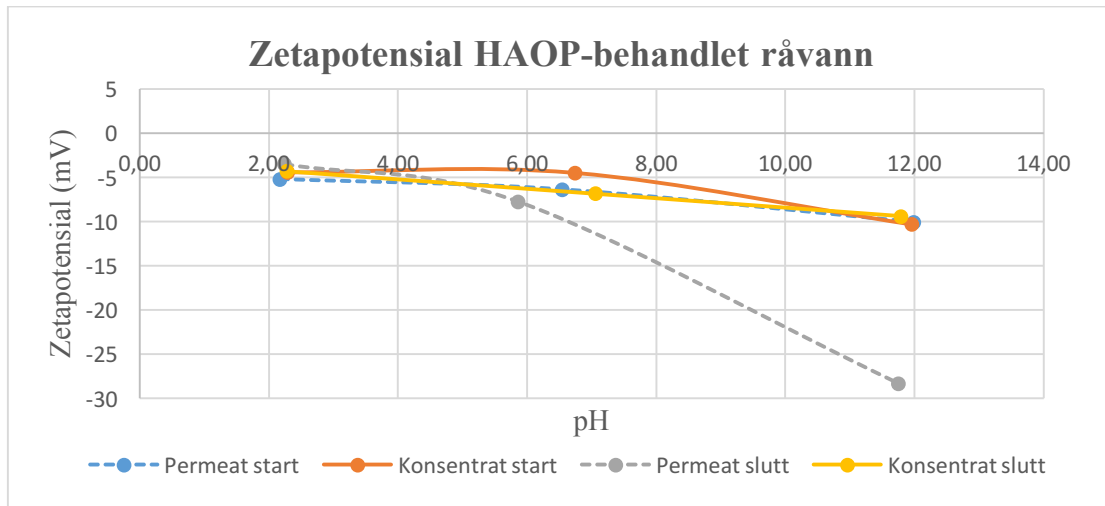
4.4.2. Forsøk med råvann fra Bjertnessjøen

Figur 4-39 viser zetapotensial av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen presentert i samme graf ved ulike pH. Ved pH 12 har ubehandlet råvann lavere zetapotensial enn HAOP-behandlet råvann. Ved lav pH 2-3, er zetapotensialet relativt likt.

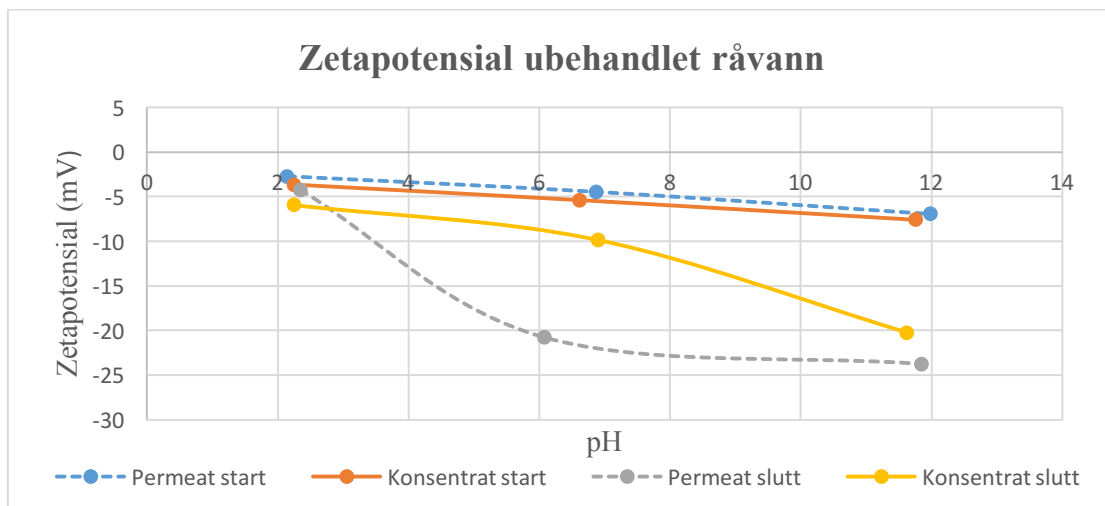


Figur 4-39: Zetapotensial som funksjon av pH av ubehandlet råvann og HAOP behandlet råvann før filtrering.

Figur 4-40 og Figur 4-41 viser zetapotensial for HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann ved start og slutt av filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat. Permeat av HAOP-behandlet råvann er lavere ved pH 12 ved filtreringslutt enn ved start, mens konsentrat er ligger rundt samme verdi, men noe høyere absoluttverdi ved start. Ved ubehandlet råvann ligger zetapotensialet til permeat ved en høyere absoluttverdi ved slutt enn ved start. Zetapotensialet ved konsentratets slutt har en høyere absoluttverdi enn ved start.

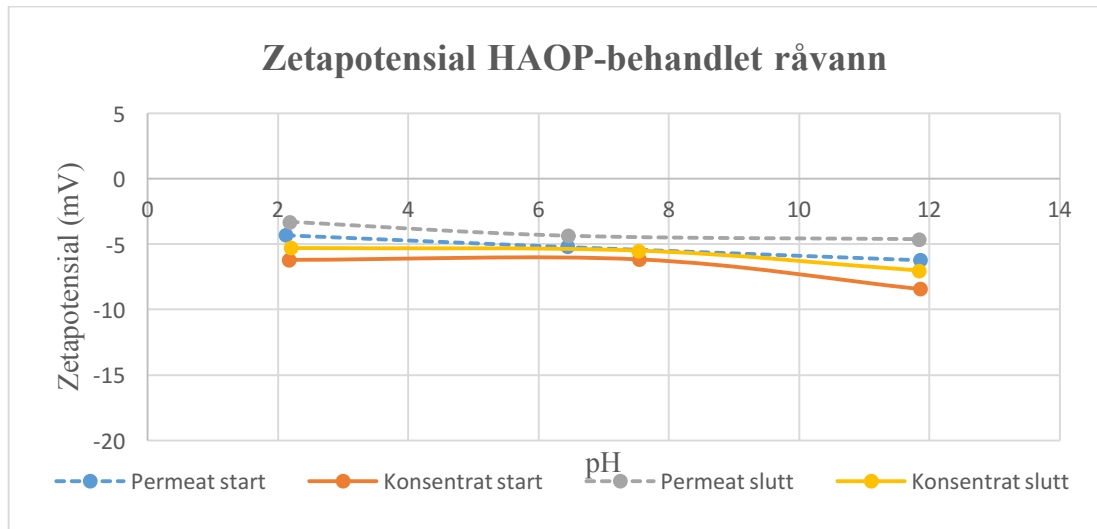


Figur 4-40: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat og permeat.

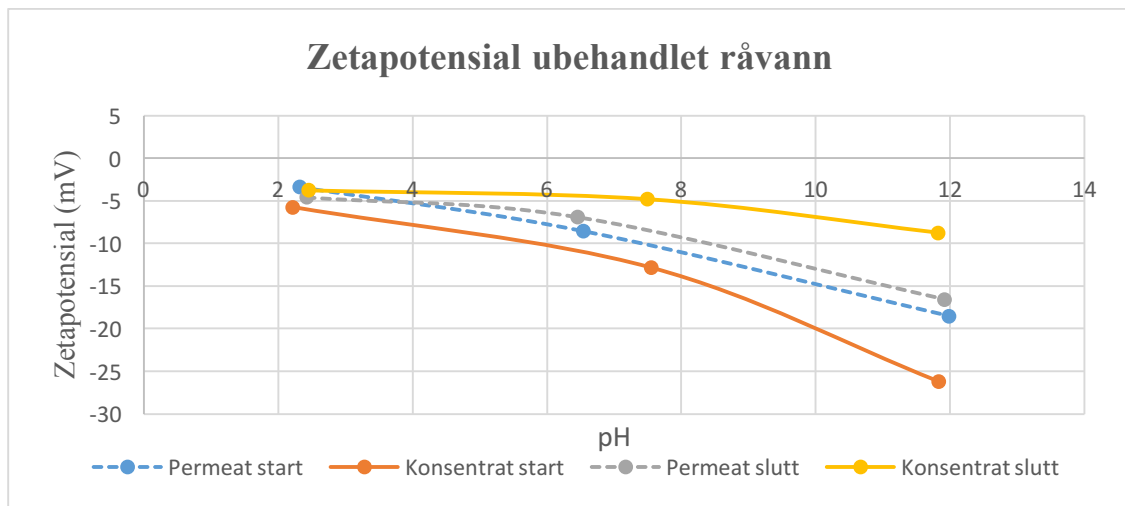


Figur 4-41: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat og permeat.

Figur 4-42 og Figur 4-43 viser zetapotensial ved ulike pH for ubehandlet- og HAOP behandlet råvann under filtrering med resirkulering av konsentrat ved prøver målt ved start og slutt av filtrering. For HAOP-behandlet råvann ligger zetapotensialene ganske nært hverandre. Startprøver av permeat og konsentrat har noe høyere absoluttverdi enn sluttprøver. For ubehandlet råvann ligger zetapotensialet av konsentrat og permeat ved høyere absoluttverdi ved start av filtrering enn ved slutt av filtrering.



Figur 4-42: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av HAOP-behandlet råvann med resirkulering av konsentrat.



Figur 4-43: Zetapotensial som funksjon av pH for prøver tatt av konsentrat og permeat ved start og slutt av filtrering av ubehandlet råvann med resirkulering av konsentrat.

5. Diskusjon

I dette kapittelet er resultatene fra forsøkene diskutert og sammenlignet med hverandre og/eller i tillegg med resultater oppgitt i annen litteratur.

5.1. Filtrering av råvann fremstilt av humusekstrakt

Grafene fra forsøk med resirkulering av permeat og konsentrat fremstiller vannkvalitetsparametere og hydrauliske parametere som en funksjon av volum og HAOP-behandlet råvann. De fremstiller også springvann filtrert før og etter forsøket for sammenligning

5.1.1. Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat

Det er valgt å kun inkludere resultat av trykk, fluks og gjenvinningsgrad fra dette forsøket. Valget ble tatt på bakgrunn av at systemet viste få tegn til tilskitning ut fra de parameterne som ble tolket. Fluks og gjenvinning er kalkulert ut fra strømning. Strømning er inkludert i vedlegg B. Fluks er kalkulert ut fra permeatet filtrert fra systemet og volumet av membranen. Tidligere eksperiment har vist at fluks er en god kontrollparameter for tilskitning (Sangyoup Lee, Boo, Elimelech, & Hong, 2010).

En nedgang i fluks gjennom membranen indikerer en nedgang av produsert permeat, og kan enten oppstå på grunn av økt motstand, eller ved nedgang i påført kraft som i dette tilfellet er trykket påført av pumpen. Motstand kan oppstå ved tilskitning av membranen, derfor er fluks en god indikator på om det har oppstått tilskitning ved stabilt trykk. Hvis vanntemperaturen øker vil fluksen øke på grunn av høyere diffusjonshastighet av vann gjennom membranen (DOW, 1998). Gjenvinningsgraden indikerer hvor mye permeat som blir dannet ut fra fødevannet. En nedgang i gjenvinningsgrad vil dermed bety en nedgang i prosent rent vann. Ved tilskitning vil det forventes en nedgang i både fluks og gjenvinning.

Ubehandlet råvann opplevde en trykkøkning fra filtreringsstart, se Figur 4-1 i resultat. Ved tilskitning vil trykket øke fordi det bli vanskeligere å presse vannet gjennom membranen grunnet motstand fra organiske substanser. I dette tilfellet stabiliserte trykket seg halvveis i filtreringen og lå stabilt frem til filtreringsslutt. Det kan derfor antas at denne trykkøkningen har en annen årsak enn tilskitning. En mulig årsak kan være at systemet med pumpene brukte tid på å stabilisere seg. Ved en eventuell begynnelse av tilskitning ville trykket økt kontinuerlig og det ville også blitt observert en trykkøkning i siste halvdel av filtreringen.

Permeat fluks og gjenvinningsgrad ble kalkulert ut fra strømningen gjennom membranen og membranens areal. Fluks og gjenvinningsgrad opplevde en øking ved start, men holdt seg deretter stabil. Denne økningen kommer av at fluksen øker med trykket. Fluksen ligger stabilt rundt $200 \text{ l/h}\cdot\text{m}^2$ og er proporsjonal med temperatur og trykk. Temperaturen ble målt samtidig som pH og det var ingen vesentlige endringer i temperatur under forsøket. Det ble filtrert springvann før og etter forsøket for å sammenligning og eventuell observasjon av tilskitning. Springvann filtrert før forsøket hadde lavere trykk enn springvann filtrert etter

forsøket. Denne trykkendringen var mest sannsynlig på grunn av systemet og pumpens modningstid. Fluks og gjenvinningsgrad for springvann filtrert før forsøket var lavere enn springvann filtrert etter forsøk. Ved en eventuell tilskitning ville verdiene av filtrert springvann etter forsøket opplevd reduserte parametere.

I dette tilfellet kan det antas at det ikke er tilskitning av membranen som gir grunnlag for økt trykk. Siden det ikke har oppstått en reduksjon i gjenvinningsgrad eller fluks er det mest sannsynlig på grunn av at systemet og pumpene trengte tid til å stabilisere seg

Parametere for HAOP-behandlet råvann viste noen forskjeller fra ubehandlet råvann. Trykket økte også her fra filtreringsstart før oppnådd stabilitet på 0,35 mPa etter om lag 1000 l filtrert råvann. Det kan antas å være av samme grunn som ved filtreringen av ubehandlet råvann. Fluks og gjenvinningsgrad har stabile verdier foruten en økning ved start. Fluksen ligger noe høyere enn ved filtrering av ubehandlet råvann. Dette kan forekomme av flere årsaker. Siden systemene håndterer ulik behandlet råvann kan dette forårsake forskjeller. En annen mer sannsynlig årsak er at strømmingen i dette forsøket ble målt manuelt. Systemene ble målt av to ulike personer med stoppeklokke og begerglass/sylinder. Ulikheter kan ha oppstått og dette kan være årsaken til forskjellen. Gjenvinningsgraden lå stabilt rundt 20 %. Hydrauliske parametere fra forsøket med HAOP-behandlet råvann indikerte ingen tilskitning.

Ut fra disse observasjonene kan det konkluderes med at tilskitning ikke har oppstått ved noen av anleggene ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat. På bakgrunn av at forsøkene hadde foregått over to uker ble det antatt at det mest sannsynlig ikke kom til å oppstå tilskitning ved bruk av denne typen filtrering og råvann. Det er flere mulige årsaker til dette, humussubstansene kan være av en slik kjemisk karakter at de ikke bidrar til tilskitning av membranene. Driften av anlegget kan og påvirke filtreringen. Filtreringen ble utført ved krysstrøm og ved bruk av PVDF membraner laget for RO filtrering. COWI utførte forsøk med normalstrøm, ”dead end”. Normalstrøm fører til raskere tilskitning av membran siden vannet strømmer vinkelrett på membranen og ikke på tvers av membranen (Boerlage, 2001). Humusekstraktet brukt for å lage råvannet var oppkonsentrert fra Vindin. Et problem kan være at humusekstraktet kun inneholder en fraksjon av den humusen som vanligvis er i innsjøen og det vil dermed ikke føre til tilskitning ved disse operative tilstandene.

Det er valgt å inkludere vannkvalitetsparametere TDS, farge og pH i vedlegg B. Grunnen til dette var at det ut fra de hydrauliske parametere kunne antas at det ikke hadde oppstått tilskitning. For å ikke få en altfor stor og omfattende resultatdel ble dermed disse parametere vedlagt vedlegg, men det er likevel valgt å diskutere de kort.

Redusert fargetall kan indikere tilskitning. Aromatiske, konjugerte dobbeltbindinger i humus fører til høyt fargetall. En reduksjon i fargetall vil dermed bety at noe humus har festet seg til membranen. I vedlegg B er fargetall av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann representert i samme graf. Fargetallet for konsentrat av råvann har høyeste verdier mellom 50-60 mg/l Pt, mens permeat har fargetall rundt 0 mg/l Pt. Det er forventet at avfallsvannet har høyere fargetall.

Høy TDS kan føre til mer tilskitning og ble derfor overvåket. Det er ønskelig med lav TDS i permeatet og permeat har lav TDS som forventet. Det er noen variasjoner i målingene ved start. Disse variasjonene forekommer siden konduktivitetsmeteret brukt til TDS måling ble byttet underveis i forsøket til et nyere og mer presist instrument. Selv om det ble kalkulert nye verdier ut fra en omregningsfaktor vil det likevel være noe variasjoner.

pH og temperatur ble målt for å observere endringer som kan påvirke prosessen. Temperatur var stabilt rundt romtemperatur gjennom filtreringen og er ikke inkludert i resultatet. pH har en stor effekt på oppførselen av humus når det gjelder tilskitning. Ved lav pH vil makromolekyl av humus ha mindre konfigurasjon grunnet redusert indre elektrostatiske repulsjon og makromolekylene vil passere membranporene enklere (Al-Amoudi, 2010). Permeat har lavest pH-verdier mens konsentrat har høyest pH-verdier. Forskjellen i pH av permeat og fødevann oppstår på grunn av RO membranens egenskap til å avvise oppløste ioner, men ikke oppløste gasser. Permeatet vil inneholde mindre mengde av HCO_3 og CO_3 enn råvannet når det har gått gjennom membranen. Dette vil påvirke likevekten av HCO_3 , CO_3 og CO_2 slik at pH reduseres. Konsentratet vil høyere andel HCO_3 enn CO_2 enn fødevannet. Gjennom en serie av likevektsreaksjoner vil CO_2 kombineres med H_2O -reaksjoner lignende likevekten i ligning 5 (DOW, 2015).



pH-verdiene er relativt stabile, men noe variasjon forekommer. Variasjonen i pH kan ha oppstått på grunn av bruk av en gammel pH-elektrode ved start av filtreringen. Ny pH-elektrode kom ikke tidsnok til filtreringsstart og ble derfor ikke tatt i bruk før rundt en uke ut i filtreringen. Selv om ingen av pH-målingene viste store endringer vil det likevel være lurt å måle pH ved eventuelle senere forsøk da det er en parameter som kan påvirke prosessen såpass mye.

Det ble valgt å analysere prøver tatt etter forfilter for å se om forfilteret hadde noen betydning for vannkvalitetsparameterne. Både fargetall, TDS og pH-verdier for prøver var uten store endringer. Dette indikerer at forfilteret ikke hadde noe signifikant effekt på reduksjon av fargetall, TDS eller endring av pH under dette forsøket. Hvis TDS over tid hadde blitt redusert ved prøver tatt etter forfilter kunne dette indikert at noe av det suspenderte materiale i råvannet satt igjen på forfilteret. Det kan dermed vurderes om det er nødvendig med bruk av forfilter om et likt forsøk skal repeteres med bruk av samme type råvann.

Vannkvalitetsparameterne TDS og pH er relativt like for HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann og disse blir dermed ikke diskutert nærmere. Variasjonene forekommer av lik grunn som ved ubehandlet råvann.

HAOP-behandlet råvann har mye lavere verdier av fargetall enn ubehandlet råvann. Både prøver av konsentrat, prøver tatt etter forfilter og prøver av permeat har fargetall under 10 mg/l Pt. Alle kurvene er stabile og fargetallene viser ingen tegn som kan indikere tilskitning.

De lave fargetallene var forventet da råvannet er forbehandlet med HAOP og samstemmer med Tabell 3-1 og Tabell 3-2 som viser vannkvalitetsparametere målt av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering. Tabellene viser klare forskjeller på farge mellom de to vanntypene, der fargetallet for råvann ligger på 60 mg/l Pt, mens fargetallet for HAOP-behandlet råvann ligger på 5 mg/l Pt. Disse analysene viser at adsorbent HAOP fjerner en stor del farge fra råvannet.

Fra de hydrauliske parameterne og vannkvalitetsparameterne kan det konkluderes med at det ikke har oppstått tilskitning ved forsøk med resirkulering av permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann.

5.1.2. Filtrering med resirkulering av konsentrat

På grunn av manglende tilskitning av membran ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat ble det gjort påfølgende forsøk med filtrering med resirkulering av konsentrat. Denne filtreringen ble gjort for å påtvinge tilskitning av membranen. Filtreringen foregikk over kort tid, 55 minutt, da det kun ble filtrert 10 L ubehandlet råvann og 10 L HAOP-behandlet råvann. Grunnet dette ble det kun tatt tre prøver gjennom filtreringen for analyse av vannkvalitet og fem prøver av de hydrauliske parameterne. Springvann ble filtrert før og etter forsøk til oppnådd stabilisering. På grunn av dette er kurvene lengre for filtrering av springvann før og etter forsøk enn for filtrering av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann.

Trykket for ubehandlet råvann stiger jevnt fra 0,2 mPa før det stabiliserer seg rundt 0,35 mPa. Både fluks og gjenvinningsgraden øker gjennom filtreringen. Denne økingen kommer sannsynligvis av trykket. Trykket er likt ved anlegg som filtrerte HAOP-behandlet råvann, men med stabile verdier fra start. Fluksen varierer noe ved begge anlegg men opplever ingen betydelig reduksjon. Siden det ikke oppstår noe vesentlig reduksjon i verken fluks eller gjenvinningsgrad ved filtrering av ubehandlet råvann eller HAOP-behandlet råvann, er det vanskelig å si noe om det har forekommet tilskitning av membranen.

Springvann filtrert etter forsøk har lavere verdier av gjenvinningsgrad og fluks enn forsøk utført før filtrering. Denne reduksjonen kan indikere tilskitning. Det virker som det er en motstand som hindrer noe vann å passere membranen. Siden trykket også har blitt redusert er det mulig at dette er årsaken til nedgangen i fluks og gjenvinningsgrad, og det blir vanskelig å dra konklusjoner ut fra dette.

TDS-verdiene økte gjennom filtreringen for både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. I dette forsøket er ny pH- elektrode og konduktivitetsmeter brukt under hele forsøket, det er dermed mindre sannsynlig at dette er årsaken til variasjonene. Grunnen til økningen kan være filtreringsmetoden. Ved filtrering med resirkulering av konsentrat vil fødevannet oppkonsentreres og vannkvaliteten påvirkes deretter. TDS-verdiene for permeat opplever en såpass liten økning som 2 mg/l og fargetallet av permeat er stabilt ved 0 mg/l Pt. Dette viser at systemet klarer å håndtere denne typen filtrering og fortsatt levere rent vann. TDS-verdier er lavere ved springvann filtrert før forsøket enn springvann filtrert etter forsøket. Den mest

sannsynlige årsaken til dette er at systemet har blitt påvirket av råvannet under filtrering og dette påvirker følgelig verdiene.

Figur 4-13 viser at fargetallet for HAOP-behandlet råvann øker svært lite under filtreringen. HAOP-behandlet råvann har et lavt fargetall før filtrering og dermed vil ikke fargetall verdiene øke nevneverdig selv ved filtrering med resirkulering av konsentrat som ved ubehandlet råvann.

Ut fra disse observasjonene var det vanskelig å si om tilskitning hadde oppstått da systemet hadde blitt kjørt i kort tid og det var tatt tilsvarende få prøver. Det ble dermed besluttet å utføre analyse av membranmateriale for å undersøke membranene nærmere. Heller ikke i dette forsøket ble det observert verdier som tilsvarte at forfilteret hadde betydning for vannkvalitetsparameterne.

5.1.3. Analyse av membran

Analyse av membranmateriale ble utført ved bruk av SEM, overflatebilder ble tatt ved ESEM og analyse av kjemisk komposisjon ble utført ved EDX. Ved å kun se visuelt på prøvene var det mulig å se en forskjell på membranen som hadde filtrert ubehandlet råvann og membranen som hadde filtrert HAOP-behandlet råvann. På membranen som hadde filtrert ubehandlet råvann kunne det sees belegg enkelte steder på membranen. Dette belegget var ikke eksisterende på membranen som hadde filtrert HAOP-behandlet råvann.

Overflatebilder tatt ved SEM viste tydeligere forskjell. Membranen som hadde filtrert ubehandlet råvann hadde klare hvite avsetninger på seg i forhold til den andre membranen. Figur 4-15 viser overflatebilder tatt ved 1000 ganger forstørring. De forurensingene som er hviteste er forurensinger med høy elektrontetthet, dess lysere farge dess høyere elektrontetthet. Det ble foretatt inspeksjon av utvalgte forurensinger. Tabeller med resultater fra dette ligger i vedlegg D. Fra tabellene observeres det at forurensingene på membranen som behandlet ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann inneholdt flere av de samme grunnstoffene, men noe mer metall kan bli funnet ved membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Nitrogen (N) ble observert i analysen av membran som filtrerte ubehandlet råvann, men var ikke tilstede ved analyse av membran som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Karbon (C) og oksygen (O) er inkludert i tabellene selv om disse delvis kan sees bort fra da de er naturlig tilstedeværende. De er likevel inkludert da de gir en bedre oversikt over mengdeforholdet. Det er ingen spesielt overraskende grunnstoff som observeres. Klor (Cl) ble funnet i svært lave verdier. Dette er naturlig da råvannet er laget av humusekstrakt og springvann. De fleste drikkevann i Norge desinfiserer med Cl og det er derfor naturlig at råvannet vil inneholde en liten mengde av dette. Ved analysen av ubehandlet råvann ble det blant annet funnet uorganiske partikler som fosfor (P), svovel (S) og N. F og S er naturlig i humus og svovelforbindelser kan ha en ubehagelig lukt. Noen av de uorganiske forbindelsene samsvarer med resultater fra bruk av SEM for analyse av tilskitnet NF membran (Li & Elimelech, 2006). I membrananalysene av HAOP-behandlet råvann ble det observert noe aluminium (Al) men såpass lite at det er en usikkerhetsfaktor. Dette er såfall på grunn av at HAOP er fremstilt av Al.

Mikroskopiske analyser beviste at start av tilskitning hadde oppstått ved membranen som filtrerte ubehandlet råvann. Årsaken til at dette ikke var enkelt å se ut fra hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere kan være på grunn at kort filtreringstid. Fra disse observasjonene kan det antas at dersom filtreringene hadde foregått over lengre periode ville det oppstått mer tilskitning av membranen i systemet som filtrert ubehandlet råvann. Det kan konkluderes med at HAOP har en god effekt på adsorpsjon av humus og hindring av tilskitning av membran ved denne type råvann og filtrering.

5.2. Filtrering av råvann fra Bjertnessjøen

5.2.1. Filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat

Grafene for filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat av råvann fra Bjertnessjøen viste hydrauliske parameter som funksjon av volum. Det ble valgt å kun inkludere trykk, fluks og gjenvinningsgrad og inkludere grafer over andre parametere i vedlegg C.

Ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann hadde et stabilt trykk på 0,2 mPa med noen variasjoner ved start. Da det ikke var noen nevneverdig endring i observert trykk indikere dette manglende tilskitning. Ved begge anlegg hadde springvann filtrert før forsøk høyere trykk enn springvann filtrert etter forsøk. Dette påvirker de andre parameterne som fluks og gjenvinningsgrad. En mulig årsak kan være at anleggene ikke hadde vært i bruk på en stund når forsøket startet og at det derfor oppsto en modningsperiode.

Det ble observert en liten økning i fluks og gjenvinningsgrad under filtrering av ubehandlet råvann, mens det ble observert en liten reduksjon i fluks og gjenvinningsgrad ved HAOP-behandlet råvann. Det er såpass lite forskjell at det er vanskelig å konkludere om dette er på grunn av avsetninger på membranen. Ubehandlet råvann hadde verdier av fluks rundt 200 l/h*m² etter noe variasjon ved start og en gjenvinningsgrad rundt 30 %. Dette var noe høyere enn verdiene av HAOP-behandlet råvann, hhv 170 l/h*m² og 23 %. Årsaken til dette kan komme av mindre permeabilitet ved membranen ved filtrering av ubehandlet råvann.

Springvann filtrert etter forsøk hadde lavere verdier av fluks og gjenvinningsgrad enn springvann filtrert før forsøk ved både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Dette kan indikere tilskitning. Mindre vann vil presses gjennom membranen og mindre rent vann blir produsert. Siden trykket ikke ga tegn til tilskitning og verdiene ligger såpass nære hverandre kan denne reduksjonen ha forekommet av andre årsaker. En annen mulighet er det har oppstått tilskitning på membranoverflaten som ikke påvirker membranens gjennomtrengelighet

Grafer over TDS, pH og fargetall finnes i vedlegg C. TDS for konsentrat hadde høyest verdier, mens TDS for permeat hadde laveste verdier ved både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Fargetallet var høyest for ubehandlet råvann i forhold til HAOP-behandlet råvann og konsentratets fargetall opplevde en reduksjon gjennom filtreringen. Denne

reduksjonen var på rundt 20 %, men hadde ingen effekt på selektiviteten til membranen da permeat sitt fargetall lå på 0 mg/l Pt gjennom hele filtreringen.

Ved sammenligning av råvann fremstilt fra humusekstrakt og råvann hentet fra Bjertnessjøen var fargetallene noe lavere ved filtrering av råvann fra Bjertnessjøen. Humusekstraktet er laget fra Vindin vannverk og årsaken kan være at denne innsjøen har større og annet innhold av partikler og organisk materiale. En annen mulig årsak er at COWI har brukt stor mengde humusekstrakt ved produksjon av råvann. Mengden TDS var derimot høyere under filtrering av råvann fra Bjertnessjøen enn ved filtrering av råvann fremstilt fra humusekstrakt. 1 µm, polypropylen forfilter ble brukt i forsøk med råvann fra Bjertnessjøen. Forfilteret hadde blitt tilpasset systemet ved å kuttes i to. Grunnen til dette var at det ikke var flere forfilter inkludert i systemet enn de som allerede var brukt. Siden det ikke var tid til å bestille nytt forfilter ble det tatt i bruk forfilter som var til stede på NMBU. Dette forfilteret hadde ikke tilpasset størrelse til RO systemet og måtte kuttes i to. Grunnet dette ble det noe ujevne kanter og det er mulighet for at noe avfall har kommet fra forfilteret og bidratt til høyere TDS.

Observasjonene gjort tilsier at det ikke har oppstått tilskitning ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat av ubehandlet råvann eller HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen. Eventuelt har det oppstått avsetninger på membranoverflaten som ikke påvirker membranens gjennomtrengelighet.

5.2.2. Filtrering med resirkulering av konsentrat

Filtrering med resirkulering av konsentrat ble kjørt for å påtvinge start av membran tilskitning.

Trykket lå stabilt på 0,2 mPa for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Springvann filtrert etter forsøk hadde noe lavere trykk ved filtrering etter forsøk med ubehandlet råvann enn ved filtrering før forsøk. For HAOP-behandlet råvann derimot var trykket høyere ved springvann filtrert etter forsøk enn ved springvann filtrert før forsøk. Trykket viser avvik for springvann filtrert etter forsøk ved systemet som filtrerte HAOP-behandlet råvann, dette påvirker resultatet av videre parameter. Et høyere trykk betyr at systemet må bruke mer krefter for å få filtrert vann gjennom membranen. Siden det ved tidligere forsøk og ved analyse av membran ikke ble observert noen tegn til tilskitning på membranen som filtrerte råvann behandlet med adsorbent HAOP er det mulig at dette skyldes andre årsaker. En potensiell årsak kan være at noe HAOP har dannet belegg på membranen. Dette kan avkrefte ved membrananalyse. Ved SEM ble det gjort undersøkelser av grunnstoff på membranen, EDX. Om HAOP hadde festet seg ville det forventes at det hadde vært større oppsamling av aluminium på membranen.

Fluks og gjenvinning for ubehandlet råvann varierte litt gjennom filtrering. Fluksen lå rundt 150-200 l/h*m² og gjenvinningsgraden rundt 20 %. Dette er lavere enn ved tidligere forsøk selv om trykket var likt. Det kan ha oppstått begynnelse av tilskitning fra tidligere forsøk med resirkulering av konsentrat og permeat. Springvann filtret før og etter forsøk er svært like og varierer om hverandre

Ubehandlet råvann har lavere verdier av gjenvinningsgrad og permeat fluks enn HAOP-behandlet råvann. Dette kan komme av permeabiliteten av membranen ved filtrering med resirkulering av konsentrat. Dette er en faktor som kan tyde på start av tilskitning av membranen ved systemet som filtrerte ubehandlet råvann

TDS-verdiene økte kontinuerlig gjennom filtreringen for både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Årsaken til dette var at det ble kjørt filtrering med resirkulering av konsentrat. For ubehandlet råvann økte fargetallet gjennom filtreringen, denne økningen ser ut som den er proporsjonal med konsentrasjonen. Dette betyr at bare små deler av organisk stoff blir avsatt på membranen selv ved filtrering med resirkulering av konsentrat. HAOP-behandlet råvann opplever ingen nevneverdig økning i fargetall.

Observasjonene fra forsøk med råvann fra Bjertnessjøen er noe varierende som ved forsøk utført med råvann fremstilt av humusekstrakt. Det ble derfor bestemt å utføre membrananalyse.

5.2.3. Analyse av membran

Membrananalysen utført av membraner som filtrerte ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen viste mye av det samme som ved membrananalysen utført ved forsøk med syntetisk fremstilt råvann. Overflatebilder viste forskjell mellom membranen som filtrerte ubehandlet råvann og membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann. Membranen som filtrerte ubehandlet råvann viste tydelig tegn på tidlig begynnende tilskitning, noe som ikke ble sett ved membranen som hadde filtrert HAOP-behandlet råvann

Analyse av grunnstoff ved ulike punkt på membran viste uorganiske avsetninger som natrium (Na), magnesium (Mg), silisium (S) og O i tillegg til de organiske avsetningene. Det var svært små mengder av Si, Mg og Na så det er noe usikkert om disse kan tas med i beregningen. Membrananalyse av membranen som hadde filtrert HAOP-behandlet råvann viste mange av de samme uorganiske forbindelsene men inkluderte også Al. Al kan som tidligere nevnt komme av selve adsorbenten. Membranen som behandlet ubehandlet råvann hadde spormengder av Cl, men disse er så små at de er oppgitt som 0 i resultatet. HAOP-behandlet råvann hadde derimot større mengde av Cl, men kun på den ene membranprøven. SEM-EDX ble foretatt av prøver tatt to ulike steder på membranen og det var forskjell på hvilke forbindelser som ble funnet på ulike prøver. Den første prøven var blitt noe ødelagt under prøveoppbevaringen og resultatene herfra kan derfor være noe unøyaktig.

Resultatene fra membrananalysen av råvann fra Bjertnessjøen hadde mange fellestrekk med membrananalysen av råvann fremstilt fra humusekstrakt. Overflatebildene viser færre avsetninger på membranen som filtrerte ubehandlet råvann fra Bjertnessjøen enn den som filtrerte ubehandlet råvann fremstilt fra humusekstrakt. Dette kan skyldes at forsøket med filtrering av permeat og konsentrat kun ble kjørt i ca. en dag med råvann fra Bjertnessjøen i forhold til rundt seksten dager ved syntetisk råvann. En annen årsak kan være forskjellen av kjemiske komponenter i råvannene og eventuell mindre mengde humussubstanser i råvann fra

Bjertnessjøen. Flere av de samme uorganiske forbindelsene var tilstede som ved membrananalysen av syntetisk råvann, med unntak av N. N var kun tilstede i på membranen som filtrerte ubehandlet råvann fremstilt av humusekstrakt. Dette tyder på at råvannet inneholder flere av de samme forbindelsene, med noen unntak. Selv om råvannet inneholder mange av de samme kjemiske komponentene kan mengdeforholdet være ulikt. Det er klart større mengde organisk stoff i forbindelsene på membranen enn uorganisk stoff ved begge typer råvann.

5.3. Analyse av partikkelstørrelse

Partikkelstørrelse av HAOP, parti 4, ble analysert ved bruk av Mastersizer, se resultat Figur 4-30. 10 % av laserenergien må bli absorbert/reflektert for at det skal være mulig å analysere løsningen. Dette avhenger av faktorer som materiale og konsentrasjon. Ved forsøk med humusekstrakt var denne verdien mindre enn 1 %. Dette var årsaken til at kun HAOP 4 ble målt. Siden substansen av interesse var humus, og råvannet og HAOP-behandlet råvann var fortynnet 400 ganger ble det avgjort å ikke analysere disse prøvene da de ikke vil ha høy nok partikkelkonsentrasjon av humus. HAOP prøver kunne ha blitt analysert for å se om noe av HAOP partiklene eventuelt festet seg til membranen, dette ble ikke gjort da fokuset lå på humusfjerning.

Figur 4-30 fremstiller partikkelstørrelsen av HAOP. Figuren viser at flesteparten av HAOP partiklene lå innenfor området 10-100 μm . Ved sammenligning med Tabell 3-5 i materialer og metode med resultater fra COWI samstemmer resultatene godt.

qNano ble anvendt for å analysere partikkelstørrelse av humusekstraktet som Mastersizer ikke klarte å analysere. qNano måler partikler i et område fra 50 nm og det var dermed noe usikkerhet i om instrumentet ville klare å oppfatte humuspartiklene da litteratur sier at de fleste humussubstanser er i et størrelsesområdet lavere enn dette, mellom 1-8 nm (Thorsen & Fløgstad, 2001). Det er vanskelig å konkludere noe angående problemstillingen om HAOP adsorberer noen partikkelstørrelser bedre enn andre da såpass få prøver ble analysert. En hydrodynamisk modell for konsentrasjonspolering viser at beleggdannelse i stor grad skyldes partikler i området 0,1-2 nm (Fløgstad & Thorsen, 2003). Det var likevel av interesse å observere om det var mulig å analysere større humussubstanser og om det var muligheter for å bruke dette instrumentet i videre forsøk. Figur 4-31 viser resultat oppnådd fra qNano i søylediagram. Ut fra diagrammet ser det ut som om humusekstraktet inneholder flere humussubstanser i området 50-100 nm, da særlig i området rundt 62-84 nm. Det er noe usikkerhet i dette resultatet da det var noen problemer knyttet til optimaliseringen av instrumentet. En annen usikkerhetsfaktor er den at det ikke kan utelukkes at humusekstraktet inneholder andre partikler enn humus, og at dermed noen av disse har blitt analysert.

5.4. Analyse av zetapotensial

Zetapotensialet av en prøve indikerer spesifikk overflateladning av et kolloidalt system (Ratnaweera, Hiller, & Bunse, 1999) og er et målt på styrken av den ladete sfæren målt i mV som omgir alle ladete partikler i en løsning. Ioner av motsatt ladning vil bli dratt mot partikkeloverflaten, mens ioner med samme ladning vil repellere fra overflaten (Vogelsang, 2001).

Naturlige kolloider er normalt negativt ladete, og har dermed et negativt zetapotensiale. Jo større absoluttverdien av zetapotensialet, jo sterkere er kolloidenes ladning og jo sterkere vil kolloider av lik ladningstype frastøte hverandre. Kolloider med sterk innbyrdes frastøtningskraft vil vanskeligere aggregere til større partikler. Kolloidenes ladning kan manipuleres blant annet ved endring av elektrolytten (vannets) ledningsevne (Vogelsang, 2001).

Zetapotensialet ble analysert for å observere hvordan HAOP påvirket partiklenes zetapotensial, om zetapotensialet endret seg gjennom filtreringen og på bakgrunn av dette observere om zetapotensialet indikerte at humussubstanser bidro til tilskitning. Humusmolekyler mister ladning når pH senkes og er dermed pH avhengig. Zetapotensialt ble målt ved tre ulike pH for konsentrat og permeat. Analyse ble foretatt av adsorbent HAOP, humusekstraktet, HAOP-behandlet og ubehandlet råvann før filtrering, samt for prøver under filtrering. pH er helt essensielt ved zetapotensial måling, og det var derfor bestemt å analysere prøver ved tre ulike pH, pH 2, 6-7 og 12. Et unntak fra dette er humusekstraktet som ble analysert ved fire pH-verdier. Det var interessant å observere zetapotensialet ved en lav, nøytral og høy pH. Det ble tatt to prøver under filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat, og to prøver ved resirkulering av konsentrat. Disse prøvene ble tatt ved starten av filtreringen og ved slutten av filtreringen for både råvann og HAOP-behandlet råvann for å undersøke om det hadde skjedd en endring i zetapotensial.

Figur 4-32 i resultat fremstiller zetapotensialet til humusekstraktet ved fire ulike pH. Figuren viser at humusekstraktet har større absoluttverdi av zetapotensial ved høy pH (pH 12) enn ved lav pH (pH 2-3). Zetapotensialet er negativt ved alle pH i måleområdet. Dette er på grunn av H^+ ioner fra karboksyl- og fenolgrupper i humus makromolekylene. Samme mønster er observert i andre studier med negative zetapotensial verdier ved $pH > 2$ (Alvarez-Puebla & Garrido, 2005; X. Zhang & Bai, 2002, 2003). Humus i overflatevann innehar en negativ ladning assosiert med dissosiering av karboksylgrupper og fenolgrupper. Variasjonen av zetapotensial med pH reflekterer ioniseringen av karboksyl og fenol syregrupper (Rodrigues, Brito, Janknecht, Proença, & Nogueira, 2009). Ved tilsetning av syre vil H^+ -ionene i syren adsorbere på overflaten av humuspartiklene og forårsake tap av OH^- -grupper og dermed lavere absoluttverdi av zetapotensial. Vekselvirkningene mellom mot-ionene og humuspartiklene vil være svakere og effekten på zetapotensialet vil dermed også være svakere. Ved tilsetning av base vil OH^- -ionene adsorbere til partikkeloverflaten, syregrupper ioniseres og ladningen samt intra- og intermolekulære elektrostatisk repulsjon vil øke og føre til en mer negativ overflateladning og høyere absoluttverdi av zetapotensial. Grafen viser at

zeta-potensialet har svært høy absoluttverdi ved høy pH noe som tyder på at humusekstraktet har en svært negativ overflateladning. Dette er dokumentert ved flere tidligere forsøk (Yang, Lin, & Xing, 2009).

pH ble justert med base NaOH. Zeta-potensialet avhenger ikke kun av pH, men også av ladningen til kationen i substansen. Absoluttverdien av zeta-potensialet ville være lavere om en base med for eksempel divalente kation ble brukt. Dette er på grunn av større kompensasjon av den negative overflaten av humuspartiklene ved divalente kation (Rodrigues et al., 2009).

Hvis partiklene i en suspensjon har et stort positivt eller negativt zeta-potensial, vil de ha en tendens til å frastøte hverandre og motstå evnen til å aggregere. Hvis partiklene derimot har lave absoluttverdier av zeta-potensial, nær 0, vil det ikke være noe som forhindrer at partiklene beveger seg mot hverandre og aggregerer (Malvern). Generelt kan det sies at stabile suspensjoner har et zeta-potensial likt eller over en absoluttverdi av 30. Ved det isoelektriske punktet vil det kolloidale systemet være minst stabilt. Diameteren til partiklene vil bli større når de nærmer seg det isoelektriske punktet da de da vil tendere til å aggregere til større partikler. Det isoelektriske punktet er ved et zeta-potensial lik 0. Under forsøket ble dette kun observert ved analyse av HAOP 4. Figur 4-32 viser at det isoelektriske punktet for humusekstraktet ikke vises i pH området i figuren. Det virker som om etter en viss mengde tilsatt syre begynner zeta-potensialet å stabilisere seg. Grunnen til at zeta-potensialet ikke ble målt ved lavere verdier var at instrumentet kun hadde kapasitet til å måle innenfor område ved pH 2,0-12,0. Hvis det isoelektriske punktet oppnås ved en pH mindre enn 7, vil dette si at suspensjonen er av sur karakter. Siden figuren ikke viser det isoelektriske punktet, kan det slås fast at det isoelektriske punktet er ved pH mindre enn 7.

Figur 4-33 fremstiller zeta-potensialet av HAOP 4 ved tre ulike pH. Grafen viser et isoelektrisk punkt rundt pH 8,0, noe som indikerer at HAOP 4 er positivt ladet. Ved lav pH er adsorbenten i det ustabile området med zeta-potensial rundt 7 mV, mens ved høyere pH ligger adsorbenten i et mer stabilt område og har mindre tendens til å aggregere.

Figur 4-34 ble laget for å sammenligne ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering. Figuren viser at HAOP-behandlet råvann har lavere absoluttverdier av zeta-potensial fra pH 8 høyere og er mer ustabil. Ubehandlet råvann har en mye høyere absoluttverdi av zeta-potensial, er dermed mer stabil og har mindre tendens til å aggregere ved høy pH. For både behandlet og ubehandlet råvann ligger zeta-potensialet i det negative området, og det isoelektriske punktet er ikke i pH-området på grafen. Råvannet fører til at zeta-potensialet av HAOP 4 endres og blir mer negativt. Negativt zeta-potensial over hele pH-området indikerer adsorpsjon av humussubstanser av HAOP 4. Dette viser at HAOP adsorberer organisk stoff som humus da det blir belagt med organisk materiale. Dette kan oppstå ved hydrogenbindinger mellom humus sine syregrupper og HAOPs hydroksylgrupper. Negativt ladet humus adsorberes på HAOP og nøytraliserer den positive ladningen. Ut fra forskjellene i zeta-potensial mellom HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann ser det ut som HAOP fjerner en god del av den negative overflateladningen i suspensjonen. Dette kan antas ut fra zeta-potensialet ved pH 12. For HAOP-behandlet råvann ligger verdien rundt -10

mV, mens ved ubehandlet råvann ligger zetapotensialet rundt -30 mV. Dette bygger opp om forskningen som er gjort om at HAOP er en god adsorbent for humus, og vil hindre tilskitning av membran da det er klart at humus negative overflateladning er en bidragskilde til tilskitning av membranen

Zetapotensial ved ulike pH for permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann etter 4 og 12 dager ble fremstilt i samme graf for sammenligning, Figur 4-35 og Figur 4-36. Analyse av både permeat og konsentrat etter 4 og 12 dager viser at zetapotensialet er lavere ved pH 12 etter 4 dager enn etter 12 dager. Dette kan indikere at noe humus har festet seg til membranen. Zetapotensialet av konsentrat for ubehandlet råvann har høyere absoluttverdi etter 12 dager enn etter 4 dager, mens permeat har høyere absoluttverdi etter 4 dagers filtrering enn etter 12 dager. Grafene viser lavere absoluttverdi av zetapotensial under filtrering av HAOP-behandlet råvann enn under filtrering av ubehandlet råvann.

Det kan observeres at zetapotensialet opplever en reduksjon i absoluttverdi fra pH 7 til pH 12 for konsentratet av HAOP-behandlet råvann. Dette avviker fra litteratur og forekommer trolig på grunn av en feilkilde. All tidligere og nåværende forskning sier at zetapotensialet skulle økt i absoluttverdi ved høyere pH. Siden instrumentet tok tre repetitive målinger av samme prøve og disse lå innenfor samme område ligger ikke feilen ved instrumentet. Instrumentet ble også sjekket med standard noen ganger under analysen for å være sikker på at instrumentet var presist. Hvis zetapotensialet ved lav pH hadde hatt en lavere absoluttverdi og det hadde vært en proporsjonal økning fra lav til høy pH kunne dette tydet på utfelling, men dette har ikke skjedd. Årsaken kan ligge ved menneskelige feil og en mulig feilkilde er kontaminering av prøvene.

Figur 4-37 og Figur 4-38 viser zetapotensial ved ulike pH før og etter filtrering med resirkulering av konsentrat. Zetapotensialet er lavere ved start for både konsentrat og permeat ved høy pH. Dette indikerer at prøvene har blitt mer ustabile under filtreringen. Det kan antas at noe humussubstanser har festet seg til membranen under filtreringen. Flere studier har vist at zetapotensialet til membranen blir påvirket av humussubstanser. Membranens zetapotensial ble ikke analysert i dette forsøket, men kan være interessant å utføre ved videre arbeid. Ved ingen tilstedeværelse av humus vil membranen ha et positivt zetapotensial ved lave pH, men i kontakt med humus vil dette endres til et negativt zetapotensial ved alle pH (Malvern, 2013). Forsøk utført av (Xu, Drewes, Kim, Bellona, & Amy, 2006) viste at membranens negative zetapotensial øke ved tilskitning av membranen grunnet humussubstanser. De tilsiktede membranene hadde negativ zetapotensial ved alle pH. Andre tidligere forsøk har konkludert med det samme (Yoon, Lee, Kim, & Fane, 1998).

Observasjon av zetapotensialet ved de to eksperimentene indikerer at det har oppstått avsetninger på membranoverflaten. Det er lett å observere forskjell i zetapotensial mellom HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann og sammenligning av zetapotensialet av HAOP før adsorpsjon og etter adsorpsjon. Zetapotensialet indikerer at HAOP har adsorbent humussubstanser. Disse observasjonene underbygges av membrananalysene.

Membrananalysen viste tydelig forskjell mellom membranen som behandlet HAOP-behandlet råvann og membranen som behandlet ubehandlet råvann.

Ved forsøk utført ved bruk av råvann fra Bjertnessjøen ble prøver tatt av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering samt under filtrering ved filtrering med resirkulering av permeat og konsentrat samt filtrering med resirkulering av konsentrat.

Zetapotensialet for HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann før filtrering vises i resultat, Figur 4-39. Zetapotensialet har høyere absoluttverdi for ubehandlet råvann ved pH 12 enn HAOP-behandlet råvann. Dette er samme observasjon som sett ved analyse av råvann fremstilt fra humusekstrakt og indikerer at humus har blitt adsorbent av adsorbent HAOP. HAOP-behandlet råvann har høyere absoluttverdi av zetapotensial ved råvann fra Bjertnessjøen enn råvann laget av humusekstrakt ved pH >2. Dette kan indikere at HAOP adsorberer humussubstansene i råvann fra Bjertnessjøen dårligere enn humussubstansene i råvann laget fra humusekstrakt.

Ved sammenligning av HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann under filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat ble det tatt prøver etter ca. en time (start) og etter ca. 9 timer (slutt), se Figur 4-40 og Figur 4-41 i resultat. Zetapotensialet av konsentrat av HAOP-behandlet råvann viser lite forskjell ved start og slutt. Zetapotensialet har en relativt lav absoluttverdi ved start, så dette kan være en årsak. Permeatets zetapotensial har høyere absoluttverdi ved pH 12 ved start av filtrering enn slutt av filtrering. Zetapotensialet av ubehandlet råvann har lavere zetapotensial ved slutt for både konsentrat og permeat ved pH 12. En mulig årsak til dette kan være oppkonsentrering av negativ ladede grupper i konsentratet gjennom filtreringen.

Variasjoner i grafene kan skyldes feilkilder. Instrumentet kan bli noe påvirket av å analysere sure og basiske løsninger. Selv om instrumentet ble vasket godt mellom hver måling og standard ble brukt for å kontrollere presisjonen kan instrumentet vise noe ustabile målinger. En annen feilkilde som kan ha oppstått er menneskelig feil, som slurvete eller for lite vask av instrument og sprøyter brukt til injisering, eller en eventuell kontaminering

Analyse av zetapotensial for ubehandlet og HAOP-behandlet råvann ble tatt ved start og slutt av filtrering med resirkulering av konsentrat. For HAOP-behandlet råvann ligger kurvene nær hverandre, men både permeat og konsentrat ved start ligger noe høyere i absoluttverdi enn sluttprøver. Siden denne forskjellen er svært liten er det vanskelig å trekke noen endelige konklusjoner ut fra dette. Ved analyser av zetapotensial for ubehandlet råvann filtrert med resirkulering av konsentrat ble de observert lavere absoluttverdi av zetapotensial ved prøver av permeat og konsentrat tatt ved slutt av filtreringen i forhold til ved start. Dette tyder på avsetninger av kjemiske substanser med negativ overflateladning på membranen (slik som humus) som bidrar til tilskitning. I begge typer filtrering hadde ubehandlet råvann generelt lavere absoluttverdi av zetapotensial enn HAOP-behandlet råvann, særlig ved høy pH. Denne observasjonen er med på å understreke effekten adsorbent HAOP har på humussubstanser i råvannet.

Resultatene fra analyse av zetapotensialet indikerer at verdiene endrer seg gjennom filtreringen, disse endringene kan tyde på avsetninger av humus på membranen. Dette gjelder ved forsøk med begge typer råvann og underbygges av membrananalysene. Det kan konkluderes med at HAOP har god effekt på å adsorbere humussubstanser. HAOP-behandlet råvann har gjennomgående lavere absoluttverdi av zetapotensial enn ubehandlet råvann ved pH 12 og sammenligning av observasjoner av HAOP 4 alene og i kombinasjon med råvann støtter dette. Råvann fremstilt fra humusekstrakt har høyere absoluttverdi av zetapotensial ved høy pH enn råvann fra Bjertnessjøen, og har dermed et kraftigere ladningsfelt rundt hver partikkel og er mer stabil ved høyere pH.

Observasjonene gjort under forsøket gjør det mulig å bekrefte flere av problemstillingene satt ved forsøksstart.

Forsøkene som er gjort bekrefter at HAOP adsorberer en god del humus og at adsorbenten vil være effektiv som forbehandlingsmetode i kombinasjon med omvendt osmose membranfiltrering. Ut fra observasjonene kan det antas at HAOP adsorberer humussubstanser på grunn av humus sin negative overflateladning. Både analyser av zetapotensial og membrananalyser viste at HAOP oppførte seg annerledes i råvann fremstilt fra humusekstrakt og råvann Bjertnessjøen. Dette virker å være på grunn av råvannenes ulike kjemiske egenskaper og sammensetning og mengde av humusinnhold. Dette kan også være årsaken til noe forskjellige resultater ved analyse av de hydrauliske parameterne og vannkvalitetsparameterne under filtrering med ulike typer råvann. Det er vanskelig å konkludere noe ut fra partikkelstørrelse da såpass få analyser ble utført ved bruk av disse instrumentene.

6. Konklusjon

RO membranfiltrering er en effektiv rensemetode som har god effekt på fjerning av NOM, som humus. Likevel vil ofte driftsproblemer som tilskitning oppstå hvis ikke råvannet er forbehandlet før filtreringen.

Hydrauliske parameter og vannkvalitetsparametere målt ved forsøk med resirkulering av konsentrat og permeat ga ingen tegn på tilskitning. Det antas dermed at det ikke oppstår begynnende tilskitning ved bruk av denne type filtrering, hvert fall ikke over en så kort periode som ved dette forsøket. Filtrering med resirkulering av konsentrat ga varierende resultat med tanke på hydrauliske parametere og vannkvalitetsparametere. Dette antas å være fordi forsøket ble kjørt over såpass kort tid. Over lengre tid vil parameter som fluks og gjenvinning blitt mer redusert og det ville blitt observert en trykkøkning. Vannkvalitetsparametere som fargetall ville opplevd en reduksjon gjennom filtreringen.

Start av tilskitning oppsto ved membranene som filtrerte ubehandlet råvann. Det var vanskelig å indikere dette ut fra vannkvalitetsparametere og hydrauliske parameter, men membrananalysen viste klare resultater. Både organiske og uorganiske forurensinger var avsatt på membran og overflatebilder viste klar forskjell mellom membranene. Analyse av zetapotensial bygget opp om dette. Zetapotensialet minket i absoluttverdi under filtrering med resirkulering av konsentrat. Den negative overflateladningen i råvannet ble redusert og membranens overflateladning antas å bli mer negativ på grunn av negative avsetninger.

Klare forskjeller kunne observeres ved sammenligning av zetapotensialet av HAOP-behandlet råvann og ubehandlet råvann. HAOP-behandlet råvann hadde generelt mindre absoluttverdi av zetapotensial enn ubehandlet råvann, særlig ved pH 12. Sammenligning av HAOP 4 før behandling og HAOP-behandlet råvann viste en endring i zetapotensial som indikerte at HAOP hadde adsorbent negativ ladd organisk materiale som humus.

Ulike råvann oppførte seg ulikt i kombinasjon med HAOP. Det virker som om HAOP adsorbent mindre humus i kombinasjon med råvann fra Bjertnessjøen enn ved råvann fremstilt fra humusekstrakt. Dette antas å være på grunn av vannkildenes ulike kjemiske egenskaper. Det kan se ut som om råvannet fra Bjertnessjøen inneholder mindre humus eller eventuelt humus med mindre negativ overflateladning enn råvannet fremstilt fra humusekstrakt. Siden råvannet er laget fra humusekstrakt er det ikke helt representativ og det ville vært interessant å utføre analyser fra flere ulike råvann ved eventuelt senere forsøk

Fra observasjoner av parametere analysert kan det konkluderes med adsorbent HAOP virker å være effektiv med tanke på adsorpsjon av humus og hindring av tilskitning av membran. Bruk av HAOP som forbehandlingsmetode før RO membranfiltrering vil dermed kunne være effektivt med tanke på avlastning og mindre hyppig utskiftning av membran som er faktorer som kan redusere kostnaden ved bruk av slike anlegg.

6.1. Forslag til videre undersøkelser

Det bør undersøkes hvordan adsorbent HAOP fungerer i et pilot skala forsøk ved Sjonken vannverk med kontinuerlig strøm av råvann. En bør bruke to like membranfiltreringssystem der et filtrerer HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen og et filtrerer ubehandlet råvann fra Bjertnessjøen.

Videre analyser av zetapotensial før og under filtrering kan utføres for mer informasjon om adsorbenten. Det kan også være interessant å utføre zetapotensialmålinger av membranene brukt under filtreringen. NNMR, MS og kromatografi kan brukes for bedre kjennskap til de kjemiske sammensetningene i råvannet.

Forsøk kan utføres med flere typer membraner og forskjellig type råvann for å observere ulikheter. Membranen med ulike membranegenskaper og forskjellig porestørrelser kan brukes for å observere om noen egenskaper favoriserer tilskitning i denne type system. Råvann fra ulike steder i Norge burde undersøkes for observasjon over hvordan de ulike råvannstypene oppfører seg med adsorbent HAOP og under filtrering.

Det bør videre vurderes om en annen type metode for å analyse av partikkelstørrelse enn qNano og Mastersizer kan brukes. Det bør undersøkes om det er mulig å finne en metode som kan analysere prøver med mindre partikkelkonsentrasjon og mindre partikkelstørrelser. Det er mulig å prøve metoder som størrelseseksklusjons kromatografi.

Forsøkene beskrevet i denne metoden kan utføres ved bruk av adsorbent HIOP. Videre arbeid kan utføres ved Sjonken vannverk for å undersøke effekten av denne adsorbenten. Effekten av HAOP og HIOP kan dermed sammenlignes og det kan observeres om den ene adsorbenten eventuelt er mer effektiv i noen typer råvann enn den andre.

7. Referanser

- Al-Amoudi, A. S. (2010). Factors affecting natural organic matter (NOM) and scaling fouling in NF membranes: a review. *Desalination*, 259(1), 1-10.
- Alvarez-Puebla, R., & Garrido, J. (2005). Effect of pH on the aggregation of a gray humic acid in colloidal and solid states. *Chemosphere*, 59(5), 659-667.
- Baresova, M., Pivokonsky, M., Naceradska, J., & Henderson, R. K. The impact of interactions between NOM on coagulation.
- Bazri, M., Martijn, B., Kroesbergen, J., & Mohseni, M. Effect of ion exchange on different fractions of NOM and subsequent AOC.
- Becker, W., Wright, B., Irving, J., Schindler, S., Ozekin, K., & Reckhow, D. (2015). On-Line NOM Characterization: Advanced techniques for Monitoring NOM and Controlling DBPs. *IWA*.
- Boerlage, S. F. E. (2001). *Scaling and Particulate Fouling Membrane Filtration System* (pp. 185-188). Retrieved from <https://books.google.no/books?id=SqHUSd3vk1oC&pg=PA186&lpg=PA186&dq=dead+end+more+fouling+than+cross+flow&source=bl&ots=24laQGu9NQ&sig=WFMhoccASM1Y8GUWSejI9kSfV4I&hl=no&sa=X&ved=0ahUKEwjAptzSvZHNAhWE3CwKHbt0ApEQ6AEISDAF-v=onepage&q=dead%20end%20more%20fouling%20than%20cross%20flow&f=false>
- Cai, Z., Kim, J., & Benjamin, M. M. (2007). NOM removal by adsorption and membrane filtration using heated aluminum oxide particles. *Environmental Science & Technology*, 42(2), 619-623.
- Chang, Y., & Benjamin, M. M. (1996). Iron oxide adsorption and UF to remove NOM and control fouling. *American Water Works Association. Journal*, 88(12), 74.
- Delpla, I., Jung, A. V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35(8), 1225-1233. doi:10.1016/j.envint.2009.07.001
- DOW. (1998). FILMTEC Membranes, Factors affecting RO membrane performance. Retrieved 02.06.16 http://watertreatmentguide.com/Factors_Affecting_RO_Membrane_Performance.pdf
- DOW. (2015). FILMTEC Membranes- Low pH Permeate. Retrieved 28.06.2016 http://dowac.custhelp.com/app/answers/detail/a_id/264/kw/filmtec_membranes/related/1
- Eikebrokk, B. (2015). NOM diagnostics for the assessments of source water treatability and treatment performance at water supply systems in Norway. *Vatten*, 71.
- Evans, C., Monteith, D., & Cooper, D. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137(1), 55-71.
- FHI. (2012). Fjerning av humus fra drikkevann. Retrieved 18.02.2016, from Fokelseinstituttet <http://www.fhi.no/artikler/?id=98410>
- FHI. (2015). Vannkilder. Retrieved from <http://www.fhi.no/artikler/?id=42113>
- Fløgstad, H., & Thorsen, T. (2003). Membranfiltrering av humus - effektiv forfiltrering er avgjørende for driften
- Folkehelseinstituttet. (2004a). Vannforsyningens ABC. Kapittel A. Innledning.
- Folkehelseinstituttet. (2004b). Vannforsyningens ABC. Kapittel B. Vannkvalitet. Retrieved 29.03.16 <http://www.fhi.no/dokumenter/2db17680f6.pdf>
- Folkehelseinstituttet. (2004c). Vannforsyningens ABC. Kapittel D. Vannbehandling.

- Fuglestvedt, J. S., Harstveit, K. E., & Benestad, R. (2015). Klimaendringer. Retrieved 23. februar 2016 <https://snl.no/klimaendringer>
- Furuberg, K. (2011). Ozonering/biofilteranlegg-erfaringer med drift og design. Retrieved 18.02.2016 <http://www.norskvann.no/index.php/vann/67-prosjekter/aktive/prosjekter-vann/94-ozonbiofilteranlegg-erfaringer-med-drift-og-design>
- Galjaard, G., Martijn, B., Koreman, E., Bogosh, M., & Malley, J. (2011). Performance evaluation SIX®-Ceramac® in comparison with conventional pre-treatment techniques for Surface Water Treatment. *Water Practice and Technology*, 6(4), wpt20110066.
- George, G., Hurley, M., & Hewitt, D. (2007). The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology*, 52(9), 1647-1666.
- Grace, M., Clifford, E., & Healy, M. A novel filtration configuration for targeted humic acid removal from drinking water.
- Hidayah, E. N., Chou, Y. C., & Yeh, H. H. (2015). NOM removal from slow sand filter effluent by alum coagulation.
- Hong, S. K., & Elimelech, M. (1997). Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 132(2), 159-181. doi:10.1016/s0376-7388(97)00060-4
- Hongve, D., Riise, G., & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water—a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66(2), 231-238.
- Hydroviv. (2015). Disinfection Byproducts In Drinking Water: Toxicity, History, and Policy. Hydroviv.
- IPPC, F. k. (2014). Climate Change 2014: Synthesis report, Summary for Policymakers.
- Kim, J., Cai, Z., & Benjamin, M. M. (2008). Effects of adsorbents on membrane fouling by natural organic matter. *Journal of Membrane Science*, 310(1), 356-364.
- Klimakommune. (2008). Humus og farge i drikkevannskilder. Klimakommune.
- Kohler, S. J., Valinia, J. L. J., Ledesma, J. L. J., Evans, C. D., Temnerud, J., & Futter, M. N. (2015). How dark a future do we face: possible increases in water color and natural organic matter in Swedish raw water intakes.
- Laurell, P., Sivonen, K., Poutanen, H., Vuorilehto, V., Hesampour, M., Kettunen, V., . . . Vahala, R. Applicability of loose nanofiltration membranes for the removal of natural organic matter from soft surface water.
- Lavonen, E. E., Keucken, A., Schmitt-Kopplin, P., Harir, M., & Kohler, S. J. Molecular level analysis of dissolved organic matter during drinking water production with conventional and novel treatment processes.
- Ledesma, J. L. J., Kohler, S. J., & Futter, M. N. (2012). Long-term dynamics of dissolved organic carbon: Implications for drinking water supply. *Science of the Total Environment*, 432, 1-11. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.05.071
- Lee, S., Boo, C., Elimelech, M., & Hong, S. (2010). Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO). *Journal of Membrane Science*, 365(1), 34-39.
- Lee, S., & Elimelech, M. (2006). Relating organic fouling of reverse osmosis membranes to intermolecular adhesion forces. *Environmental Science & Technology*, 40(3), 980-987. doi:10.1021/es051825h
- Li, Q., & Elimelech, M. (2006). Synergistic effects in combined fouling of a loose nanofiltration membrane by colloidal materials and natural organic matter. *Journal of Membrane Science*, 278(1), 72-82.

- Liden, A., Lavonen, E., & Persson, K. M. (2015). Comparison of the NOM character in NF permeate and chemically treated water. *IWA*.
- Liu, P., Gernjak, W., & Keller, J. (2015). Internal micro-electrolysis for removing natural organic matter in drinking water treatment.
- Lovdata. (2001). Drikkevannforskriften. Retrieved from <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372>
- Forskrift om begresning av foruresning (forurensningsforskriften), (2004).
- M.B.Teixeria, & Benetti, A. D. (2015). Dissolved organic carbon removal from clarified water by granular activated carbon.
- Malaeb, L., & Ayoub, G. M. (2011). Reverse osmosis technology for water treatment: State of the art review. *Desalination*, 267(1), 1-8. doi:10.1016/j.desal.2010.09.001
- Malvern. Zetasizer nano series technical note. Retrieved 28.05.2016, from Malvern instruments http://aprender.ead.unb.br/pluginfile.php/234102/mod_resource/content/1/An_Introduction_to_Zeta_Potential.pdf
- Malvern. (2013). Zeta potential measurements using an autotitrator from Malvern instruments and the effect of pH. Retrieved 20.05.2016, from Malvern instruments <http://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=2840 - Effect Of Zeta>
- Meyn, T. (2011). NOM removal in drinking water treatment using dead-end ceramic microfiltration: Assessment of coagulation/flocculation pretreatment.
- Miljødirektoratet. (2015). Klima i Norge 2100. <http://www.miljostatus.no/tema/klima/klimainorge/klimainorge-2100/>
- Nesse, N. (2009). Membranseparasjon. Retrieved from <https://snl.no/membranseparasjon>
- Nuccitelli, D. (2016). Record hot 2015 gave us a glimpse at the future of global warming. Retrieved 09.03.16 <http://www.theguardian.com/environment/climate-consensus-97-per-cent/2016/jan/25/record-hot-2015-gave-us-a-glimpse-at-the-future-of-global-warming>
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2 ed.).
- Ødegaard, H. (2015). De globale ferskvannsressursene og avløpshåndteringen. docplayer.no.
- Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E., & Eikebrokk, B. (2010). NOM removal technologies– Norwegian experiences. *Drinking Water Engineering and Science*, 3(1), 1-9.
- Philibert, M., Charles, P., Bruchet, A., & Suffet, M. (2011). Dissolved Organic Matter and its impact on Polarity and aromaticity.
- Polasek, P. THE EFFECT OF REACTION CONDITIONS FOR THE REMOVAL OF NATURAL ORGANIC MATTER FROM WATER.
- Ratnaweera, H., Hiller, N., & Bunse, U. (1999). *Comparison of the coagulation behavior of different norwegian aquatic NOM sources* (Vol. 25): Elsevier Science.
- Rodrigues, A., Brito, A., Janknecht, P., Proença, M. F., & Nogueira, R. (2009). Quantification of humic acids in surface water: effects of divalent cations, pH, and filtration. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(2), 377-382.
- Shi, W., & Benjamin, M. M. (2009). Fouling of RO membranes in a vibratory shear enhanced filtration process (VSEP) system. *Journal of Membrane Science*, 331(1), 11-20.
- Skjærstad, E. M. (2013). Vannkilder. from Norsk Vann <http://www.norskvann.no/index.php/vann/vannkilde>
- Solutions, D. W. P. (2011). FILMTEC Reverse Osmosis Membranes, Technical Manual, Basics of Reverse Osmosis and Nanofiltration. Retrieved 05.04.16 http://msdssearch.dow.com/PublishedLiteratureDOWCOM/dh_08db/0901b803808db77d.pdf?filepath=liquidseps/pdfs/noreg/609-00071.pdf&fromPage=GetDoc
- Thorsen, T. (1999). *Fundamentale studier av membranfiltrering av humusvann*. Retrieved from fhi: <http://www.fhi.no/dav/B49DC05F779F470BA7A4A9D56685DE6C.pdf>

- Thorsen, T., & Fløgstad, H. (2001). Membranfiltrering av humus - ny viten om beleggdannelse, forfiltrering og modultyper.
- Thorsen, T., & Fløgstad, H. (2005). *Modul- og forfiltrertype i membranlegg for drikkevann*. Retrieved from Forskningsrådet: <http://www.forskningsradet.no/csstorage/vedlegg/FFrapMvedl.pdf>
- Van der Brugge, B., Vandecasteele, C., Van Gestel, T., Doyen, W., & Leysen, R. (2003). A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. *Environmental Progress*, 22(1), 46-56. doi:10.1002/ep.670220116
- Vik, E. A., Dadkhah, M. E., Tomczak-Wandzel, R., Rathnaweera, S., & Nilan, M. S. (2016). HumusTek Technical Note No 1/2016.
- Vogelsang, C. (2001). Felling av humus med kitosan - amnvendelse av zetapotensialet til å studere koaguleringsmekanismer. Retrieved 28.05.2016, from Norsk vannforening <http://vannforeningen.no/dokumentarkiv/felling-av-humus-med-kitosan-anvendelse-av-zetapotensialet-til-a-studere-koaguleringsmekanismer/>
- Xu, P., Drewes, J. E., Kim, T.-U., Bellona, C., & Amy, G. (2006). Effect of membrane fouling on transport of organic contaminants in NF/RO membrane applications. *Journal of Membrane Science*, 279(1), 165-175.
- Yang, K., Lin, D., & Xing, B. (2009). Interactions of humic acid with nanosized inorganic oxides. *Langmuir*, 25(6), 3571-3576.
- Yoon, S.-H., Lee, C.-H., Kim, K.-J., & Fane, A. G. (1998). Effect of calcium ion on the fouling of nanofilter by humic acid in drinking water production. *Water research*, 32(7), 2180-2186.
- Yu-Jung, C., Kwang-Ho, C., Benjamin, M. M., & Reiber, S. (1998). Combined adsorption--UF process increases TOC removal. *American Water Works Association. Journal*, 90(5), 90.
- Zhang, M., Li, C., Benjamin, M. M., & Chang, Y. (2003). Fouling and natural organic matter removal in adsorbent/membrane systems for drinking water treatment. *Environmental Science & Technology*, 37(8), 1663-1669.
- Zhang, X., & Bai, R. (2002). Adsorption behavior of humic acid onto polypyrrole-coated nylon 6, 6 granules. *Journal of Materials Chemistry*, 12(9), 2733-2739.
- Zhang, X., & Bai, R. (2003). Mechanisms and kinetics of humic acid adsorption onto chitosan-coated granules. *Journal of Colloid and Interface Science*, 264(1), 30-38.
- Zularisam, A. W., Ismail, A. F., & Salim, R. (2006). Behaviours of natural organic matter in membrane filtration for surface water treatment - a review. *Desalination*, 194(1-3), 211-231. doi:10.1016/j.desal.2005.10.030

Vedlegg A

Vedlegg A viser tabeller for vannkvalitetsparametere med to paralleller av TDS for forsøk utført med råvann laget av humusekstrakt og fra forsøk utført med råvann fra Bjertnessjøen.

Tabell A-1: Vannkvalitetsparametere med to paralleller av TDS for ubehandlet råvann laget fra humusekstrakt før filtrering.

Vannkvalitetsparameter	1	2
TDS (mg/l)	228	230
Turbiditet (NTU)	0,124	
pH	6,654	
Temperatur (°C)	20,4	
Fargetall (mg/l Pt)	60	

Tabell A-2: Vannkvalitetsparametere med to paralleller av TDS for HAOP-behandlet råvann laget fra humusekstrakt før filtrering.

Vannkvalitetsparameter	1	2
TDS (mg/l)	217	219
Turbiditet (NTU)	0,098	
pH	6,737	
Temperatur (°C)	20,6	
Fargetall (mg/l Pt)	4	

Tabell A-3: Vannkvalitetsparametere med to paralleller av TDS for ubehandlet råvann fra Bjertnessjøen før filtrering.

Vannkvalitetsparameter	1	2
TDS (mg/l)	15	15
Turbiditet (NTU)	0,450	
pH	6,479	
Temperatur (°C)	21,2	
Fargetall (mg/l Pt)	60	

Tabell A-4: Vannkvalitetsparametere med to paralleller av TDS for HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen før filtrering.

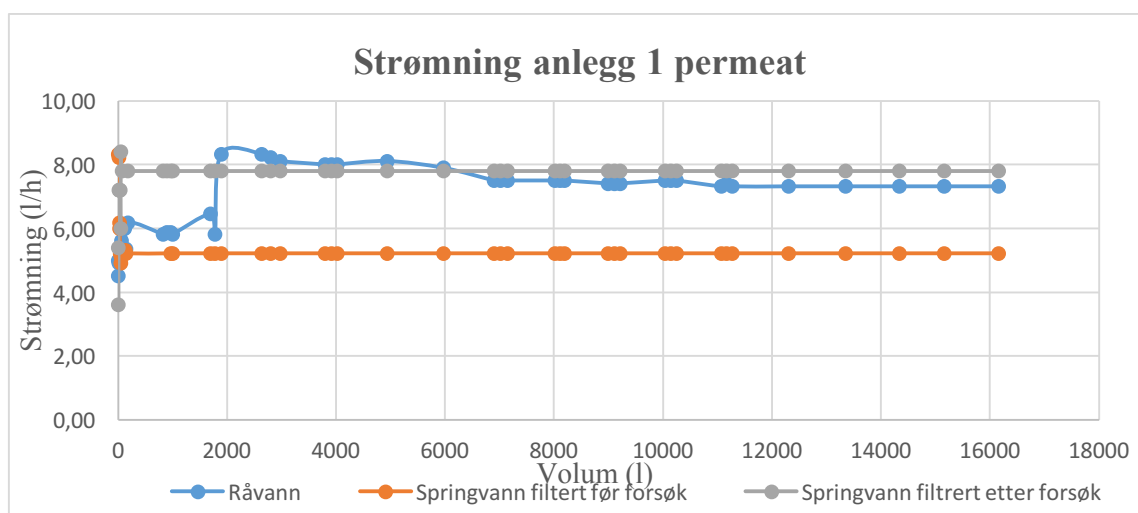
Vannkvalitetsparameter	1	2
TDS (mg/l)	36	36
Turbiditet (NTU)	0,215	
pH	7,005	
Temperatur (°C)	21,5	
Fargetall (mg/l Pt)	8	

Vedlegg B

Vedlegg B viser grafer for filtrering av råvann laget av humusekstrakt. Både forsøk med filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat og forsøk med resirkulering av konsentrat er vedlagt. Grafene fremstiller strømning og vannkvalitetsparametere som en funksjon av volum. Grafene er forklart og kommentert. Hvis ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann er fremstilt i samme graf er HAOP-behandlet råvann markert med stiplet linje.

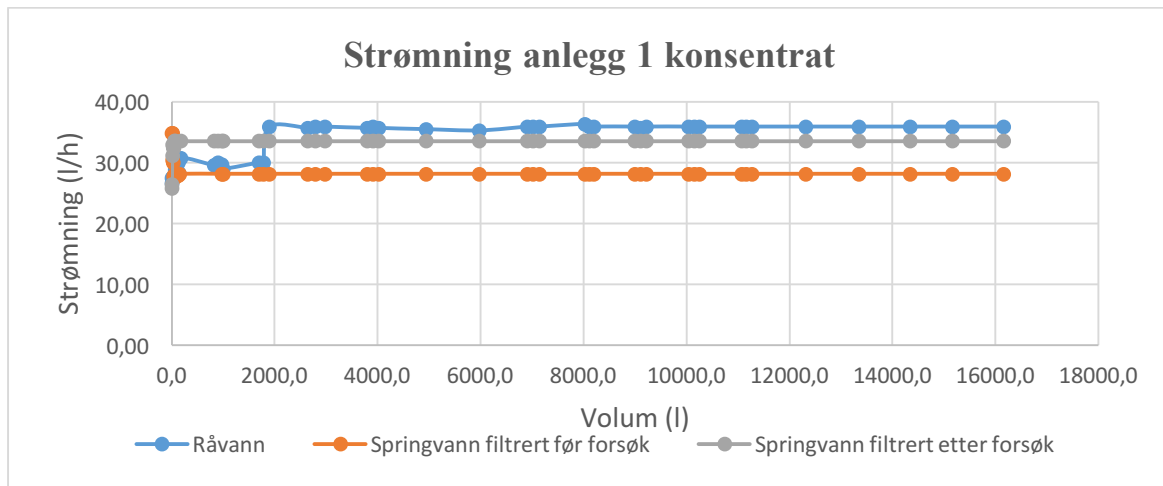
Filtrering av råvann fremstilt av humusekstrakt med resirkulering av konsentrat og permeat.

Figur B-1 og Figur B-2 viser strømmingen av permeat og konsentrat for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Strømningen for ubehandlet råvann økte fra 4,5 l/h til 8,33 l/h før det oppnådde stabilitet rundt 7,4 l/h. Springvann filtrert før forsøket er lavere enn springvann filtrert etter forsøket. Fra grafene vises det klart en korrelasjon med trykk.



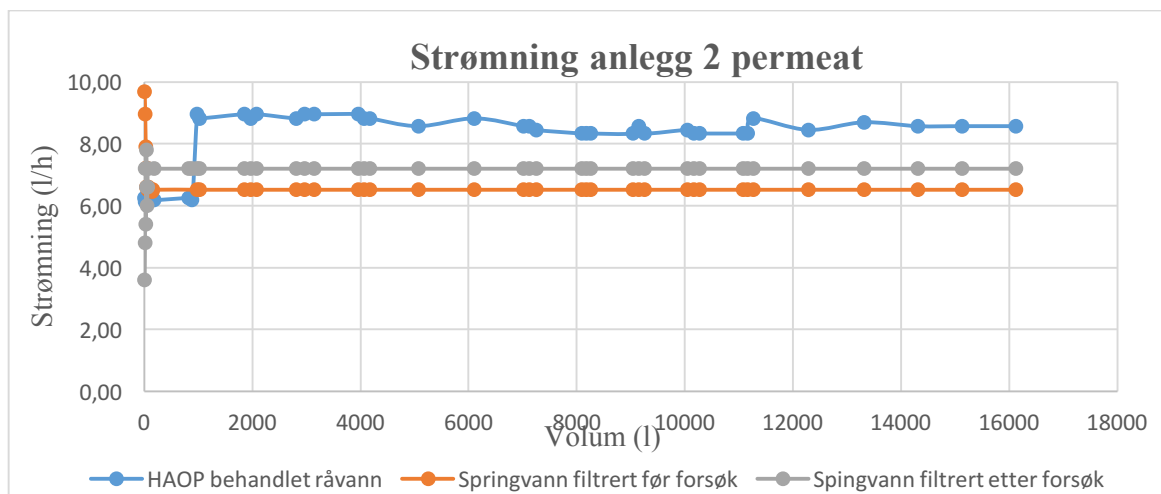
Figur B-1: Strømning av permeat som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-2 viser klart høyere strømningsverdier av konsentrat enn permeat. Konsentratets strømning ligger rett under 35 l/h. Både springvann og råvann har et varierende periode før stabilitet oppnås. Også her er springvann filtrert etter forsøk klart høyere enn springvann filtrert før forsøk.

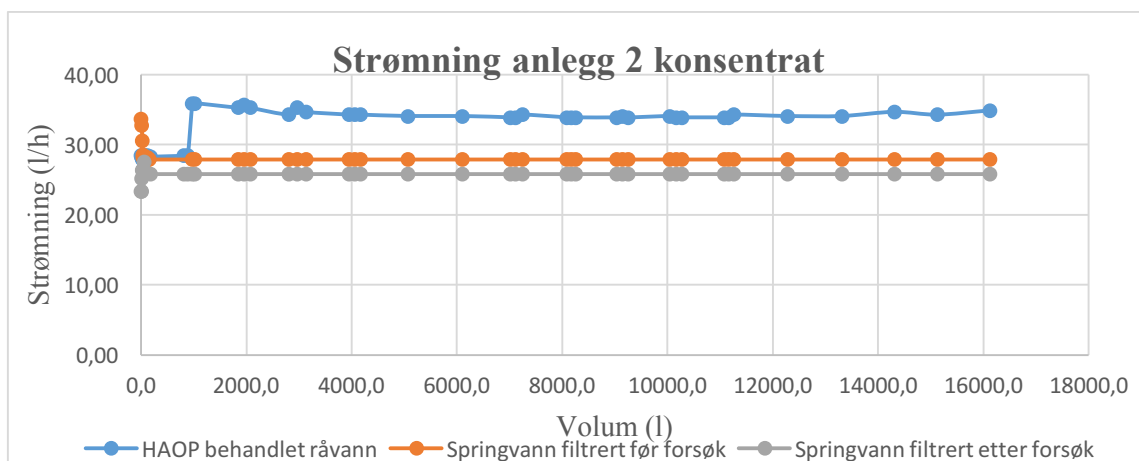


Figur B-2: Strømning av konsentrat som en funksjon for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-3 og Figur B-4 viser strømmingen av konsentrat og permeat for springvann og HAOP-behandlet vann kjørt ved anlegg 2. Permeatet stabiliserer seg rundt 8,5 l/h, mens konsentrat ligger rundt 37 l/h. Dette er litt høyere verdier enn ved anlegg 1. Her har strømmingen av springvann filtrert etter forsøk høyere verdier enn springvannet filtrert før forsøk for permeat, mens for konsentrat er springvann filtrert etter forsøk lavere enn springvann filtrert før forsøk.

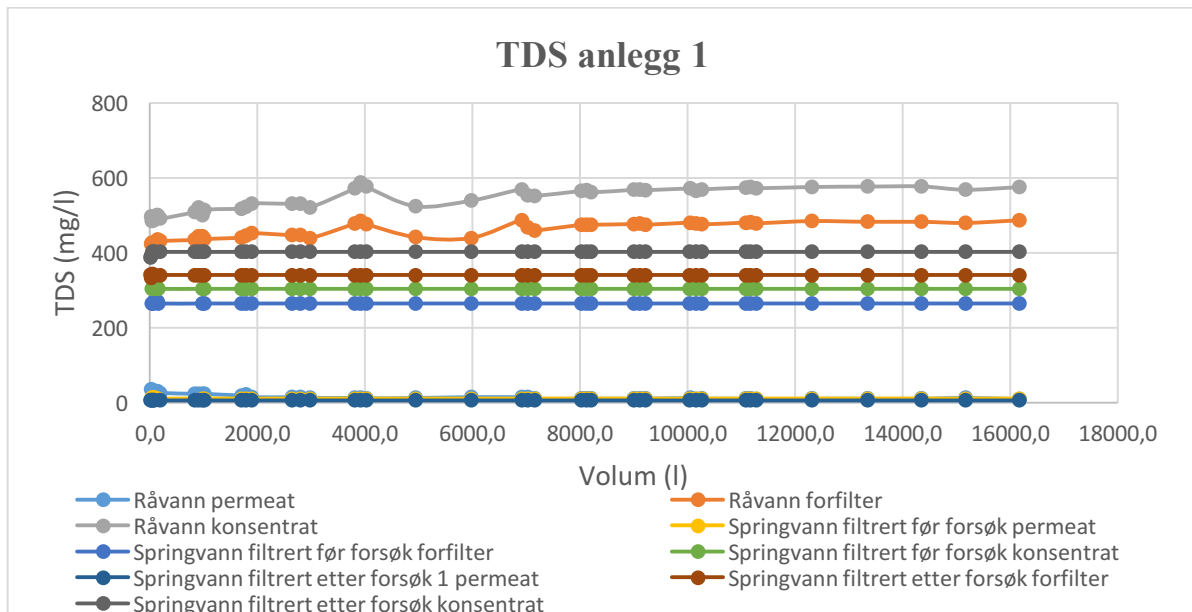


Figur B-3: Strømning av permeat som en funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.



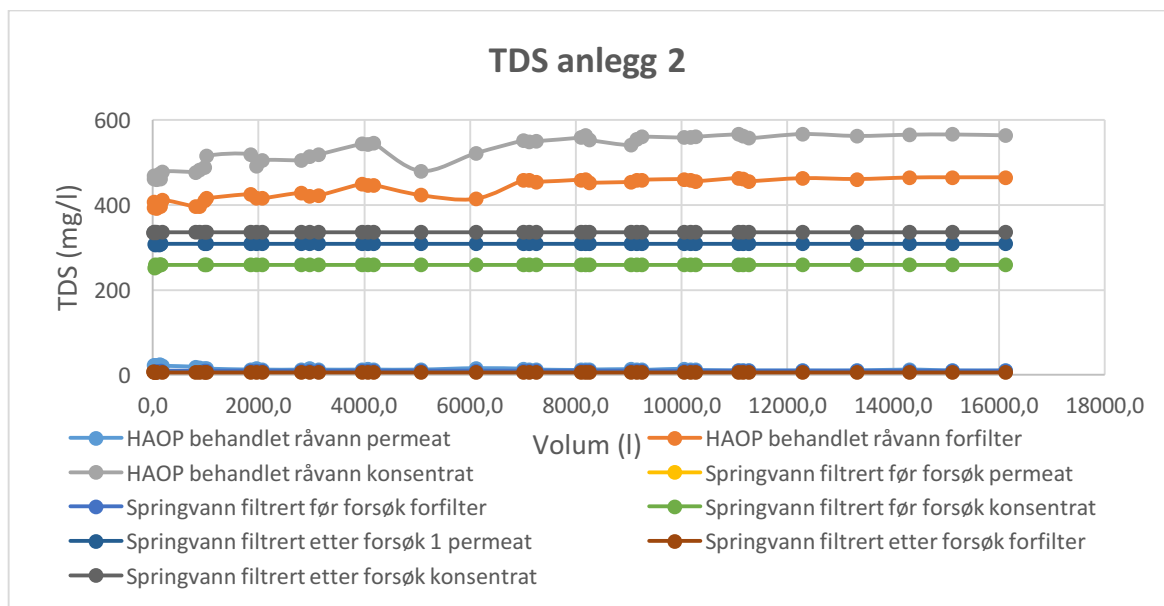
Figur B-4: Strømning av konsentrat som en funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-5 fremstiller TDS for ubehandlet råvann og springvann filtrert ved anlegg 1. Figuren viser at TDS er lavest for permeat og høyest for målinger gjort ved konsentrat. TDS var relativt stabil under filtreringen med noe variasjon ved start.



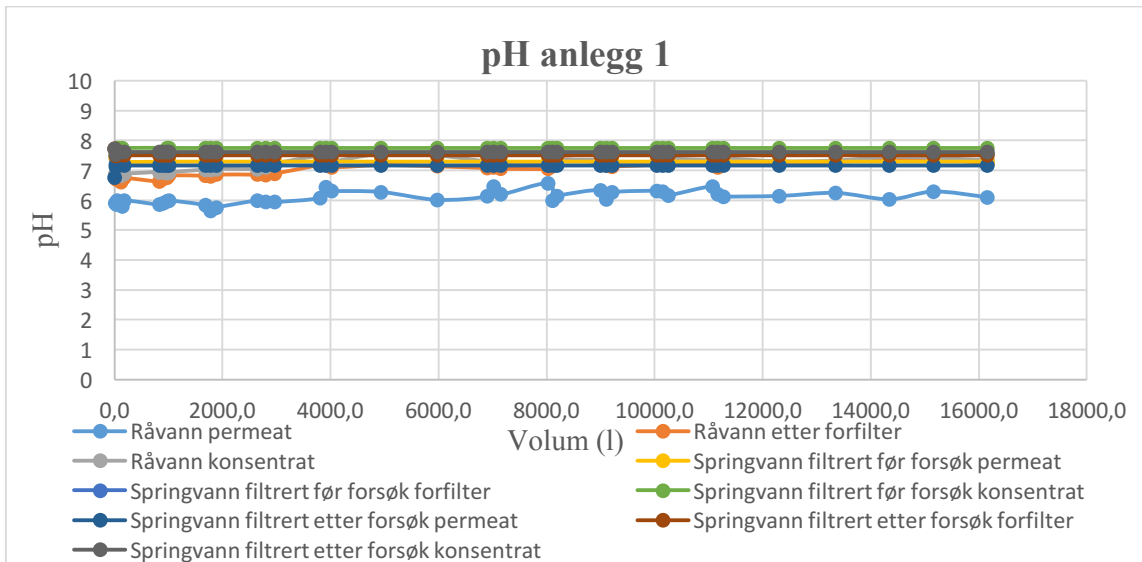
Figur B-5: TDS som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann springvann under filtrering.

Figur B-6 fremstiller TDS for HAOP-behandlet råvann og springvann før og etter forsøket. Figuren viser relativt en relativt stabile periode for målinger tatt av permeat for HAOP-behandlet råvann. TDS målinger gjort ved konsentrat og etter forfilter av HAOP-behandlet vann viser noe variasjon før oppnådd stabilitet. Sammenligning viser at HAOP-behandlet råvann har noe lavere TDS enn filtrert ubehandlet råvann.

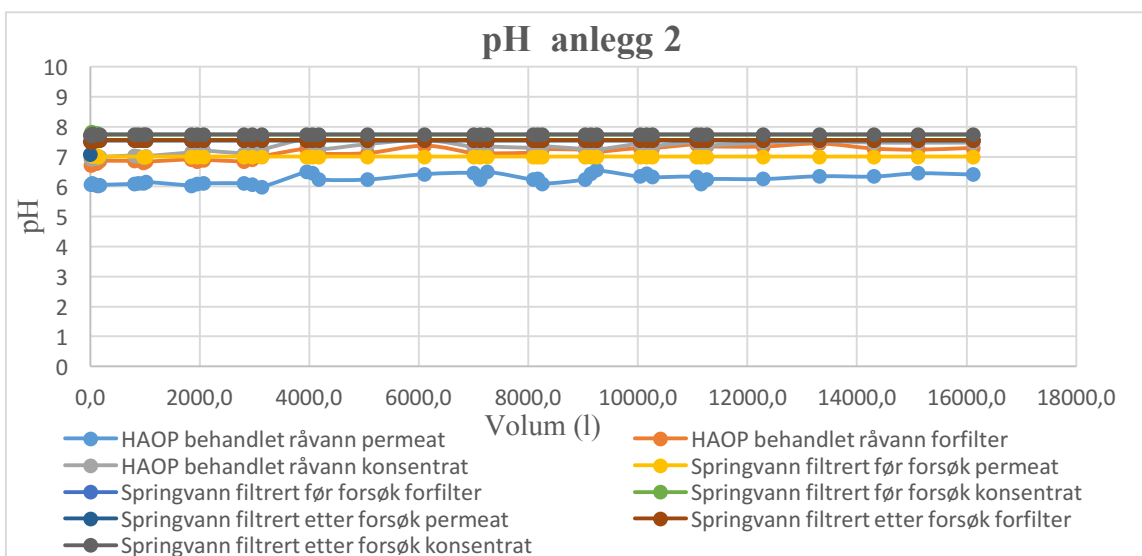


Figur B-6: TDS som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering..

Figur B-7 og Figur B-8 viser pH som en funksjon av volum. pH er målt ved utløp av konsentrat og permeat samt etter forfilter. Grafene viser noe variasjon i pH for både råvann og HAOP-behandlet råvann. Permeat har lavest pH rundt 6, mens konsentrat og prøver tatt etter forfilter har høyere pH. Dette er representativt for både råvann og HAOP behandlet råvann. Begge grafene viser at pH ligger relativt tett og mellom pH 5,5-8,0 for alle målinger gjort. Både springvann målt før og etter forsøk ved begge anlegg ligger svært tett og varierer lite.

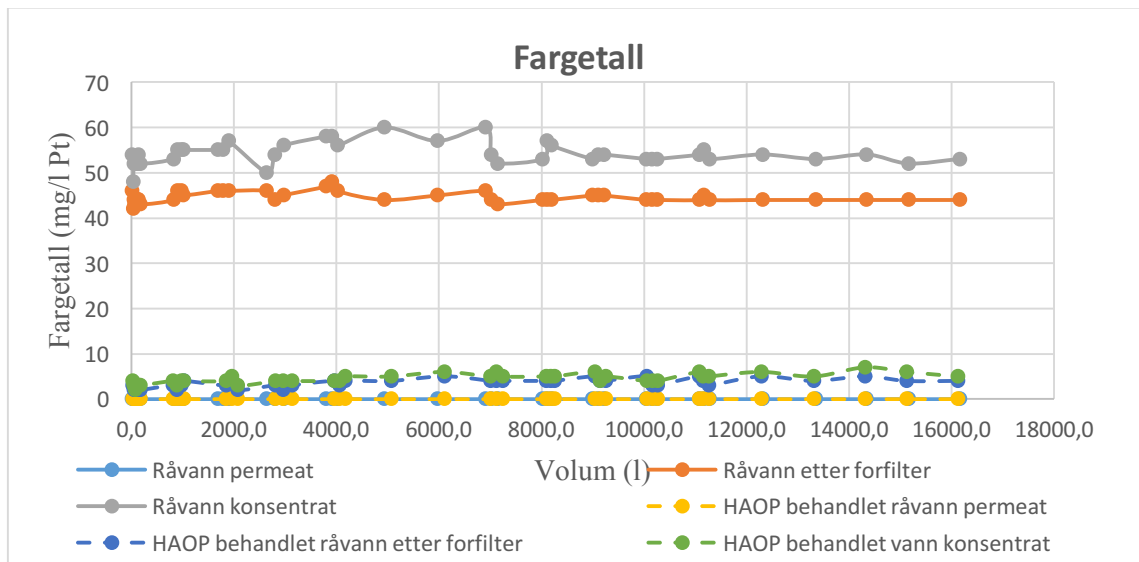


Figur B-7: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.



Figur B-8: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat av HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-9 viser fargetall målt ved prøver tatt av permeat, etter forfilter og ved konsentrat for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann i samme graf. Permeatets fargetall er lavest, mens konsentratet er høyere. Grafen viser stor forskjell mellom ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann ved målinger tatt etter forfilter og ved konsentrat. Fargetall for HAOP-behandlet råvann er under 10 mg/l Pt for prøver tatt ved permeat, etter forfilter og ved konsentrat. For ubehandlet råvann er fargetall for konsentrat så høyt som 50-60 mg/l, mens prøver tatt etter forfilter ligger rundt 40-45 mg/l Pt.

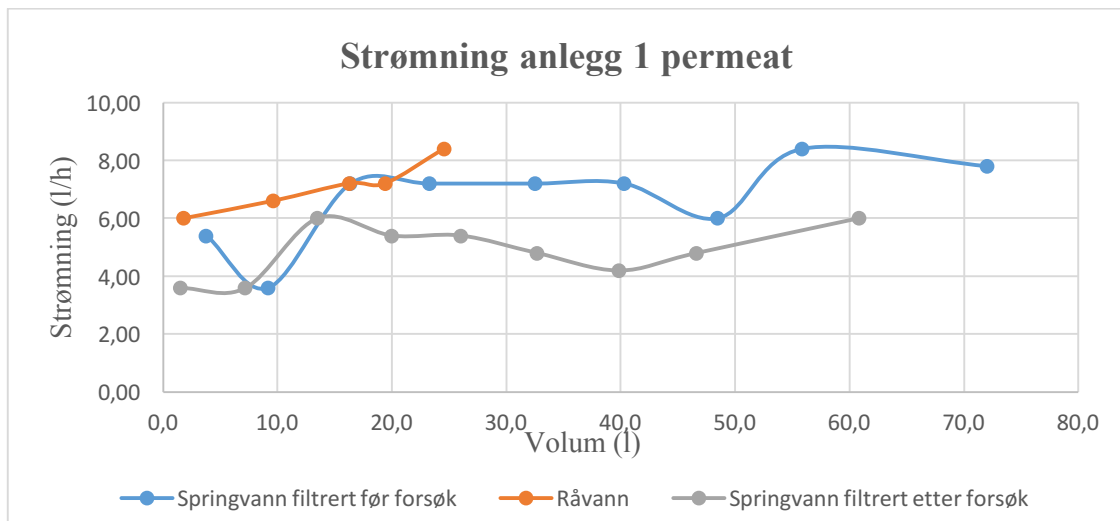


Figur B-9: Fargetall som funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet vann under filtrering.

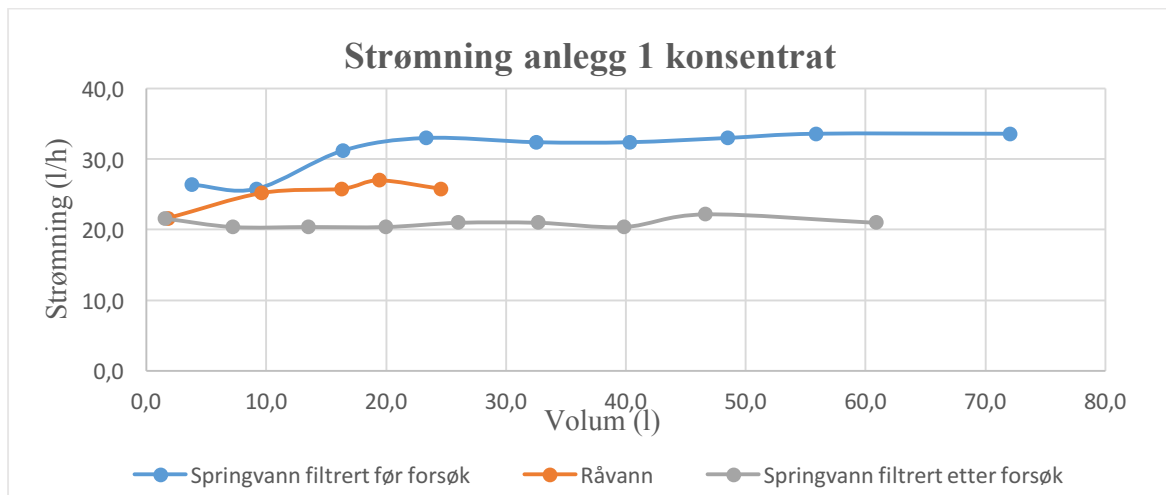
Filtrering av råvann med resirkulering av konsentrat

Figurene viser strømning og pH ved filtrering av resirkulering. Springvann filtrert før og etter forsøk er representert i samme graf. Siden filtreringen av ubehandlet og HAOP-behandlet råvann pågikk over såpass kort tid er disse kurvene kortere enn kurvene for springvann filtrert før og etter forsøk.

Figur B-10 og Figur B-11 viser strømning av permeat og konsentrat for ubehandlet råvann. Strømning av permeat ligger mellom 6-10 l/h, mens konsentratet ligger rundt 25 l/h og er mer stabil. Springvann filtrert etter forsøket har lavere strømning enn springvann filtrert før forsøket ved både konsentrat og permeat.

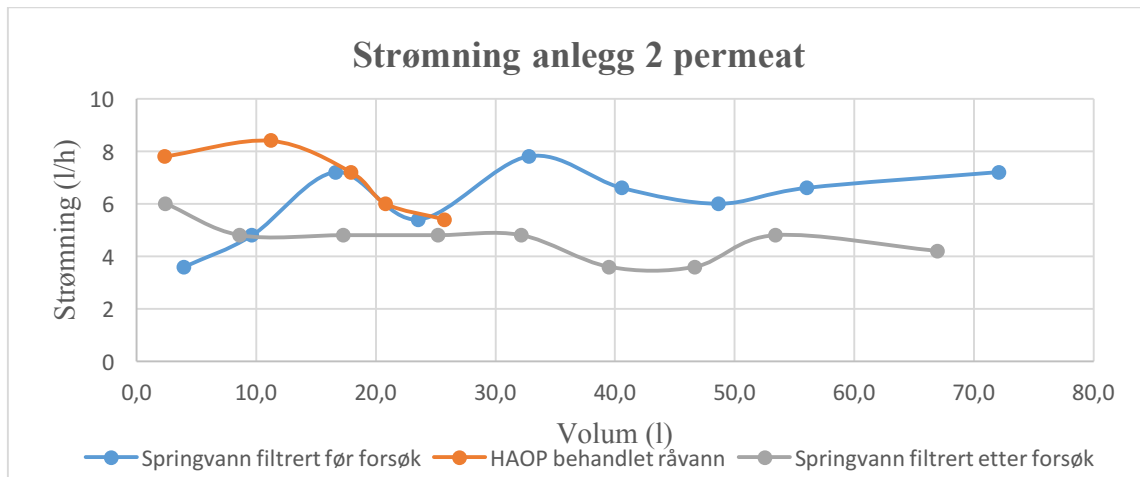


Figur B-10: Strømning som funksjon av volum for permeat av ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

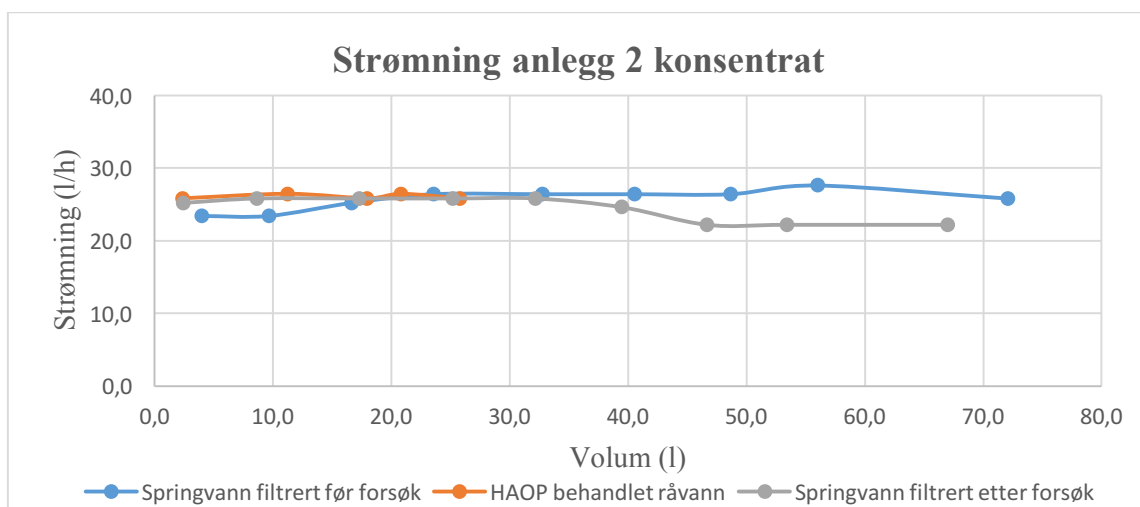


Figur B-11: Strømning som en funksjon av volum for konsentrat av ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-12 og Figur B-13 viser strømning av permeat og konsentrat for HAOP-behandlet råvann under filtrering. Strømning av permeat ligger rundt 4,0-6,0 l/h og strømningen reduseres litt ved slutten av filtreringen. Konsentratet har en strømning rundt 25 l/h. Som ved ubehandlet råvann har springvann filtrert etter forsøk lavere strømning enn springvannet filtrert før forsøket for både permeat og konsentrat.

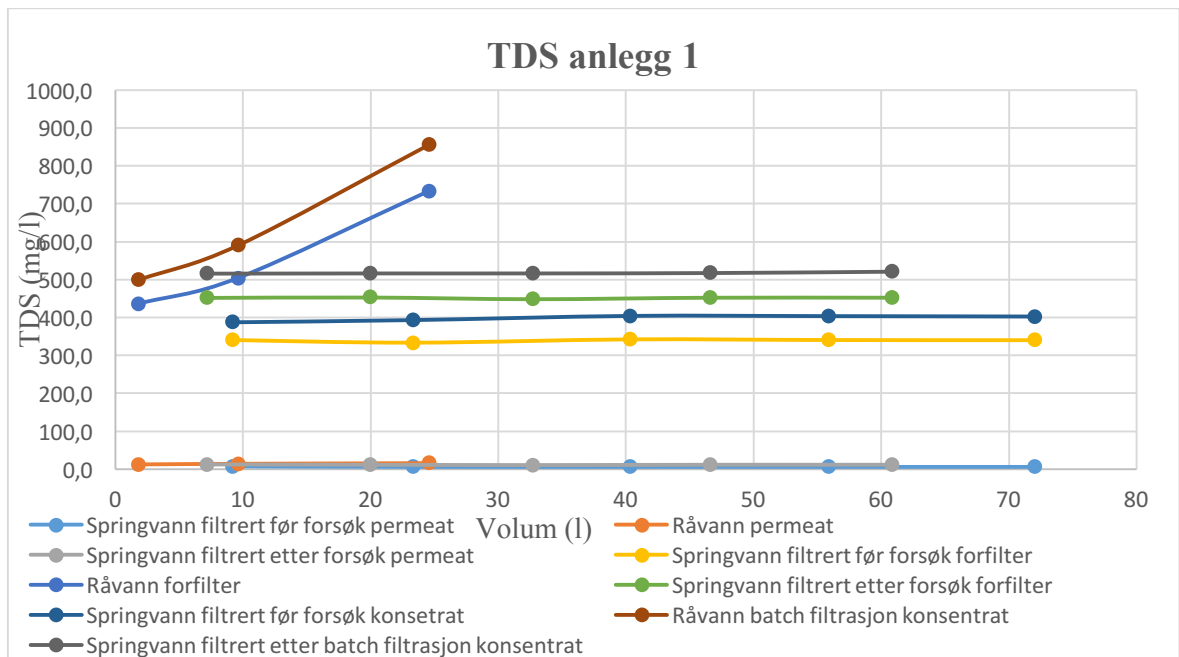


Figur B-12: Strømning som funksjon av volum for permeat av HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

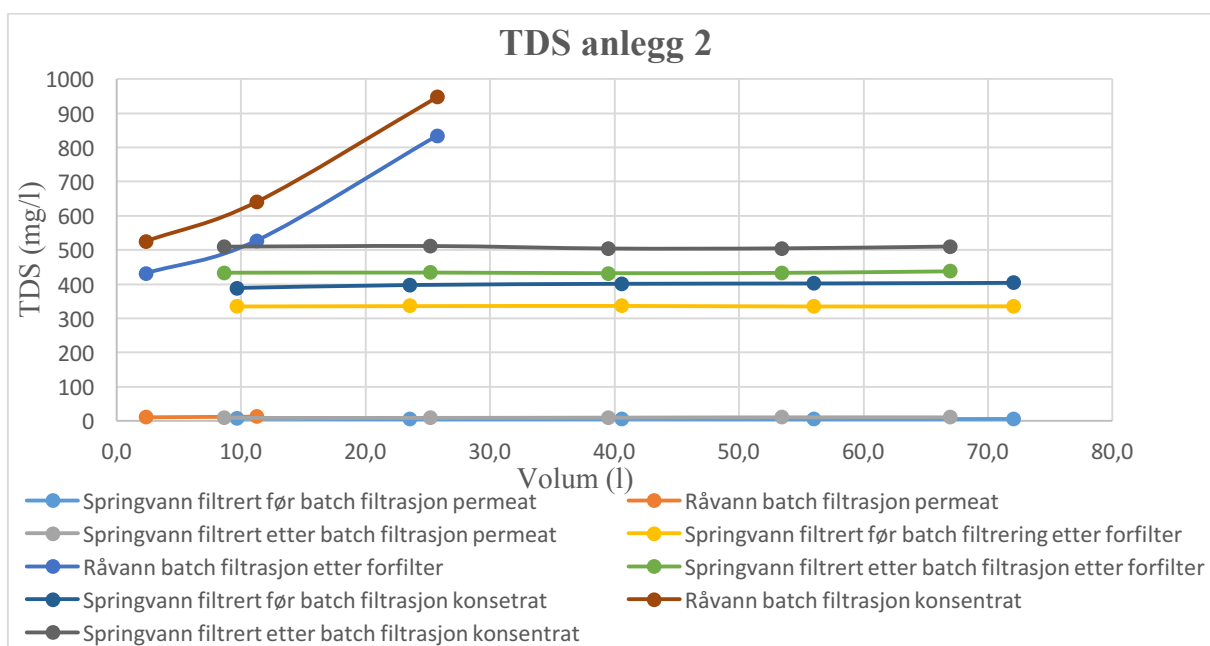


Figur B-13: Strømning som funksjon av volum for konsentrat av HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-14 og Figur B-15 viser TDS som en funksjon av volum for prøver av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Permeat av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet vann har kun to verdier da det ikke var nok råvann igjen til å samle inn en siste prøve av permeat. Figurene viser høye TDS-verdier for konsentrat og prøver tatt etter forfilter, mens permeat har lavere verdier. Permeat ligger under 10 mg/l for både ubehandlet og HAOP-behandlet råvann, men konsentrat og prøver tatt etter forfilter ligger opp mot 900 mg/l mot filtreringsslutt. Både TDS for konsentrat og prøver tatt etter forfilter øker gjennom filtreringen ved både behandlet og ubehandlet råvann, men er noe høyere ved HAOP-behandlet råvann. For springvann var grafene stabile både før og etter forsøk og springvann filtrert etter forsøket hadde høyere verdier enn springvann filtrert før forsøket.

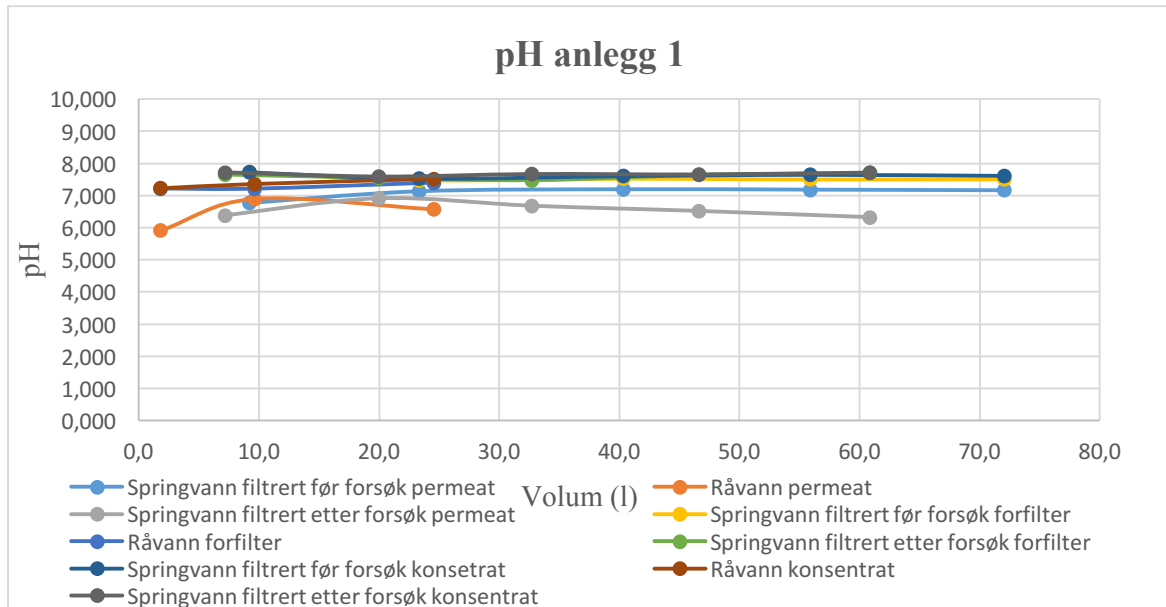


Figur B-14: TDS som funksjon av volum for prøver tatt ved permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

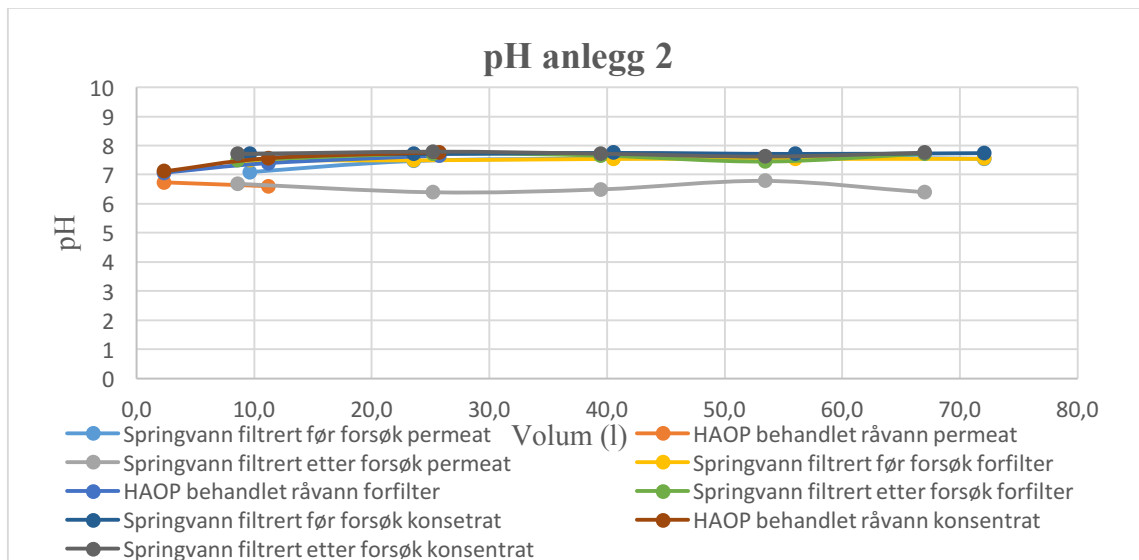


Figur B-15: TDS som en funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur B-16 og Figur B-17 viser pH for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann ved prøver tatt ved permeat, etter forfilter og ved konsentrat. Permeat har lavest verdier av pH, mens konsentrat har de høyeste verdiene. Prøver tatt etter forfilter har noe lavere verdier enn prøver tatt etter forfilter. På generell basis er pH av HAOP-behandlet råvann høyere enn ubehandlet råvann.



Figur B-16: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.



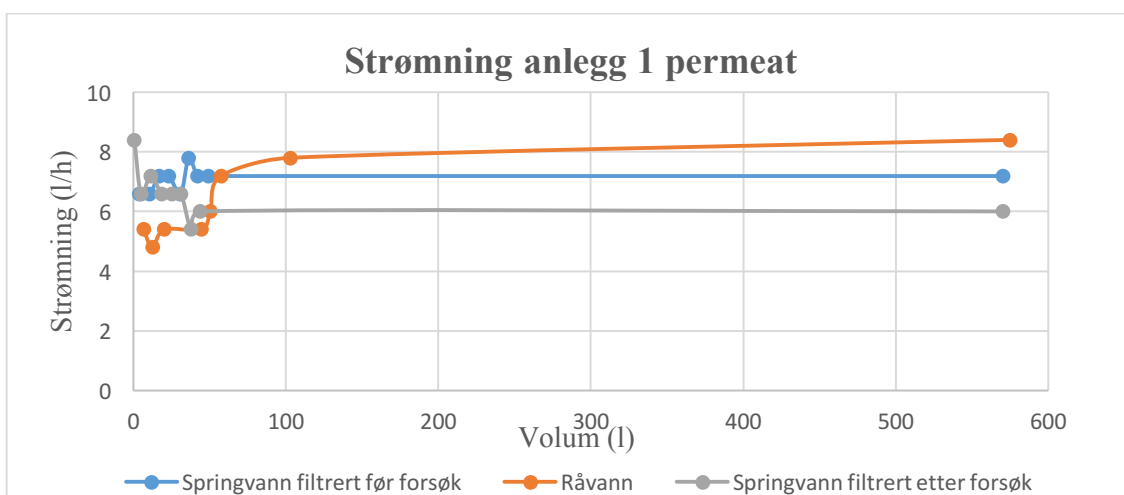
Figur B-17: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Vedlegg C

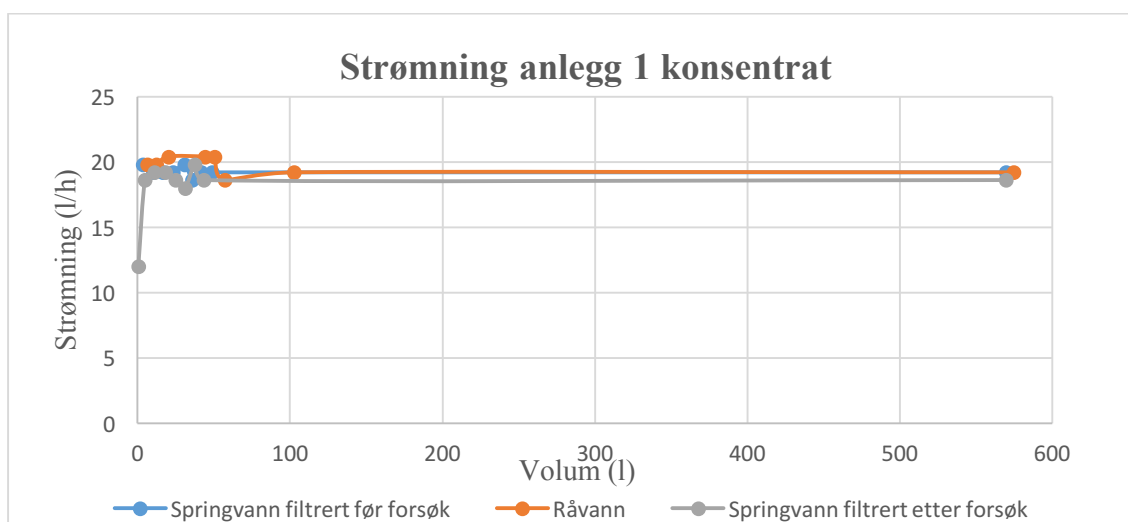
Figurene i vedlegg C viser grafer for strømning og vannkvalitetsparametere ved filtrering av råvann fra Bjertnessjøen. Både filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat og filtrering med resirkulering av konsentrat er representert i vedlegget C. Figurene er kommentert. Hvis ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann er fremstilt i samme graf er HAOP-behandlet råvann markert med stiplet linje.

Forsøk med råvann fra Bjertnessjøen filtrert med resirkulering av konsentrat og permeat.

Figur C-1 og Figur C-2 viser strømning av hhv. permeat og konsentrat for ubehandlet råvann. Både strømningen av permeat og konsentrat varierer en god del før 100 l filtrert råvann. Etter 100 l filtrert råvann går strømningene inn i en stabil periode. Strømning av permeat ligger rundt 8 l/h, mens strømningen av konsentrat ligger rundt 20 l/h. Springvann filtrert før forsøk er høyere enn springvann filtrert etter forsøk for både permeat og konsentrat, det er dog svært lite forskjell ved konsentrat.

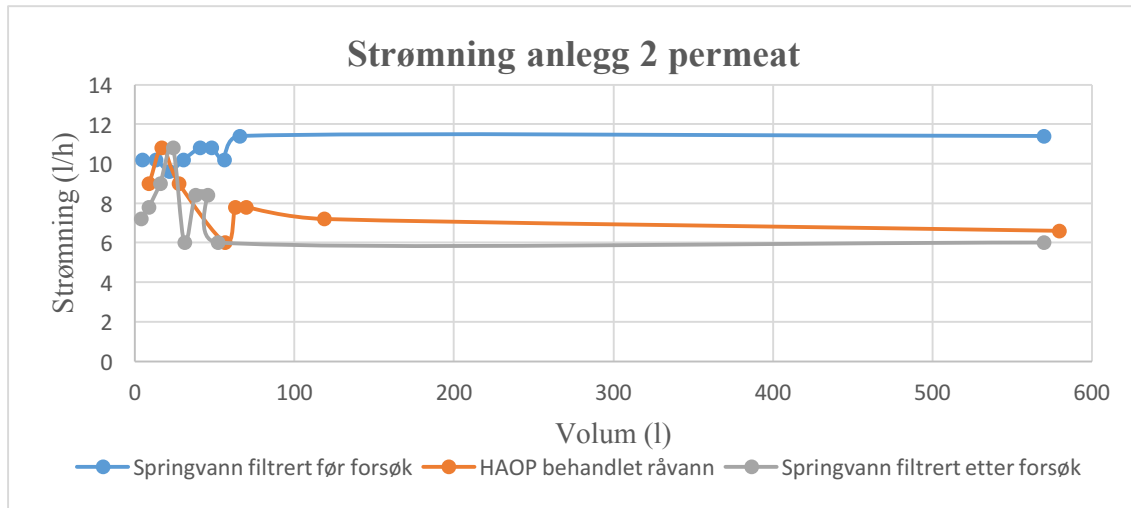


Figur C-1: Strømning av permeat som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering. .

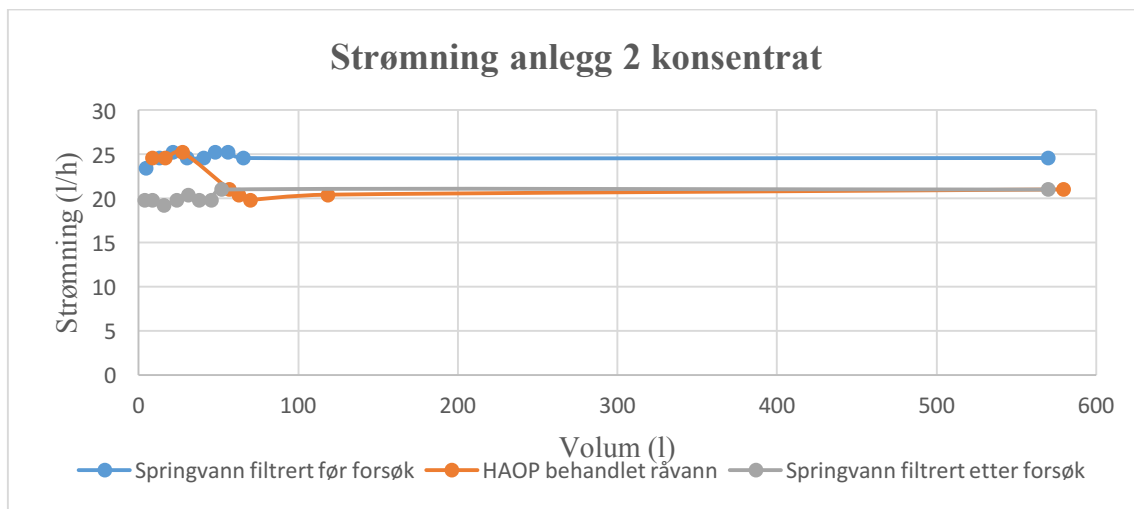


Figur C-2: Strømning av konsentrat som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur C-1 og Figur C-2 viser strømning av hhv. permeat og konsentrat for HAOP-behandlet råvann. Både strømningen av permeat og konsentrat varierer en god del før 100 l filtrert råvann. Etter 100 l filtrert råvann går strømningene inn i en stabil periode. Strømning av permeat ligger rundt 7 l/h, mens strømningen av konsentrat ligger rundt 20 l/h. Springvann filtrert før forsøk er høyere enn springvann filtrert etter forsøk for både permeat og konsentrat.

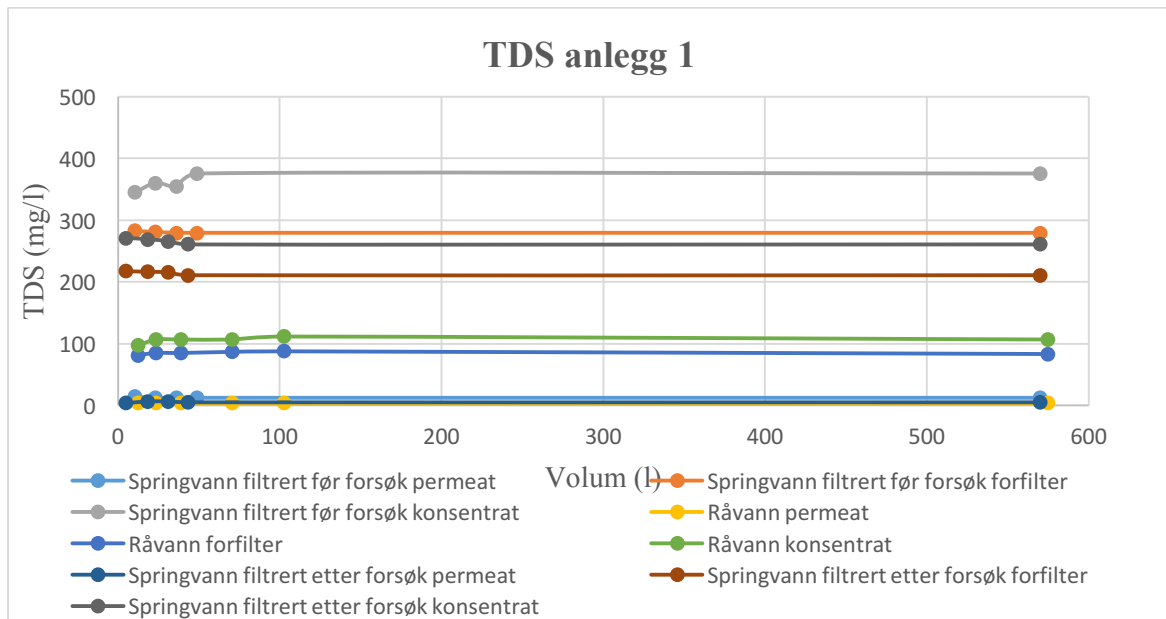


Figur C-3: Strømning av permeat som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

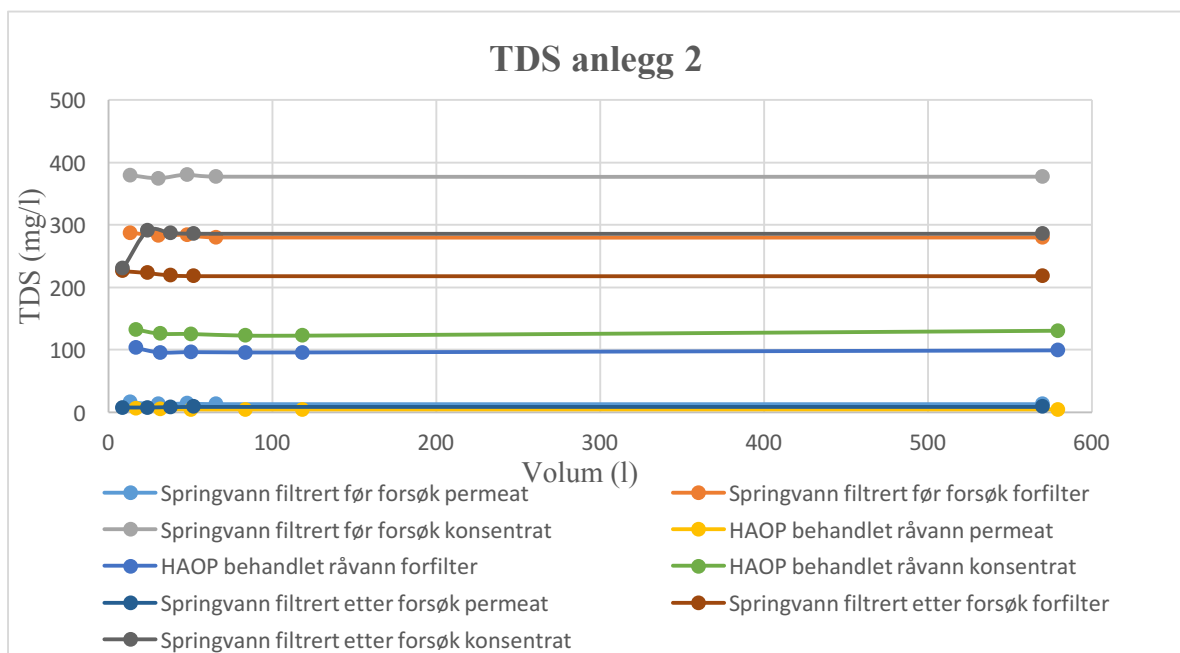


Figur C-4: Strømning av konsentrat som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur C-5 og Figur C-6 viser TDS som en funksjon av volum for hhv ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Grafene viser målinger tatt ved permeat, etter forfilter og ved konsentrat. TDS for ubehandlet råvann ligger rundt 100 mg/l, mens TDS for prøver tatt etter forfilter har litt lavere verdier rett under 100 mg/l. TDS for HAOP-behandlet råvann har noe høyere verdier enn ubehandlet råvann, med konsentrat verdier rett over 100 mg/l og verdier av prøver tatt etter forfilter rundt 100 mg/l. Permeat har en lav TDS under 10 mg/l for både ubehandlet og HAOP behandlet råvann. Springvann filtrert før forsøk har høyere TDS enn springvann filtrert etter forsøk ved begge anlegg.

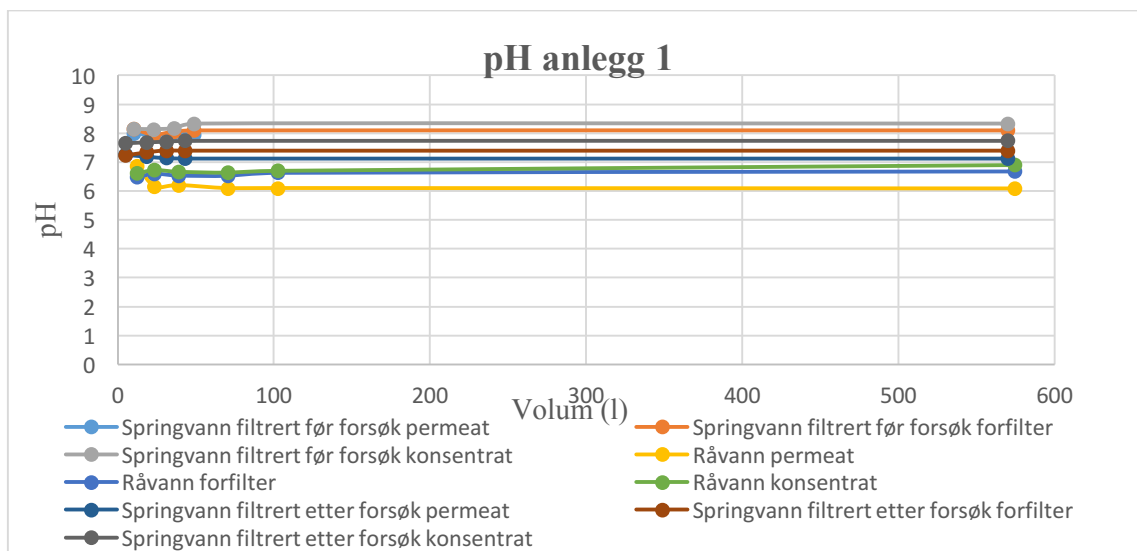


Figur C-5: TDS som en funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

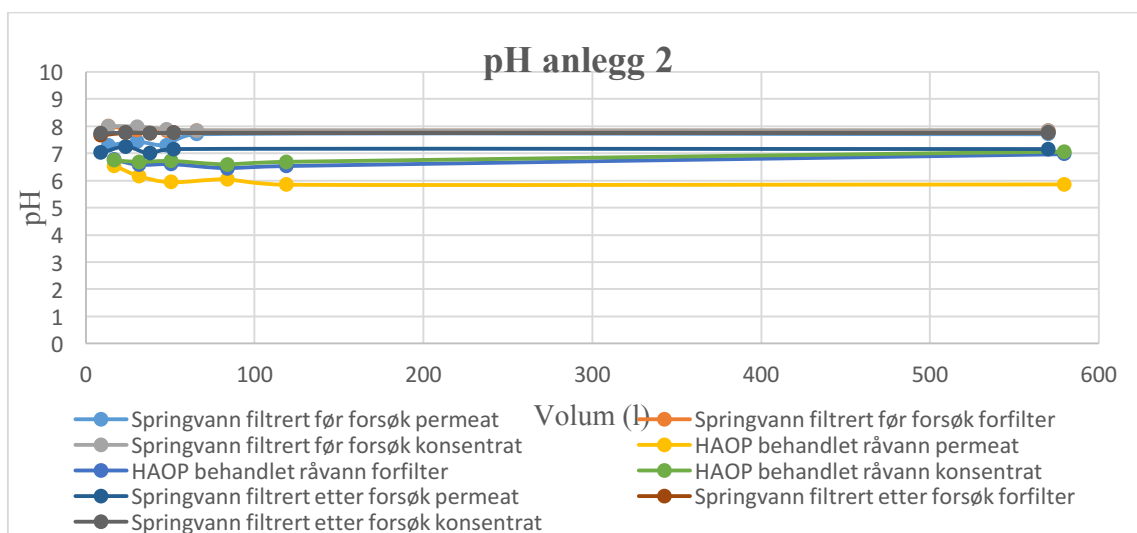


Figur C-6: TDS som en funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur C-7 og Figur C-8 viser pH som en funksjon av volum for hhv ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. pH-verdiene ligger i et intervall mellom pH 6,0-9,0. Permeat har lavest pH ved både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann, mens konsentrat har høyere pH-verdier. pH er stabil uten vesentlige endringer.

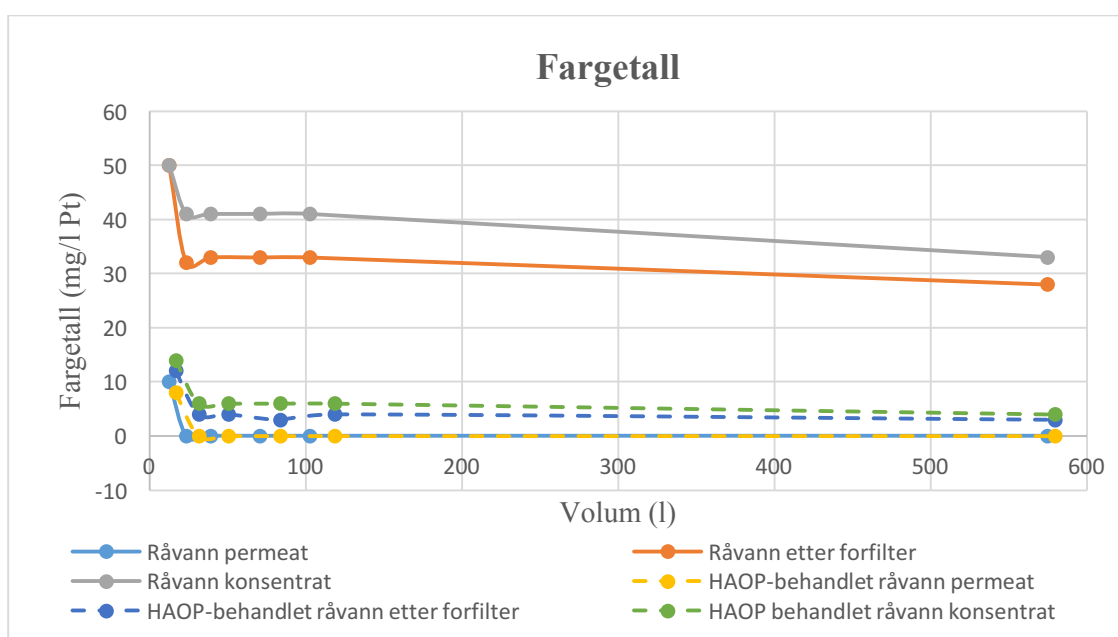


Figur C-7: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.



Figur C-8: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

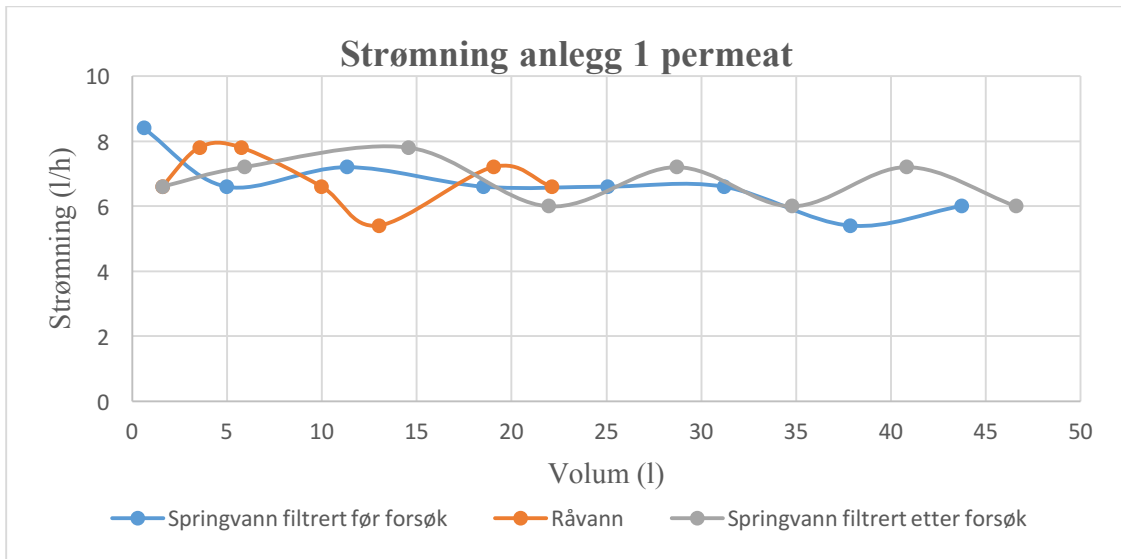
Figur C-9 viser fargetall av prøver tatt under filtrering for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann representert i samme graf. Fargetallet synker mest i starten før 100 l filtrert ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Deretter er den en svak reduksjon ved konsentrat og prøver tatt etter forfilter. Permeat holder seg stabilt på 0 mg/l Pt ved både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. HAOP-behandlet råvann har lavere fargetall enn ubehandlet råvann. Fargetall ved konsentrat og ved prøver etter forfilter ligger mellom 30-40 mg/l Pt for ubehandlet råvann. HAOP-behandlet råvann har fargetall under 10 mg/l Pt ved både konsentrat og prøver tatt etter forfilter.



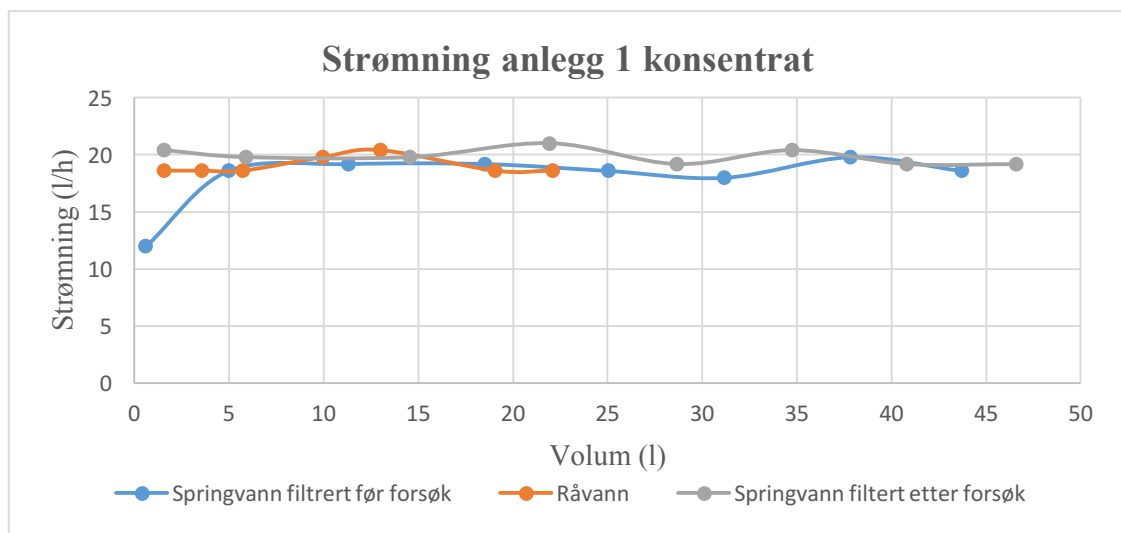
Figur C-9: Fargetall som funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet vann under filtrering.

Filtrering med resirkulering av konsentrat

Figur C-10 og Figur C-11 viser strømning av permeat og konsentrat for ubehandlet råvann fra Bjertnessjøen. Figuren viser en del variasjon av strømning. Permeat ligger mellom 5,4-8,0 l/h. Konsentrat har mer stabile verdier rundt 20 l/h. Springvann filtrert etter forsøk har større strømning enn springvann filtrert før forsøk ved både konsentrat og permeat, det er dog svært like verdier ved konsentrat.

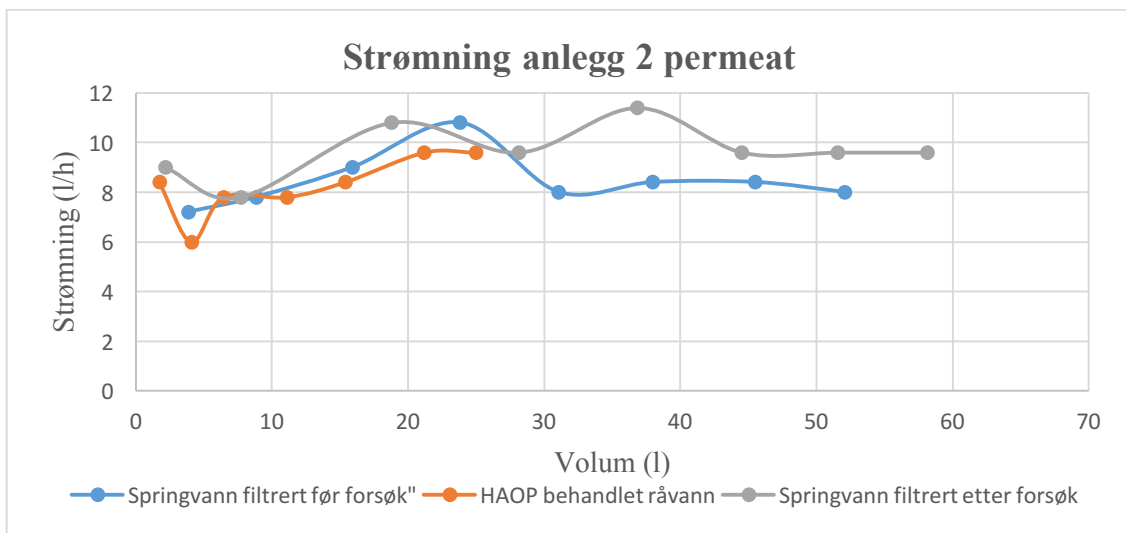


Figur C-10: Strømning av permeat som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

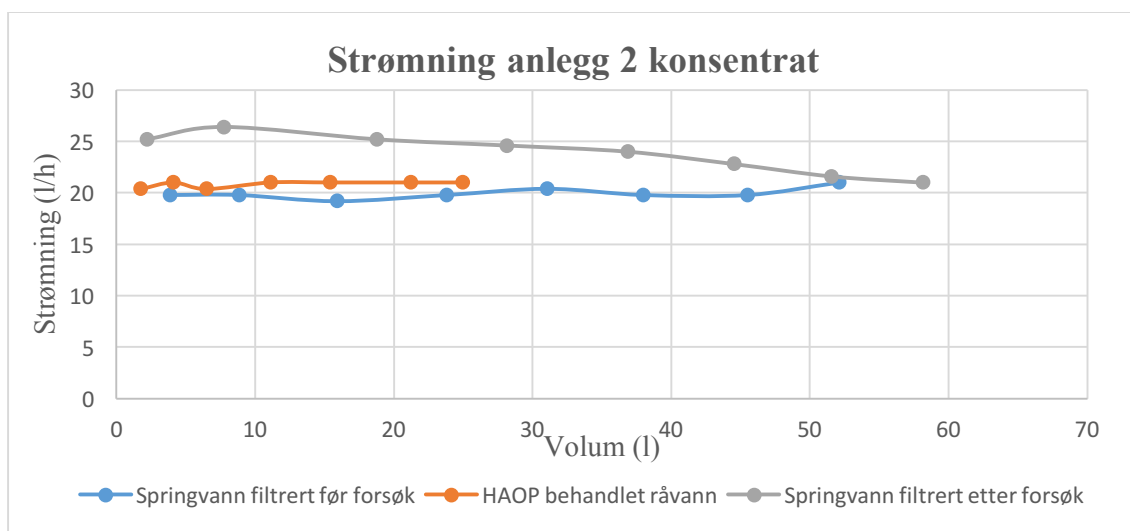


Figur C-11: Strømning av konsentrat som funksjon av volum for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur C-12 og Figur C-13 viser strømning av permeat og konsentrat for HAOP-behandlet råvann. Strømningen av permeat øker noe gjennom filtreringen, men holder seg mellom 6-10 l/h. Strømningen av konsentrat har mer stabile verdier og ligger rett over 20 l/h. Ved både permeat og konsentrat har springvann filtrert etter forsøk høyere verdier enn springvann filtrert før forsøk.

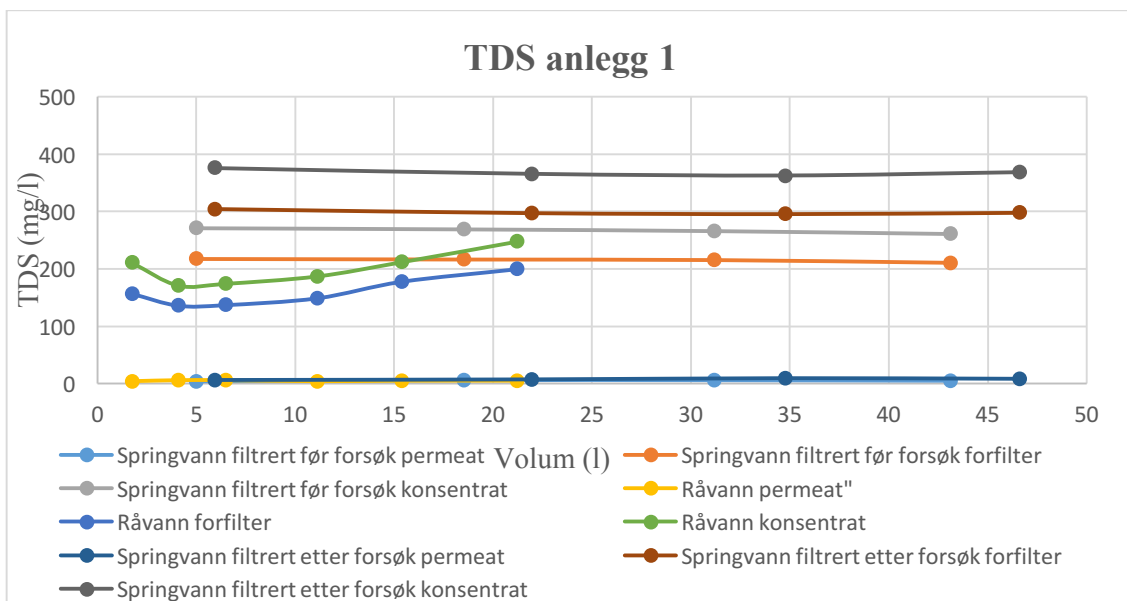


Figur C-12: Strømning av permeat som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

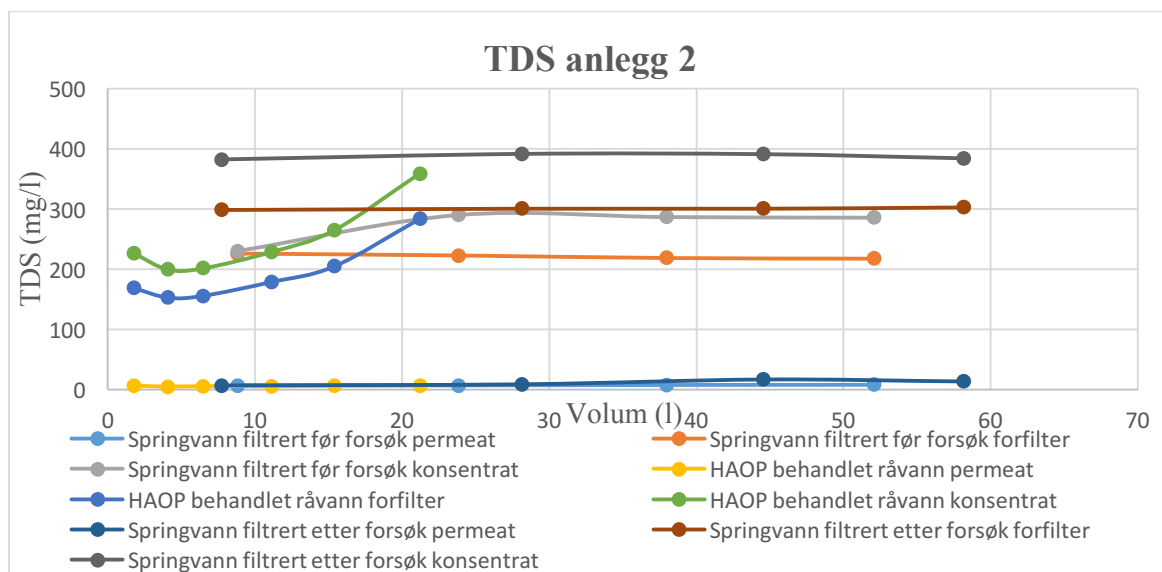


Figur C-13: Strømning av konsentrat som funksjon av volum for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Figur C-14 og Figur C-15 viser TDS for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. TDS-verdiene øker noe gjennom filtreringen av både ubehandlet og HAOP-behandlet råvann. Konsentratet av råvann har høyest TDS, og permeatet lavest med verdier under 10 mg/l. TDS av prøver tatt etter forfilter har verdier som ligger rett under konsentratet. HAOP-behandlet råvann har høyere TDS enn ubehandlet råvann ved prøver tatt ved konsentrat og etter forfilter. TDS er rundt 100 mg/l høyere ved både konsentrat og prøver tatt etter forfilter. Det er store forskjeller mellom permeatet av behandlet og ubehandlet råvann. Springvann filtrert før forsøk har lavere verdier enn springvann filtrert etter forsøk for både ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann.

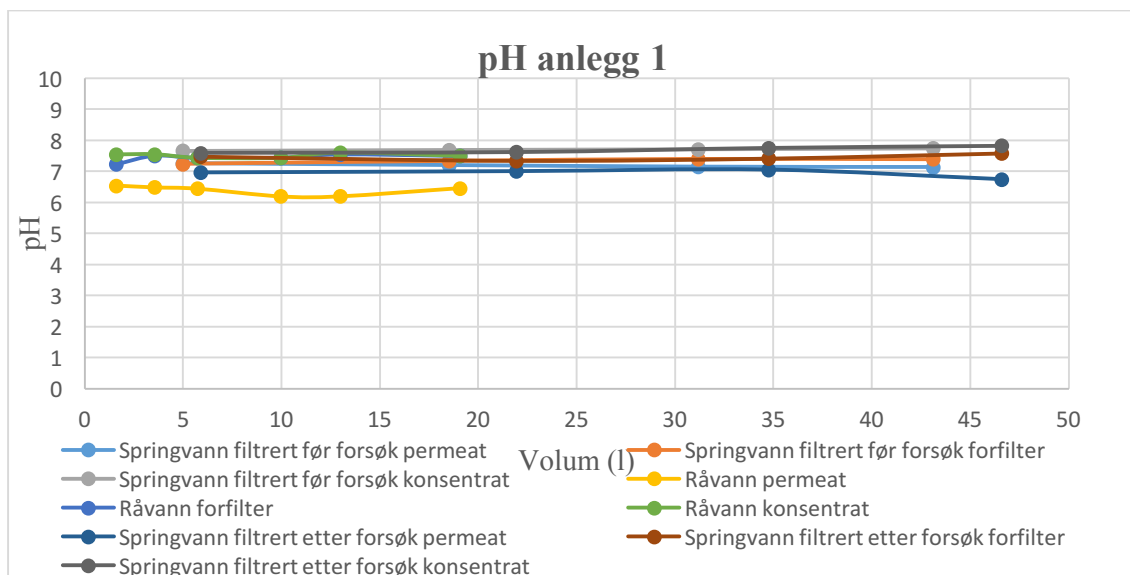


Figur C-14: TDS som en funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering..

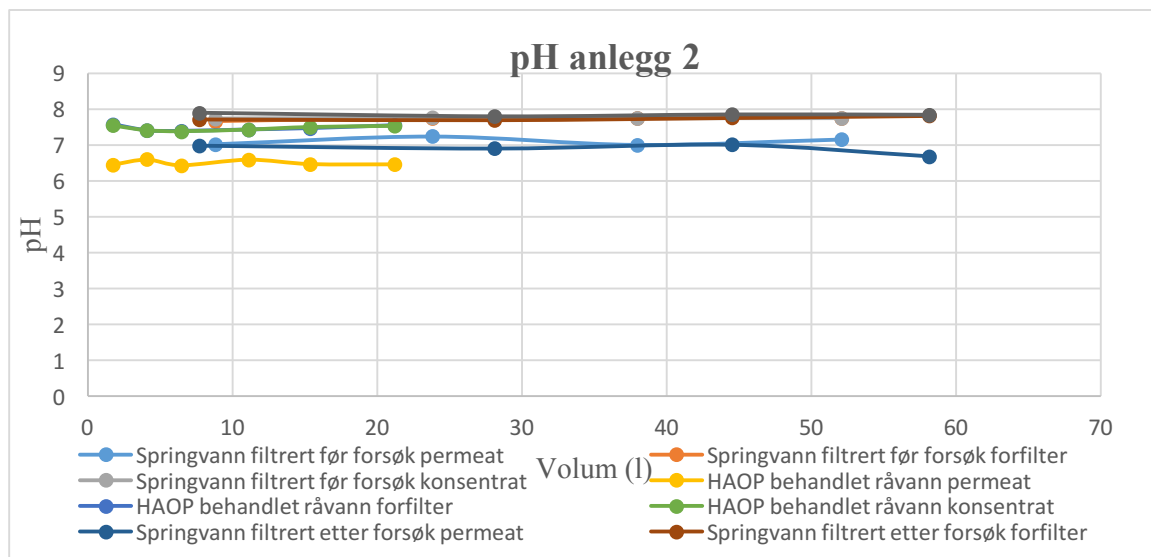


Figur C-15: TDS som en funksjon av volum for prøver tatt av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering..

Figur C-16 og Figur C-17 viser pH for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Permeat har lavest pH, mens konsentrat har høyest verdi av pH for ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann. Prøver tatt etter forfilter har pH-verdier noe lavere enn konsentratet. pH ligger stabilt gjennom filtreringen.



Figur C-16: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for ubehandlet råvann og springvann under filtrering.



Figur C-17: pH som en funksjon av volum for prøver av permeat, etter forfilter og konsentrat for HAOP-behandlet råvann og springvann under filtrering.

Vedlegg D

Vedlegg D fremstiller tabeller over zetapotensial og partikkelstørrelse analysert av Zetasizer 3000Hs brukt for å lage grafene i resultat. Tabellene inkluderer også KCps verdier. KCps verdiene og zetapotensialene oppgitt er et gjennomsnitt av tre målinger. Vedlegget inkluderer også tabell av analyse med Mastersizer 3000 samt resultater fra membrananalyser. HAOP råvann står for HAOP-behandlet råvann, mens råvann står for ubehandlet råvann

Filtrering av råvann laget av humusekstrakt

Tabell D-1: Zetapotensialet av humusekstrakt og HAOP 4 ved ulike pH.

Humusekstrakt			HAOP		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,214	-4,23	527,86	2,567	7,47	1558,7
4,465	-6,50	533,97	6,712	6,90	1002,83
6,609	-6,70	508,56	12,132	-24,7	457,30
12,161	-37,07	551,3			

Tabell D-2: Zetapotensial av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann før filtrering ved ulike pH.

Råvann			HAOP-behandlet råvann		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,849	-5,67	500,60	2,742	-5,07	467,23
6,781	-4,83	519,70	6,844	-8,63	519,18
11,987	-31,50	546,26	12,054	-9,57	441,20

Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat

Tabell D-3: Zetapotensial av permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann ved ulike pH tatt 4 dager etter filtreringsstart.

HAOP råvann 4 dag permeat			HAOP råvann 4 dag konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,884	-5,33	571,83	3,087	-6,33	554,63
5,991	-6,43	513,87	7,231	-8,97	645,00
11,942	-14,70	466,77	12,091	-9,73	498,80

Tabell D-4: Zetapotensial av permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann ved ulike pH tatt 12 dager etter filtreringsstart.

HAOP råvann 12 dag permeat			HAOP råvann 12 dag konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,098	-4,73	461,87	3,061	-7,06	485,07
5,997	-5,73	523,17	7,254	-9,36	523,84
11,997	-9,26	466,83	12,023	-5,83	520,43

Tabell D-5: Zetapotensial av permeat og konsentrat av ubehandlet råvann ved ulike pH tatt 4 dager etter filtreringsstart.

Råvann 4 permeat			Råvann 4 konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,944	-5,76	645,36	3,083	-9,13	880,10
6,082	-7,33	546,77	7,225	-5,43	493,80
12,021	-12,40	544,24	12,100	-15,60	835,93

Tabell D-6: Zetapotensial av permeat og konsentrat av ubehandlet råvann ved ulike pH tatt 12 dager etter filtreringsstart.

Råvann 12 permeat			Råvann 12 konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,026	-9,10	523,30	3,069	-11,70	768,40
6,122	-7,04	530,70	7,205	-5,33	505,83
12,011	-10,57	500,80	12,054	-25,30	684,13

Filtrering med resirkulering av konsentrat

Tabell D-7: Zetapotensial av permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann ved ulike pH ved start av filtrering.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,098	-5,89	568,10	3,061	-7,62	891,74
5,997	-8,12	762,40	7,254	-8,70	921,60
11,997	-9,51	625,10	12,023	-11,40	762,60

Tabell D-8: Zetapotensial av permeat og konsentrat av HAOP-behandlet råvann ved ulike pH ved slutt av filtrering.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,973	-3,83	441,47	2,987	-6,33	505,43
6,764	-6,40	477,20	7,761	-6,80	509,10
12,02	-7,57	427,03	11,994	-7,50	450,03

Tabell D-9: Zetapotensial av permeat og konsentrat av ubehandlet råvann ved ulike pH ved start av filtrering.

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,026	-6,50	528,43	3,069	-4,30	764,98
6,122	-8,03	604,50	7,205	-9,31	711,13
12,011	-11,65	611,92	12,054	-25,3	1004,54

Tabell D-10: Zetapotensial av permeat og konsentrat av ubehandlet råvann ved ulik pH ved slutt av filtrering.

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,013	-5,46	1253,41	3,029	-12,94	1254,17
6,575	-6,40	519,93	7,518	-20,97	854,46
11,985	-7,37	439,00	11,876	-21,67	968,37

Filtrering av råvann fra Bjertnessjøen

Tabell D-11: Zetapotensialet av ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann ved ulik pH.

Råvann			HAOP-behandlet råvann		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,100	-6,53	458,83	2,310	-5,50	495,44
6,479	-9,17	469,27	7,010	-12,37	483,71
11,730	-18,93	495,40	11,770	-14,03	467,27

Filtrering med resirkulering av konsentrat og permeat

Tabell D-12: Zetapotensial av HAOP behandlet råvann ved start av filtrering ved ulik pH.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,180	-5,23	426,53	2,293	-4,43	420,90
6,542	-6,40	441,63	6,742	-4,50	528,37
11,990	-10,06	465,20	11,955	-10,33	636,53

Tabell D-13: Zetapotensial av HAOP-behandlet råvann ved slutt av filtrering ved ulik pH.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,246	-3,53	292,43	2,278	-4,30	423,83
5,860	-7,76	488,07	7,063	-6,87	508,20
11,746	-28,33	549,80	11,793	-9,41	517,53

Tabell D-14: Zetapotensial av ubehandlet råvann ved start av filtrering ved ulike pH

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,145	-2,73	426,53	2,259	-3,66	489,45
6,869	-4,47	445,17	6,616	-5,40	458,03
11,987	-6,93	441,63	11,758	-7,60	636,53

Tabell D-15: Zetapotensial av ubehandlet råvann ved slutt av filtrering ved ulike pH

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,347	-4,23	408,73	2,246	-5,94	453,00
6,083	-20,80	471,37	6,616	-9,87	455,37
11,844	-23,77	468,83	11,758	-20,27	699,07

Filtrering med resirkulering av konsentrat

Tabell D-16: Zetapotensial av HAOP-behandlet råvann ved start av filtrering ved ulike pH.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,123	-4,30	405,30	2,167	-5,30	421,30
6,445	-5,20	439,07	7,545	-5,50	461,00
11,861	-6,21	435,57	11,862	-7,03	418,53

Tabell D-17: Zetapotensial av HAOP-behandlet råvann ved slutt av filtrering ved ulike pH.

HAOP råvann permeat			HAOP råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,184	-3,30	400,00	2,203	-6,20	470,30
6,452	-4,37	478,07	7,536	-6,17	457,30
11,845	-4,63	424,03	11,841	-8,43	470,83

Tabell D-18: Zetapotensial av ubehandlet råvann ved start av filtrering ved ulike pH.

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
2,317	-3,37	420,30	2,214	-5,73	534,20
6,539	-8,54	476,21	7,545	-12,83	532,3
11,979	-18,5	435,57	11,826	-26,20	583,43

Tabell D-19: Zetapotensial av ubehandlet råvann ved slutt av filtrering ved ulike pH.

Råvann permeat			Råvann konsentrat		
pH	Zetapotensial	KCps	pH	Zetapotensial	KCps
3,013	-4,57	436,53	2,454	-3,77	432,20
6,575	-6,90	414,60	7,495	-4,80	652,96
11,985	-16,57	441,50	11,821	-8,73	666,40

Partikkelstørrelse

Tabell D-20: Volumtetthet av ulike partikkelstørrelser for HAOP 4.

Frekvens (compatible)	
Størrelseområde (μm)	Volum tetthet (%)
0,010659095	0
0,012110471	0
0,01375947	0
0,015633002	0
0,01776164	0
0,02018012	0
0,022927908	0
0,026049843	0
0,02959687	0
0,033626871	0
0,038205611	0
0,043407805	0
0,049318346	0
0,056033685	0
0,063663406	0
0,072332012	0
0,082180963	0
0,093370978	0
0,10608466	0
0,120529476	0
0,136941143	0
0,155587474	0
0,176772747	0
0,200842672	0
0,228190033	0
0,259261095	0
0,29456289	0
0,334671486	0
0,380241393	7,39E-05
0,43201624	0,007836583
0,490840911	0,079944331
0,557675331	0,10395965
0,633610133	0,111472534
0,719884454	0,106598802
0,817906153	0,084723055
0,929274791	0,008266968
1,055807727	7,14E-05
1,199569781	0
1,362906921	0
1,548484553	1,00E-04
1,759331011	0,009112234
1,998886977	0,094981876
2,271061625	0,164674423
2,580296417	0,248296938
2,931637577	0,35131198
3,330818439	0,474299892
3,784353005	0,617585802
4,299642243	0,780309676
4,885094862	0,960256788
5,550264524	1,154554578

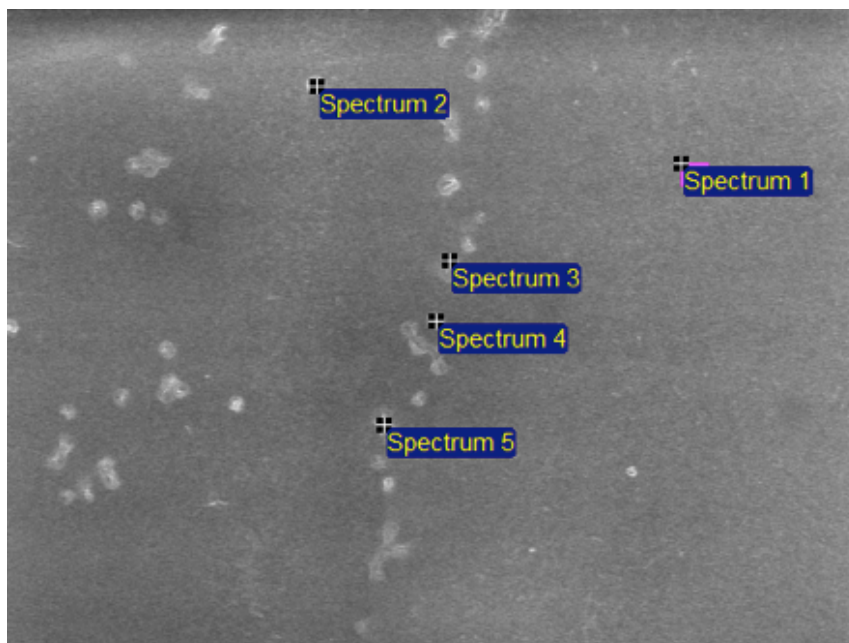
6,30600575	1,360660048
7,164651044	1,577480976
8,140212144	1,806256312
9,248608668	2,050381976
10,5079279	2,31423728
11,93871994	2,601202086
13,56433306	2,911772542
15,41129471	3,242312032
17,50974438	3,584835381
19,89392546	3,92807146
22,60274403	4,259794314
25,68040374	4,569734948
29,17712713	4,851988496
33,14997522	5,105877134
37,66377863	5,334594644
42,7921955	5,541537626
48,61891352	5,725769327
55,23901552	5,878330219
62,76053114	5,979974808
71,30619965	6,002185412
81,01547288	5,912830341
92,04679085	5,684378874
104,5801673	5,30191459
118,8201271	4,768496092
134,999044	4,107282994
153,3809324	3,361282201
174,2657557	2,588744165
197,9943213	1,85337326
224,953842	1,212265658
255,5842545	0,704842176
290,3853991	0,34385488
329,9251753	0,113029302
374,8488101	0,010136038
425,8893863	0,000163797
483,8798056	0
549,7663801	0
624,624275	0
709,6750529	0
806,3066084	0
916,0958161	0
1040,834263	0
1182,557483	0
1343,578176	0
1526,523947	0
1734,38018	0
1970,538763	0
2238,85343	0
2543,702655	0
2890,061095	2,84E-14
3283,580774	2,56E-13

Membrananalyse

Figurene viser resultater fra membrananalyse ved SEM-EDX. Analyser er tatt ved ulike punkt på membranprøvene som filtrerte ubehandlet råvann og HAOP-behandlet råvann.

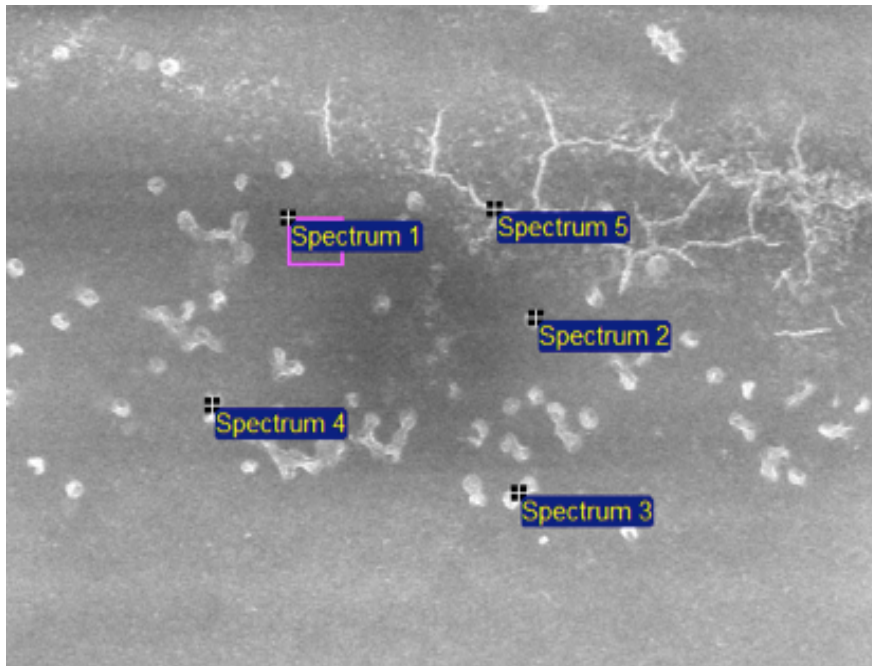
Membraner fra filtrering med råvann laget fra humusekstrakt

Figur D-1 og Figur D-2 viser analyse tatt to steder på membranen som filtrerte ubehandlet råvann fremstilt fra humusekstrakt.



Spectrum	In stats.	C	N	O	Al	P	S	Cl	K	Ca	Fe	Cu
Spectrum 1	Yes	84.1		13.3			2.6	0.0				
Spectrum 2	Yes	84.4		13.7		0.0	1.9	0.0	0.0	0.0		
Spectrum 3	Yes	74.3	7.6	16.7	0.0	0.1	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Spectrum 4	Yes	66.4	10.9	21.0		0.1	1.7	0.0				
Spectrum 5	Yes	82.4		15.7		0.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	
Max.		84.4	10.9	21.0	0.0	0.1	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Min.		66.4	7.6	13.3	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Figur D-1: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte ubehandlet råvann.



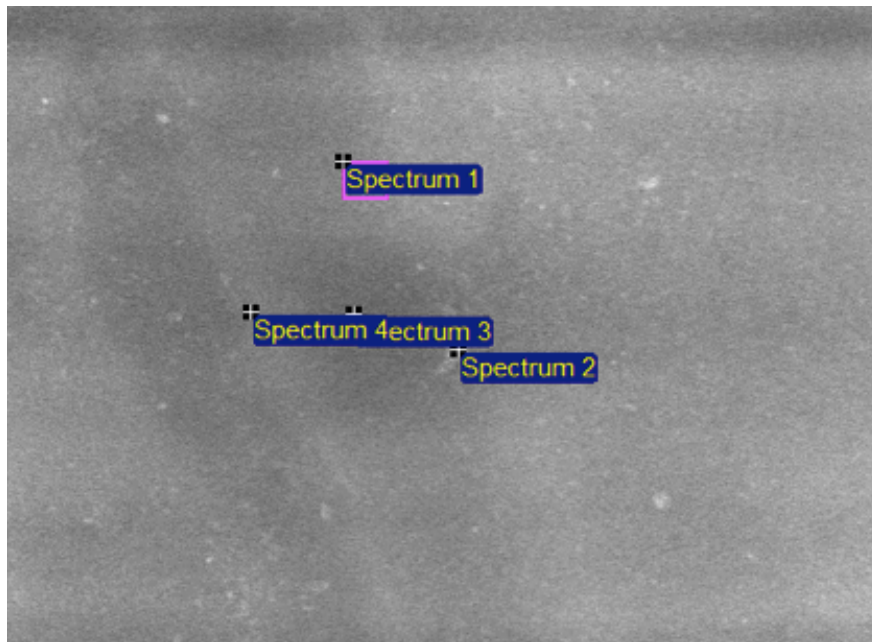
Processing option: All elements analysed

Spectrum	In stats.	C	N	O	Mg	P	S	Cl	K	Ca	Cu
Spectrum 1	Yes	80.3		17.2			2.5	0.0			
Spectrum 2	Yes	67.9	12.4	18.9	0.0	0.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0
Spectrum 3	Yes	85.5		12.2		0.1	2.1	0.0	0.0	0.0	
Spectrum 4	Yes	79.2	1.1	17.4		0.1	2.3	0.0			
Spectrum 5	Yes	83.3		12.8			3.9	0.1			
Max.		85.5	12.4	18.9	0.0	0.1	3.9	0.1	0.0	0.0	0.0
Min.		67.9	1.1	12.2	0.0	0.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0

All results in atomic%

Figur D-2: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte ubehandlet råvann

Figur D-3 og Figur D-4 viser analyse tatt to steder på membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann fremstilt fra humusekstrakt.

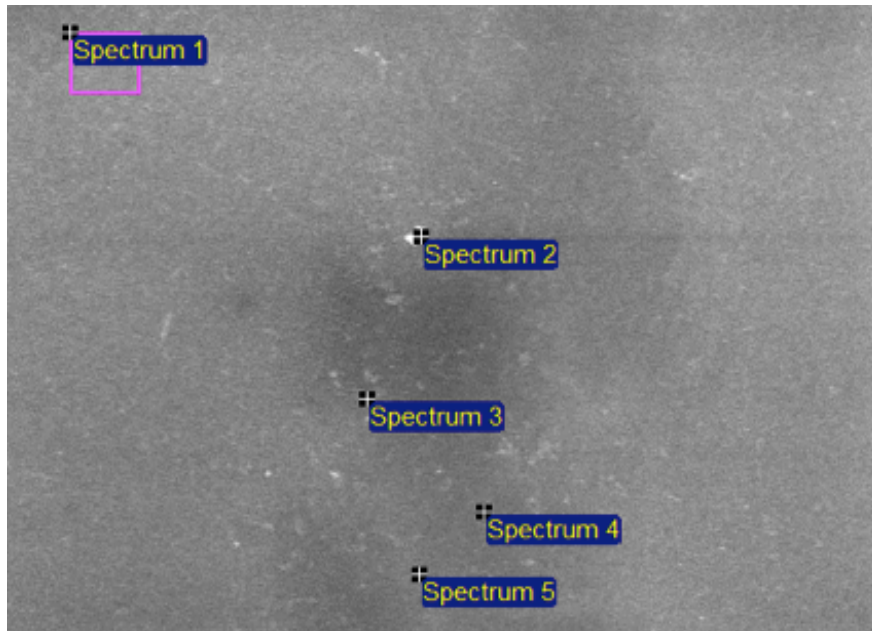


Processing option: All elements analysed (haop1.1)

Spectrum	In stats.	C	O	Al	Si	P	S	Cl	Ca	Fe
Spectrum 1	Yes	84.2	13.5				2.3	0.0		
Spectrum 2	Yes	80.3	17.5	0.1	0.0	0.1	1.9	0.0	0.0	0.0
Spectrum 3	Yes	85.4	11.6				2.9	0.0		
Spectrum 4	Yes	84.8	12.5				2.7	0.0		
Max.		85.4	17.5	0.1	0.0	0.1	2.9	0.0	0.0	0.0
Min.		80.3	11.6	0.1	0.0	0.1	1.9	0.0	0.0	0.0

All results in atomic%

Figur D-3: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte HAOP-behandlet råvann.



Processing option: All elements analysed (HAOP 1.2)

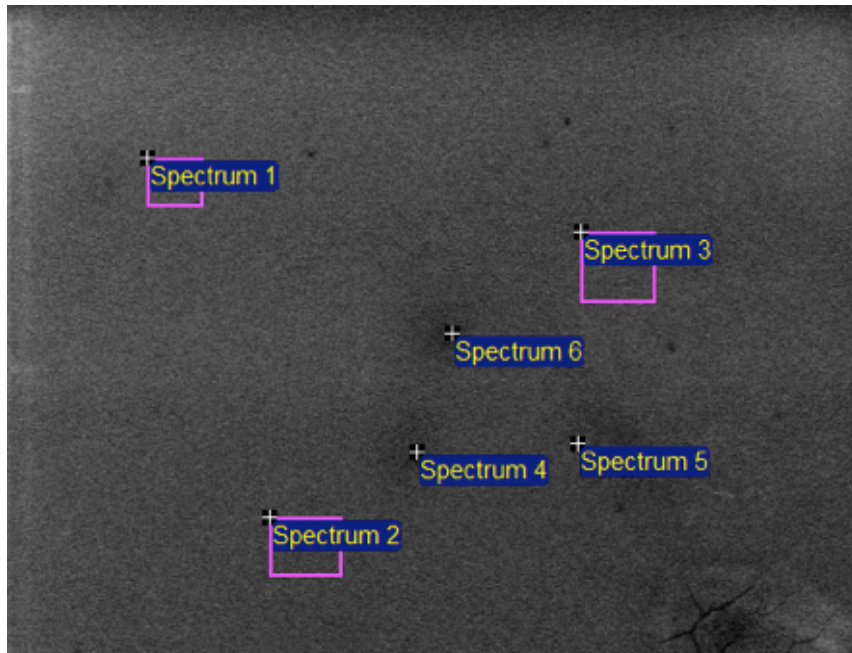
Spectrum	In stats.	C	O	Na	Al	Si	S	Cl	Fe
Spectrum 1	Yes	83.9	13.6				2.4	0.0	
Spectrum 2	Yes	56.0	37.7	1.6	1.0	2.6	1.0		
Spectrum 3	Yes	60.9	34.2			3.1	1.7	0.0	0.0
Spectrum 4	Yes	84.5	13.0				2.5	0.0	
Spectrum 5	Yes	86.2	10.7				3.1	0.1	
Max.		86.2	37.7	1.6	1.0	3.1	3.1	0.1	0.0
Min.		56.0	10.7	1.6	1.0	2.6	1.0	0.0	0.0

All results in atomic%

Figur D-4: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte HAOP-behandlet råvann.

Membraner fra filtrering med råvann fra Bjertnessjøen

Figur D-5 og Figur D-6 viser analyse tatt to steder på membranen som filtrerte ubehandlet råvann fra Bjertnessjøen.

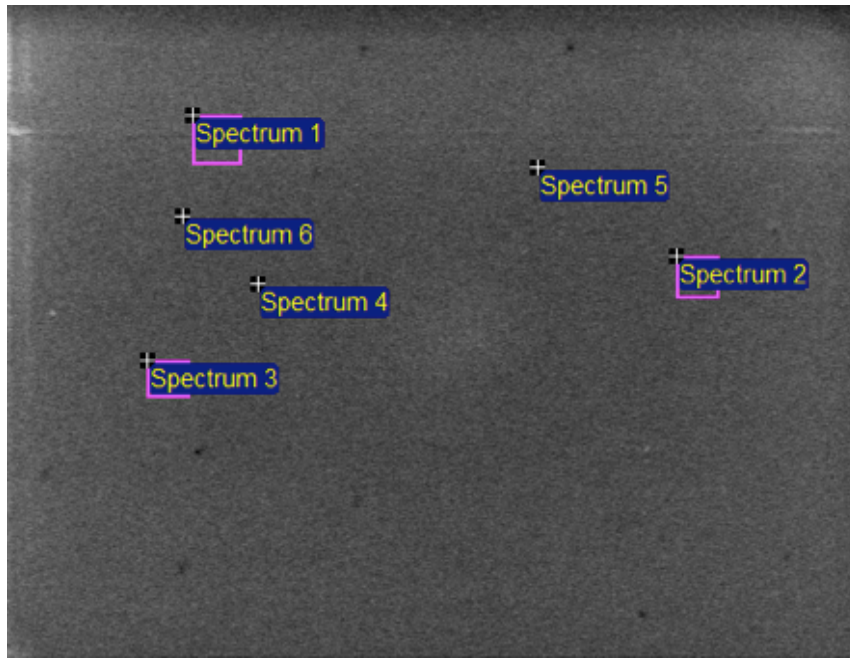


Processing option: All elements analysed

Spectrum	In stats.	C	O	S	Cl
Spectrum 1	Yes	83.3	14.4	2.3	0.0
Spectrum 2	Yes	82.8	14.9	2.3	0.0
Spectrum 3	Yes	82.2	15.4	2.3	0.0
Spectrum 4	Yes	82.1	15.8	2.1	0.0
Spectrum 5	Yes	84.9	12.3	2.8	0.0
Spectrum 6	Yes	83.4	13.9	2.6	0.0
Mean		83.1	14.5	2.4	0.0
Std. deviation		1.0	1.3	0.2	0.0
Max.		84.9	15.8	2.8	0.0
Min.		82.1	12.3	2.1	0.0

All results in atomic%

Figur D-5: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte ubehandlet råvann.



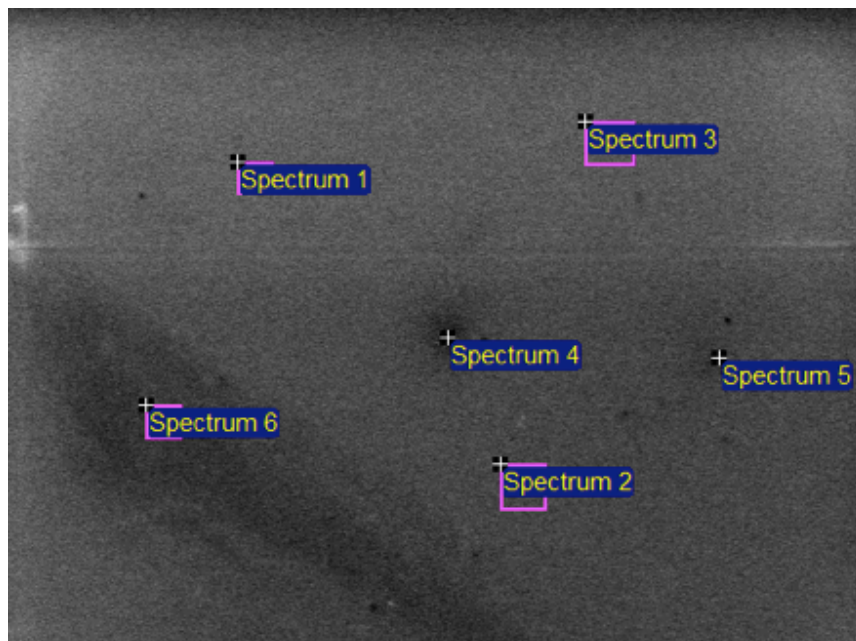
Processing option: All elements analysed

Spectrum	In stats.	C	O	Na	Mg	Si	S	Cl
Spectrum 1	Yes	83.3	14.6				2.1	0.0
Spectrum 2	Yes	83.5	14.4				2.1	0.0
Spectrum 3	Yes	83.5	14.4				2.0	0.0
Spectrum 4	Yes	83.0	14.9				2.1	0.0
Spectrum 5	Yes	73.0	23.5	0.1	0.4	0.3	2.7	0.0
Spectrum 6	Yes	83.7	13.9				2.3	0.0
Max.		83.7	23.5	0.1	0.4	0.3	2.7	0.0
Min.		73.0	13.9	0.1	0.4	0.3	2.0	0.0

All results in atomic%

Figur D-6: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte ubehandlet råvann.

Figur D-7 og Figur D-8 viser analyse tatt to steder på membranen som filtrerte HAOP-behandlet råvann fra Bjertnessjøen.

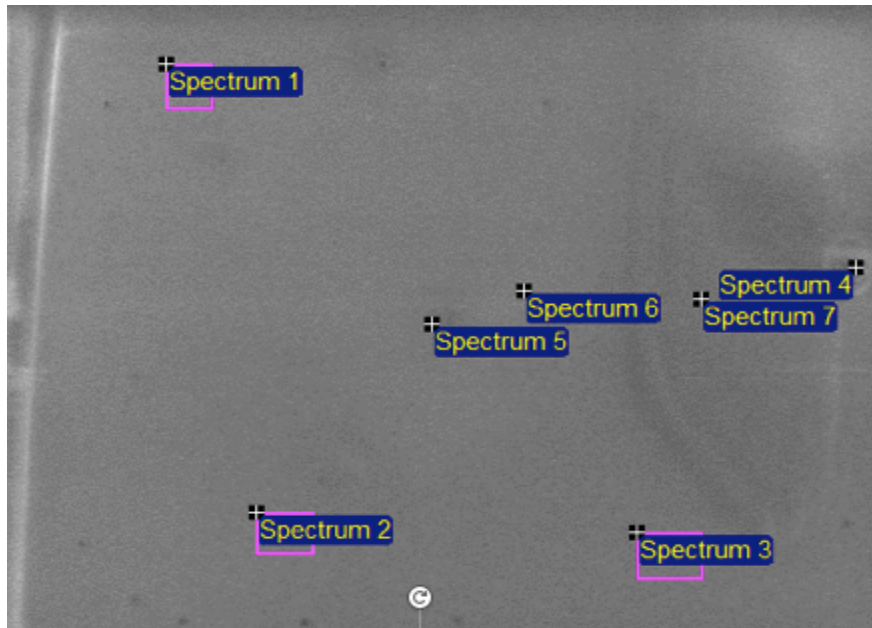


Processing option: All elements analysed

Spectrum	In stats.	C	O	Na	Al	Si	S	Cl
Spectrum 1	Yes	83.8	14.0				2.1	0.0
Spectrum 2	Yes	84.0	13.8				2.1	0.0
Spectrum 3	Yes	83.9	13.9		0.0		2.1	0.0
Spectrum 4	Yes	85.8	11.0				3.1	0.0
Spectrum 5	Yes	77.8	19.8	0.3	0.1	0.1	1.9	0.1
Spectrum 6	Yes	84.1	13.7				2.2	0.0
Max.		85.8	19.8	0.3	0.1	0.1	3.1	0.1
Min.		77.8	11.0	0.3	0.0	0.1	1.9	0.0

All results in atomic%

Figur D-7: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte HAOP-behandlet råvann.



Processing option: All elements analysed

Spectrum	In stats.	C	O	S	Cl
Spectrum 1	Yes	83.62	14.16	2.19	0.04
Spectrum 2	Yes	83.55	14.23	2.17	0.04
Spectrum 3	Yes	83.75	14.05	2.16	0.04
Spectrum 4	Yes	85.12	12.45	2.39	0.03
Spectrum 5	Yes		61.26	37.65	1.09
Spectrum 6	Yes	84.43	12.98	2.54	0.05
Spectrum 7	Yes	84.03	13.53	2.39	0.04
Max.		85.12	61.26	37.65	1.09
Min.		83.55	12.45	2.16	0.03

All results in atomic%

Figur D-8: Mengdeforhold av grunnstoff funnet ved membrananalyse på membran som filtrerte HAOP-behandlet råvann.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway