



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Kitosan som et bærekraftig alternativ til syntetisk polymer som flokkulant i en Actiflo prosess

Chitosan as a sustainable alternative to synthetic
polymer as a flocculant in an Actiflo process

Debie Anggraeini Bastiko
Vann- og Miljøteknikk

FORORD

Denne masteroppgaven er mitt avsluttende arbeid som masterstudent ved studiet Vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i Ås.

Det foreligger lite forskning på bruken av naturlig polymerer i den kompakte prosessen utviklet av Veolia Water Technologies. Dermed var det å kunne undersøke egenskapene til en bærekraftig polymer som flokkulant i en Actiflo prosess et tema som vekket stor interesse.

Hovedveileder er Lars Hem. Oppgaven er et samarbeid med Oset Vannbehandlingsanlegg og Vann- og Avløpsetaten (VAV), Oslo Kommune.

Masteroppgaven tar utgangspunkt i Actiflo jar-tester utført på Oset vannbehandlingsanlegg i Oslo. Jeg vil gjerne takke Oset vannbehandlingsanlegg for muligheten til å benytte meg av laboratorium og kontorplass til forsøkene i oppgaven. Spesielt vil jeg takke Ola Grefsrud som kontaktperson på Oset vannbehandlingsanlegg for alle faglige innspill, opplæring og hjelp. Videre vil jeg også takke de ansatte for all praktisk støtte på anlegget, og Birgit Johnsen for gode faglige innspill.

Jeg vil også gi en stor takk til familie, kjæreste og venner for både faglige innspill og personlig støtte gjennom hele denne perioden. Til slutt vil jeg gi en stor takk til hovedveileder Lars Hem for god veiledning og gode og nyttige innspill og faglige tilbakemeldinger. Masteroppgaven hadde vært vanskelig å fullføre uten deres hjelp og støtte.

Debie Anggræini Bastiko

Ås, mai 2022

SAMMENDRAG

I vannbehandlingsanlegg med Actiflo prosessen som et separasjonstrinn er det vanlig å benytte seg av en polymer som flokkulant i kombinasjon med mikrosand for å effektivisere fnokkdannelsen av destabiliserte kolloider. I dag benyttes det i stor grad syntetiske polymerer med gode flokkuleringsegenskaper, men ikke uten ulemper. Syntetiske polymerer kan være helseskadelig med etterlatelse av restmonomer som akrylamid, samt miljøskadelig basert på deres langsomme nedbrytningsprosess i naturen. Derfor er man avhengig av en flokkulant som er effektiv, pålitelig og bærekraftig.

I dette forsøket ble det testet om et kitosan-basert polymer (KitoFlokk) kunne erstatte en syntetisk polymer som flokkulant i en Actiflo prosess i kombinasjon med en aluminiumsbasert koagulant (EkoFlock 90). Råvannet benyttet i dette forsøket ble hentet fra Maridalsvannet.

Forsøket ble utført med en Actiflo jar-test, og besto av å teste ut ulike doseringer (0,16, 0,19, 0,22 og 0,25mg polymer/l) av de syntetiske polymerene N100 (nonionisk), A100 (anionisk) og C492 (kationisk). Den naturlige kationiske polymeren KitoFlokk ble testet for doseringene (0,25, 0,5, 0,75 og 1mg KitoFlokk/l). De ulike doseringene ble undersøkt ved koagulerings-pH (5,25, 5,55, 5,85, 6,13 og 6,45). Jar-testen ble testet med råvann fra Maridalsvannet, og ble pH-justert med 0,2M HCl og mettet kalkvann. pH-verdi ble målt før hvert forsøk, under pH-justering, og etter tilsetning av koagulant. Turbiditet og farge ble målt fra klarvannet, mens volumet av det sedimenterte slammet ble målt ved hjelp av en Imhoff kjegle.

Ut ifra Actiflo jar-testen viste de syntetiske polymerene til gode flokkuleringsegenskaper. Bruk av den nonioniske polymeren N100 som flokkulant viste til lavere turbiditetsverdier over et bredt pH-spekter, sammenlignet med A100 og C492. Den anioniske polymeren A100 ga best effekt ved den høyest testede pH-verdien på 6,45, mens den kationiske C492 holdt en jevn turbiditet rundt 4 FNU. Ut ifra Actiflo jar-testen ga kitosan-baserte polymerer (KitoFlokk) som flokkulant en lokal variasjon i turbiditet, men viste ingen spesiell reduksjon i turbiditetsverdi ved justering av pH og doseringsmengde. Turbiditetsverdien lå rundt 15-20 FNU med KitoFlokk som flokkulant. KitoFlokk hadde heller ingen spesiell påvirkning på mengden slam som ble produsert, men det ble lagt merke til et lagdelt slam. Fordelen med bruk av KitoFlokk som flokkulant sammenlignet med de syntetiske polymerene, var at polymeren ga en bedre effekt på farge over et bredt pH-spekter, med et fargetall mellom 0-2mg Pt/l.

ABSTRACT

In water treatment plants with the use of the Actiflo process as a separation step, it is common to use a polymer as a flocculant in combination with microsand to increase efficiency of the flocculation of destabilized colloids. Today, synthetic polymers with good flocculation properties are commonly used, but not without disadvantages. Synthetic polymers can both be harmful for human health, as well as the environment because of the residual monomer acrylamide in combination with a tedious degradation process. Therefore, we are dependent on a flocculant that is efficient, reliable and sustainable.

In this experiment it was tested whether a chitosan-based polymer (KitoFlokk) could replace a synthetic polymer as a flocculant in an Actiflo process, in combination with an aluminum-based coagulant (EkoFlock 90). The raw water used in this experiment was retrieved from Maridalsvannet.

The experiment was performed using a Actiflo jar-test, and consisted of testing different dosages (0.16, 0.19, 0.22 and 0.25mg polymer/l) of the synthetic polymers N100 (nonionic), A100 (anionic) and C492 (cationic). The natural cationic polymer KitoFlokk was tested for the dosages (0.25, 0.5, 0.75 and 1mg KitoFlokk/l). The different dosages were examined at a coagulation pH of (5.25, 5.55, 5.85, 6.13 and 6.45). The jar-tests were tested with raw water from Maridalsvannet, and was pH-adjusted using 0,2M HCl and saturated lime water. The pH-value was measured before each attempt, during pH-adjustment, and after the addition of coagulant. Turbidity and color were measured from the cleared water, while the volume of the sedimented sludge was measured with the help of an Imhoff cone.

Based on the results of the Actiflo jar-test, the synthetic polymers showed good flocculation properties. The use of the nonionic polymer N100 as a flocculant, showed lower turbidity values over a wide pH-range, compared to A100 and C492. The anionic polymer A100 gave the best effect at the highest tested pH-value of 6,45, while the cationic C492 maintained an even turbidity around 4 FNU. Based on the Actiflo jar-test, chitosan-based polymers (KitoFlokk) as a flocculant gave a local variation in turbidity but showed no particular reduction in turbidity value by adjusting the pH and dosage amount. The turbidity value was around 15-20 FNU with KitoFlokk as flocculant. KitoFlokk also had no particular effect on the sludge produced, but a layered sludge was noticed. The advantage with the use of KitoFlokk as a flocculant compared to the synthetic polymers, was that the polymer gave a better effect on the color over a wide pH range, with a color number between 0-2mg Pt/l.

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
Figurer	VII
Tabeller.....	IX
Formler	X
Forkortelser	XI
1 Introduksjon.....	1
1.1 Formål.....	2
2 Bakgrunn	3
2.1 Oset vannbehandlingsanlegg	3
2.1.1 Prosessen	3
2.1.2 Actiflo.....	5
2.1.3 Råvann.....	7
2.2 Farge	8
2.3 Partikler i vann.....	9
2.4 Koagulant.....	10
2.5 Koaguleringsmekanismer	12
2.5.1 Hydrolysering av metallsalter	16
2.6 Polymer.....	18
2.6.1 Syntetisk polymer.....	20
2.6.2 Naturlig polymer	20
2.6.3 Kitosan	21
2.7 Flokkulering.....	23
2.8 Krav til vannkvalitet	25

3	Metode	26
3.1	Formål	26
3.2	Maridalsvannet	26
3.3	Evalueringsparametere	27
3.4	Forsøk	28
3.4.1	Actiflo jar-test	28
3.4.2	Optimal polymerdosering	30
3.4.3	pH-justering	30
3.5	Kjemikalier	31
3.5.1	Utblending av polymer	31
3.5.2	Ekoflock 90	32
3.5.3	Mikrosand	32
3.6	Analyser	33
3.6.1	pH måling	33
3.6.2	Suspendert stoff (SS)	33
3.6.3	Turbiditet	33
3.6.4	Farge	34
3.6.5	Slamvolum	35
4	Resultat	36
4.1	Actiflo jar-test	36
4.1.1	Referansetester	36
4.1.2	Test av nonionisk polymer, N100	37
4.1.3	Test av anionisk polymer, A100	40
4.1.4	Test av kationisk polymer, C492	43
4.1.5	Test av kationisk polymer, KitoFlokk	46
4.1.6	Test av KitoFlokk ved ulike doseringstider og doseringsrekkefølger	49
4.1.7	Sammenlikning av polymertypene	51

5	Diskusjon	53
5.1	Actiflo jar-test.....	53
5.1.1	Referansetester	53
5.1.2	Test av nonionisk polymer, N100	54
5.1.3	Test av anionisk polymer, A100	55
5.1.4	Test av kationisk polymer, C492.....	56
5.1.5	Test av naturlig kationisk polymer, KitoFlokk	57
5.1.6	Test av KitoFlokk ved ulike doseringstider og doseringsrekkefølge.....	58
5.1.7	Sammenligning av polymer typene.....	59
6	Feilkilder	61
7	Konklusjon.....	62
7.1	Videre arbeid	63
8	Referanser	64
Vedlegg A – Beskrivelse av analyser og laboratoriestyr		I
A.1	Måling av pH med pH-meter	I
A.2	Måling av SS.....	II
A.3	Måling av turbiditet	III
A.4	Måling av farge med spektrofotometer.....	IV
A.5	Måling av slamvolum	V

FIGURER

Figur 2-1: Flytskjema for Oset vannbehandlingsanlegg (Hem, 2022).....	3
Figur 2-2: Illustrasjon av Actiflo prosessen (Wahlström et al., 2017).....	5
Figur 2-3: Målte verdier fra år 1970 til 2020 for fargetall i Maridals-, Elvåga og Langliavannet (Grefsrud, 2022).	7
Figur 2-4: Turbiditet (NTU) etter koagulering med et aluminiumsulfat ved ulike doseringer, ved pH 7 (Gheraout et al., 2015).....	15
Figur 2-5: Aluminium hydrolyseprodukter (Crittenden et al., 2012).....	16
Figur 2-6: Hydrolyse-arter av Al^{3+} ved ulik pH (Gheraout et al., 2015).....	17
Figur 2-7: Forenklet illustrasjon ved polymeriseringen av en polymer.	18
Figur 2-8: Kjemisk struktur av kitin og kitosan (Younes & Rinaudo, 2015).....	21
Figur 2-9: Illustrerer den teoretiske beregnede ionisasjonsgraden av kitosan med dissosiasjonskonstant, $pK_a = 6,6$. Det stiplede områdene ($pH > 7$) indikerer at kitosan normalt ikke er løselig (Vogelsang, 2001).	22
Figur 2-10: Flokkuleringsprinsipper (Ødegaard, 2014).	23
Figur 2-11: Dominerende flokkuleringsmekanismer, a) brobygging b) ladningsnøytralisering c) lappflokkulering/patch flocculation.	24
Figur 3-1: Actiflo jar-test oppsett benyttet i forsøket med omrører fra IKA RW20 og pH- meter og elektrode fra Mettler Toledo.	28
Figur 3-2: Kalibreringskurve som vider sammenhengen mellom fargetall (mg Pt/l) på x-aksen og absorpsjon på y-aksen (Sveine, 2020).....	34
Figur 4-1: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.....	38
Figur 4-2: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.....	38
Figur 4-3: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.....	39
Figur 4-4: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.....	41
Figur 4-5: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.....	41
Figur 4-6: Punktdiagram med utjevnete linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.....	42

Figur 4-7: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.	44
Figur 4-8: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.	44
Figur 4-9: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.	45
Figur 4-10: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.	47
Figur 4-11: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.	47
Figur 4-12: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.	48
Figur 4-13: Lagdelt sedimentert slam ved pH 6,45 og polymerdosering 0,75 mg/l med KitoFlokk som flokkulant.	48
Figur 4-14: Punktdiagram med utjevninglinjer som sammenligner resultatene av turbiditet ved ulike doseringsrekkefølger og doseringstider med KitoFlokk og mikrosand.	50
Figur 4-15: Stolpediagram som viser en sammenligning av resultatene for turbiditet [FNU] ved jar-testing av KitoFlokk (grønn) og A100 (blå) som polymer.	51
Figur 4-16: Illustrasjon av vannprøven med KitoFlokk og A100 som flokkulant. a) KitoFlokk, 30 sekunder etter fullført jar-test b) A100, 30 sekunder etter fullført jar-test.	52
Figur 4-17: Illustrasjon av slamvolumet til KitoFlokk som flokkulant, sammenlignet med A100 som flokkulant.	52

TABELLER

Tabell 2-1: Vanlige områder for optimal koagulerings-pH og koaguleringsdosering ved norske vannverk (Ødegaard, 2014).	10
Tabell 2-2: Krav fra drikkevannsforskriften og veiledende krav fra Mattilsynet.	25
Tabell 3-1: Råvannsdata på Oset VBH i testperioden (januar-mars).....	26
Tabell 4-1: Resultater fra referansetester uten polymer.	36
Tabell 4-2: Resultater for N100 som polymer.	37
Tabell 4-3: Resultater for A100 som polymer.	40
Tabell 4-4: Resultater for C492 som polymer.....	43
Tabell 4-5: Resultater for KitoFlokk som polymer.	46
Tabell 4-6: Resultater for KitoFlokk som polymer, der KitoFlokk tilsettes etter 2 minutter og mikrosand ved ulike doseringstider.....	49
Tabell 4-7: Resultater for KitoFlokk som polymer, der mikrosand tilsettes etter 2 minutter og KitoFlokk ved ulike doseringstider.	49
Tabell 4-8: Resultater for KitoFlokk som polymer med en dosering på 0,75 mg/l og pH 5,75.	51
Tabell 4-9: Resultater for A100 som polymer med en dosering på 0,75 mg/l og pH 5,75.....	51

FORMLER

Formel 1	12
Formel 2	16
Formel 3	34

FORKORTELSER

HCl Saltsyre

NOM Naturlig organisk materiale

PAC Polyaluminiumklorid

PAM Polyakrylamid

PAX Prepolymerisert aluminiumklorid

SS Suspendert stoff

VBH Vannbehandlingsanlegg

1 INTRODUKSJON

Naturlig polymerer har unike egenskaper og potensiale for å være bærekraftig. Dette baseres på deres naturlige opprinnelse og biologiske nedbrytning i naturen. Disse egenskapene er også spesielt nyttige i miljøbaserte bransjer, også innen vannbehandling for både rensing av både drikke vann og avløpsvann (Udayakumar et al., 2021). Syntetisk polymerer er det som i størst grad blir utnyttet i vannbransjen i dag. Polymerproduksjonen utføres i laboratorier og fremstilles ved bruk av ulike kjemiske reaksjoner (Helseth, 2019). Syntetisk polymerer i drikkevannsbehandlingen kan etterlate seg forurensninger av ureagerte monomerer, eksempelvis akrylamid i drikkevannet (Bratby, 2016). Akrylamid har vist seg å være kreftfremkallende og skadelig for DNA. Naturlig polymerer til forskjell fra syntetisk polymerer er både bedre for natur og helse, og er derfor kommende konkurrent for de syntetiske polymerene.

De fleste vannbehandlingsanleggene i dag består av et kjemisk rensetrinn hvor det tilsettes en polymer som flokkulant. Polymerer er til hjelp ved flokkulering for å øke størrelse, styrke og tetthet til fnokkene (NorskVann). Det anvendes i dag kun syntetiske polymerer som flokkuleringsmiddel. Til tross for at de er gode flokkulanter, kan de skape problemer forbundet med mangel på biologisk nedbrytning, etterlatelse av miljø- og helseskadelige stoffer, samt problemer knyttet til anvendelse av produsert slam (Vogelsang, 2001). Det er derfor satt bestemte grenseverdier i henhold til drikkevannsforskriften, som har som formål å «beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt vann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge» (Drikkevannsforskriften, 2017).

Oset vannbehandlingsanlegg benytter seg av en Actiflo prosess som første separasjonstrinn, hvor det først tilsettes en koagulant, etterfulgt av mikrosand og flokkulant. Dette øker partikkelstørrelsen og partikkeltetthet før lamellesedimentering. Actiflo er en kompakt høyhastighets-prosess og er derfor avhengig av en god flokkulant som er effektiv, pålitelig og bærekraftig. Denne masteroppgaven har som hensikt å teste ut om et kitosan-basert polymer kan erstatte syntetiske polymerer som flokkulant i en Actiflo prosess på Oset Vannbehandlingsanlegg.

1.1 FORMÅL

Denne oppgaven har som formål å teste ut om et kitosan-basert polymer (KitoFlokk) kan erstatte syntetiske organiske polymerer i kombinasjon med koagulanten Ekoflock 90 gjennom en Actiflo prosess. Forsøket har som hensikt å undersøke ved hvilken pH og doseringsmengde av polymeren KitoFlokk som gir det beste resultat med hensyn til turbiditet, farge i klarvannet og mengden sedimentert slam. Under gjennomføring av forsøket holdt råvannet seg meget stabilt. Dette resulterte til en konstant dosering av koagulant. Forsøket besto av å teste ut virkningen av kitosan-basert polymer (KitoFlokk), samt nonionisk (N100), anionisk (A100) og kationisk (C492) polymerer som flokkulant ved hjelp av Actiflo jar-testen.

2 BAKGRUNN

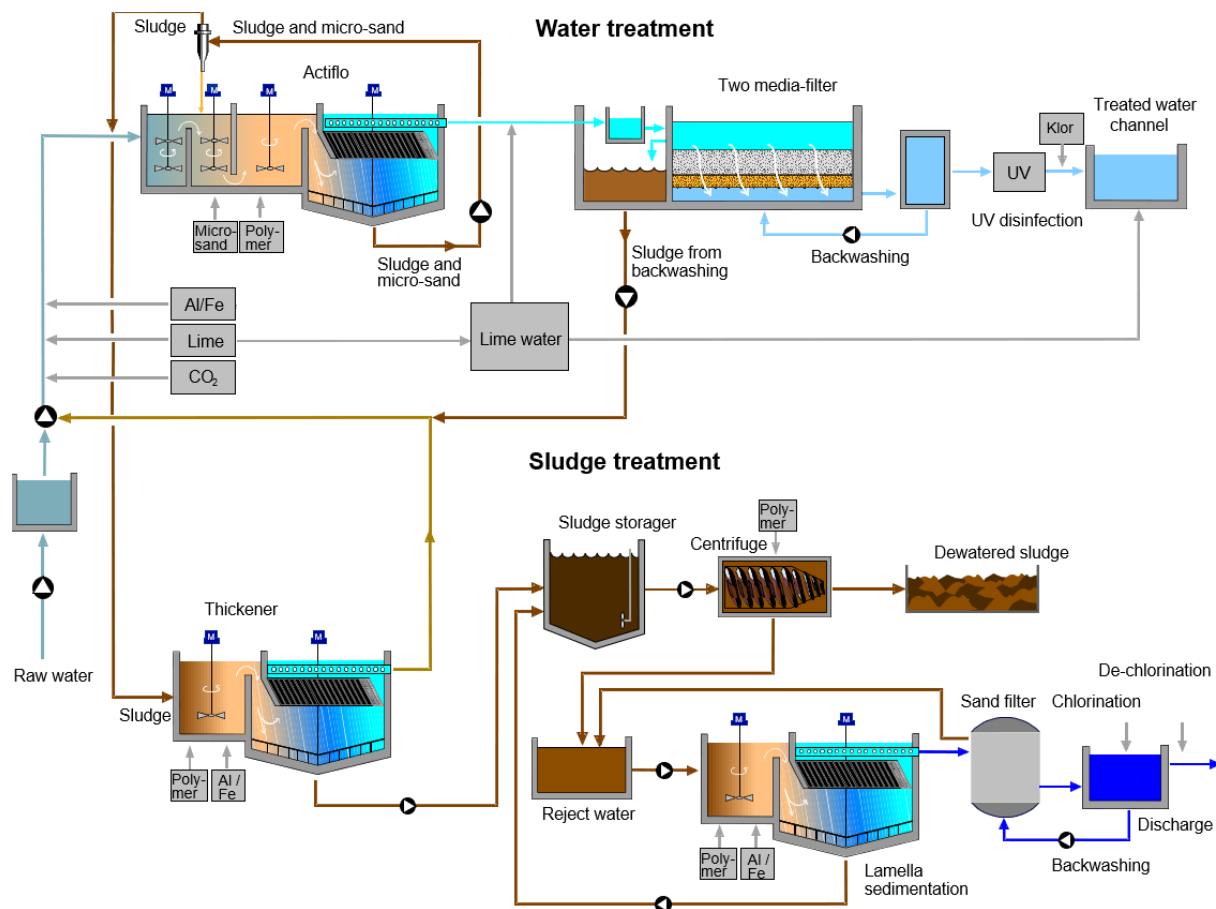
2.1 OSET VANNBEHANDLINGSANLEGG

I Oslo kommune bor det i dag opp imot 700 000 innbyggere. Oset vannbehandlingsanlegg (VBH) står for 90% av total drikkevannsproduksjon i Oslo i dag, og er det viktigste vannbehandlingsanlegget i Oslo. Råvannet hentes fra Maridalsvannet (OsloKommune).

Det nye Oset VBH ble ferdigstilt og satt i ordinærdrift i 2009. Anlegget ble bygget med hensikt om å fjerne humus og gi behandling for å redusere korrosiviteten mot sement og metallbaserte materialer. I tillegg ble det etablert to hygieniske barrierer for behandling av bakterier, virus og parasitter (Berge et al., 2011).

2.1.1 Prosessen

Oset VBH består av tre ulike deler – vannbehandling, slambehandling og behandling av rejektvannet før det slippes ut i avløpsnett, se Figur 2-1. I tillegg er vann- og slambehandlingsanlegget delt opp i to like anlegg: Nord og Syd (Berge et al., 2011).



Figur 2-1: Flytskjema for Oset vannbehandlingsanlegg (Hem, 2022).

Vannbehandlingen starter ved å tilsette råvannet karbondioksid (CO₂), kalk (mettet kalkvann) og et prepolymert aluminiums koagulant (Ekoflock 90) før Actiflo prosessen, som er det første separasjonstrinnet. I Actiflo prosessen tilsettes det mikrosand og en anionisk polymer (A100) som flokkulant for dannelse av fnokker. Etter flokkuleringen ledes vannet med fnokker til sin siste del av Actiflo-enheten, som er en lamellesedimenteringstank. Etter første separasjonstrinn har vannet allerede en reduksjon i turbiditet på omtrent 1 FNU. Dette vil bidra til å oppnå en tilfredsstillende rensing for de neste stegene i renseprosessen. (Berge et al., 2011).

Fra Actiflo prosessen føres det behandlede vannet videre til et to-mediasandfilter for fjerning av resterende partiklene som utgjør en større reduksjon i turbiditet, ned mot og til dels under 0,1 FNU. Dersom turbiditeten overstiger 0,2 FNU ut av filtrene, stenges filtrene automatisk for tilbakespyling (Berge et al., 2011). Denne prosessen er som nevnt anleggets første hygieniske barriere.

Etter filteret transporteres vannet videre til et UV-desinfeksjonstrinn. Dette er den andre hygieniske barrieren for fjerning av bakterier, parasitter og virus. Hvis UV-dosen blir for lav doseres vannet med natrium hypokloritt (Cl₂) i ettertid for å sikre en tilstrekkelig desinfeksjon. Til slutt tilsettes det igjen kalkvann for justering av pH til tilnærmet 7,5-8,5 før det går ut til forbrukerne (Berge et al., 2011).

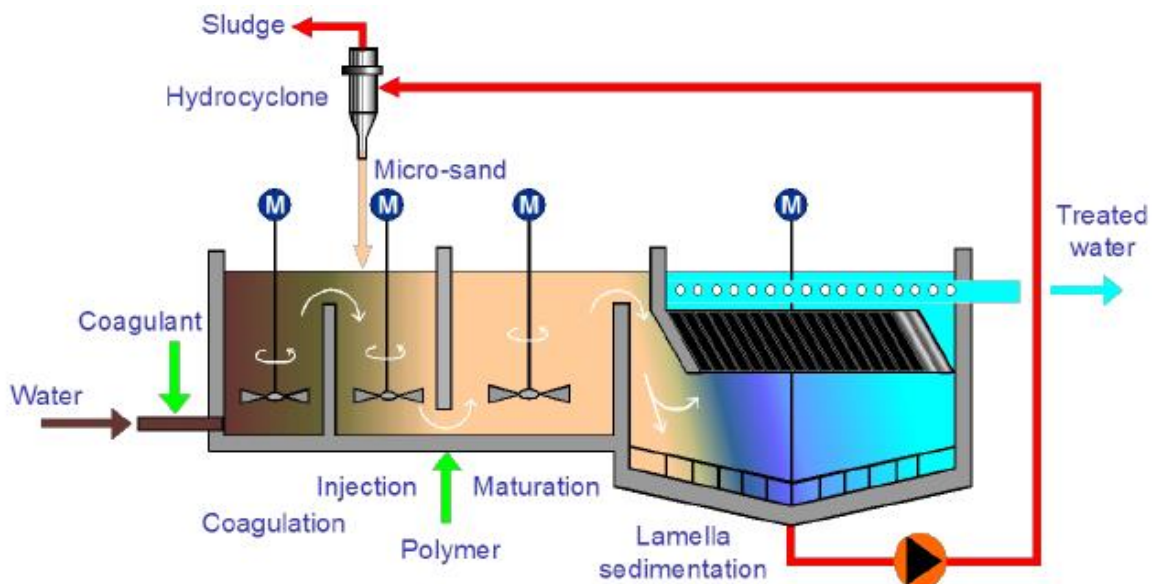
Slammet fra lamellesedimenteringstanken behandles videre ved fortykking og avvanning. Fra fortykkeren sendes det ut returstrømmer fra klarvannsfasen til råvannskanalen sammen med spylevann fra filtrene. Dette kan ha en påvirkning for driften av koagulering, sedimentering og filtrering dersom kvaliteten på klarvannsfasen fra fortykker forringes.

2.1.2 Actiflo

Actiflo er en renseprosess utviklet av Veolia Water Technologies. Prosessen kan ligne på en konvensjonell prosess bestående av koagulering, flokkulering og lamellesedimentering. Fordelen med Actiflo prosessen ovenfor konvensjonell prosess er at den er ekstremt plasseffektiv. Den er opp imot 50 ganger så mindre enn den konvensjonelle prosessen (VeoliaWaterTechnologies).

Det spesielle med Actiflo prosessen er tilsetningen av mikrosand for dannelsen av fnokker. Mikrosanden gir et større overflateareal. Dette forbedrer flokkuleringen samtidig som det fungerer som en ballast for å danne tyngre fnokker, noe som vil føre til at fnokkene sedimenteres raskere. Actiflo kan benyttes i drikkevannsanlegg som forbehandling av blant annet grunnvann og overflatevann. For kommunalt og industrielt avløpsvann kan prosessen implementeres i flere ledd i vannbehandlingen (VeoliaWaterTechnologies).

Et typisk Actiflo-anlegg inneholder koagulerings-, injeksjons-, modnings- og sedimenteringsbassenger med slamskraper og lamellemoduler, se Figur 2-2. I tillegg består anlegget av et resirkulasjonssystem der slam og mikrosand pumpes til hydrocycloner hvor slammet blir separert fra mikrosanden.



Figur 2-2: Illustrasjon av Actiflo prosessen (Wahlström et al., 2017).

Ved vanlige designforhold, vil det ved det første steget i en Actiflo-prosess tilsettes en koagulant under hurtig omrøring for å reagere med de negativt ladde partiklene i råvannet som medfører partikkelkollisjon. Det vil dermed raskt skje en utfellings- og koaguleringsprosess med en kontakttid på 2 minutter (Desjardins et al., 2001; Wahlström et al., 2017). Videre føres vannet fra koaguleringsbassenget til injeksjonsbassenget hvor mikrosand tilsettes og blandes godt under hurtig omrøring med en kontakttid på 2 minutter. Dette setter i gang en fnokkformasjon. Deretter tilsettes polymeren i modningsbassenget under en mer rolig omrøring for oppbygning av fnokker med en kontakttid på 6 minutter. Polymerer er langkjedede molekyler som binder mikrosanden og primærpartiklene sammen. Dette fører til dannelse av store og tunge fnokker med høy sedimenteringshastighet. Etter modningen videreføres vannet til slutt til lamelleseparatoren med en sedimenteringstid på 3 minutter.

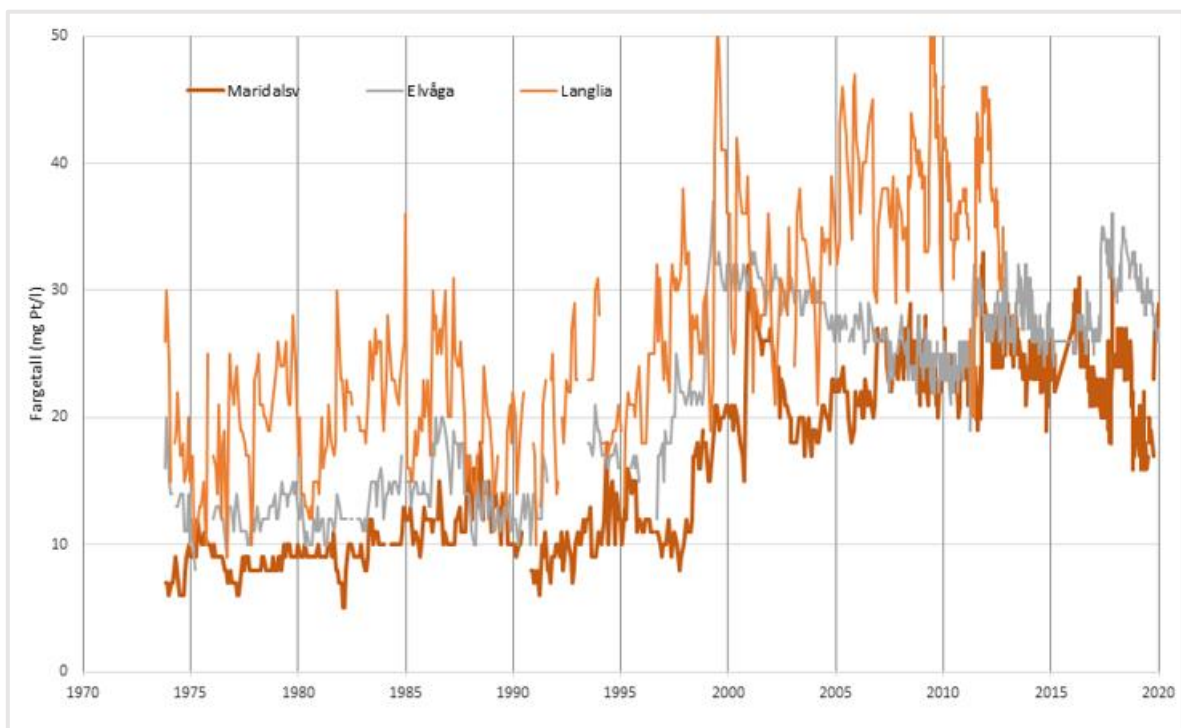
Sammenlignet med en konvensjonell fellingsprosess vil fnokkene raskere legge seg på bunnen ettersom mikrosanden øker tettheten betraktelig (Wahlström et al., 2017). På bunnen av lamelleseparatoren blir slammet og mikrosanden skrapet vekk. Det pumpes deretter tilbake til hydrosyklonen, der slammet og mikrosanden blir separert. Mikrosanden blir gjenbrukt og tilsatt i injeksjonstanken, mens slammet blir videresendt til slambehandling.

2.1.3 Råvann

Oset VBH henter råvannet sitt fra Maridalsvannet som er lokalisert i Nordmarksvassdraget/Akerselva (Hanssen, 2020). Maridalsvannet er den største og viktigste drikkevannskilden i Oslo kommune med et areal oppimot 4 km². Maridalsvannet har vært inntaksvann for Oslos drikkevannsforsyning siden 1867 (OsloByleksikon).

Figur 2-3 viser til målte verdier fra 1970 frem til 2020. Her ser man en gradvis økende trend av farge i vannet for både Maridals-, Elvåga- og Langliavannet. Fremtidige klimaendringer vil kunne medføre endring på råvannskvaliteten med rask økning av fargetall. Dette skyldtes en økning av organisk stoff og humus i vannet.

Ved en årlig økning av middeltemperatur, hyppige fryse og tineepisoder, og flere perioder med kraftig vind og nedbør vil dette kunne gi betydelige utfordringer for drikkevannsforsyningen. Basert på en vurdering av NIVA og SINTEF, vil fargen i Maridalsvannet ikke øke mer enn 30-35 mg Pt/l de neste 30 årene (Berge et al., 2011). Det vil derimot fortsatt være svært viktig å følge med på om fargetallet øker betraktelig. Fargetallet gir ingen utfordring for Oset VBH i dag, men kan være viktig å ta hensyn til ved utforming av fremtidige løsninger og ved vurdering av fremtidige utfordringer.



Figur 2-3: Målte verdier fra år 1970 til 2020 for fargetall i Maridals-, Elvåga og Langliavannet (Grefsrud, 2022).

2.2 FARGE

Farge i naturlig vann skyldtes i all hovedsak naturlig organisk materiale (NOM), også kalt humus. I mange norske overflatekilder er humusinnholdet så høyt at vannet får en synlig gulbrun farge. Fargen vil øke avhengig av mengden jern og mangan i vannet (Ødegaard, 2014).

Humus kan omtales som naturens sluttprodukt av biologisk omsetning, og er langkjedede og tungt nedbrytbare organiske stoffer. Humusmolekylet er sammensatt av negativt ladete molekyler ved en nøytral pH som oppfører seg på samme måte som kolloide partikler i vann med lik ladning. Det foreligger ingen kjente negative helseeffekter ved inntak av drikkevann med høyt innhold av humus, men det foreligger ulike problemer knyttet til humuspartiklene (Ødegaard, 2014). Ulempen med humuspartiklene er at de har potensiale til å ta til seg farlige stoffer i vannet, noe som videre vil ha en negativ påvirkning på vannkvaliteten og vannbehandlingen.

De typiske problemene med høyt innhold av humus i drikkevannsforsyningen er at det gir vannet en uestetisk gulbrun farge med smak og lukt, mulig dannelse av farlige biprodukter (klorering – fører dannelse av organiske forbindelser som kan ha kreftfremkallende effekt), reduksjon av desinfeksjonens virkningsgrad (desinfeksjonsmiddelet blir forbrukt til å oksidere humus, noe som fører til større behov av desinfeksjonsmiddel for samme effekt), og at det reduserer transmisjonen av UV-stråler (svekker inaktiveringsgraden ved UV-desinfeksjon) (FHI, 2021; Ødegaard, 2014).

Som et mål på farge benyttes enheten mg Pt/l hvor man i henhold til Norsk Standard bestemmer fargetallet spektrofotometrisk. Dette utføres ved at vannprøven gjennomstråles med lys der bølgelengden er 410 nanometer (nm), hvor grad av lysgjennomtrening måles. Kravet til fargereduksjon er ofte satt til en farge < 10 mg Pt/l (Ødegaard, 2014).

2.3 PARTIKLER I VANN

Det finnes ulike måter å karakterisere partikler i vann på. Det kan være basert på deres partikkelstørrelse og partikkelmengde, uklarhet og vekt (Ødegaard, 2014).

Suspendert stoff (SS) er en betegnelse på vannets innhold av partikulært materiale. SS blir benyttet som en indikasjon på vannkvaliteten både i vann- og avløpsteknikken. En normal verdi for SS i overflatevann er $<1\text{mg SS/l}$ (Ødegaard, 2014). Bestemmelsen av mengde SS i vannet analyseres basert på veiing av partikler over en gitt størrelse. Dette blir utført ved filtrering av vann gjennom et filter med en kjent lysåpning ($0,45\mu\text{m}$ eller $1,2\mu\text{m}$). Filteret blir deretter tørket, og filter med avsatt materiale blir veid slik at konsentrasjonen (g SS/m^3) blir bestemt (Ødegaard, 2014).

For bestemmelse av mengde og størrelse kan man grovt skille mellom kolloidale partikler ($0,01\text{--}1\mu\text{m}$), suspenderte partikler ($>1,0\mu\text{m}$) og sedimenterte partikler ($>100\mu\text{m}$) (Ødegaard, 2014). De kolloidale partiklene er små, men er større enn atomer og molekyler. Dette gjør at de kan skille seg fra løsningen, noe som bidrar til turbiditet (UIO, 2018). SS har en større tetthet enn løsningen og vil derfor synke langsomt til bunn. De sedimenterbare partiklene har en større partikkelstørrelse og partikkeltetthet og vil synke raskere til bunn. Slamvolum er volum av sedimentert slam i vann etter en bestemt oppholdstid. Slamvolumet gir en indikasjon på slammets sedimenteringsegenskaper basert på partiklenes mengde og størrelse. Slamvolum blir målt ved bruk av Imhoff kjegle med enhet ml/l etter en sedimenteringstid på $\frac{1}{2}$ time eller 2 timer (NorskVann).

Ettersom at SS gir vekten av suspenderte partikler per volumenhet i vannet, og slamvolum gir mengden sedimentert vann i slam, vil det også være viktig å vite hvor mye partikler man har. For å fastsette mengden partikler i vannet, benyttes det turbiditet som måleparameter for uklarhet som oppgis i FNU (Formazine Nephelometric Units) eller i NTU (Nephelometric Turbidity Unit). Turbidimeteret måler lysintensiteten av en lysstråle som rettes mot vannprøven og vil angi spredningen, samt reduksjon av lysintensiteten på grunn av tilstedeværelsen av partikler (Ødegaard, 2014).

2.4 KOAGULANT

Ved koagulering av drikkevann er det normalt å benytte seg av salter av jern og aluminium. I Norge er det først og fremst aluminium som blir brukt, ofte aluminiumsulfat eller prepolymert aluminiumklorid (PAX). For å oppnå god koagulering av humus er det spesielt to driftsparametere man må ta hensyn til, pH og dose av koaguleringsmiddel for optimale koaguleringsforhold. Det er slik at optimale koaguleringsforhold gir tilstrekkelig god fargefjerning med tilstrekkelig lavt restinnhold av koagulant. En ikke-optimal koagulantdose og ikke-optimal pH kan gi en akseptabel eller god fargefjerning, men for høyt innhold av restkoagulant (Ødegaard, 2014).

Som følge av at vannet i Norge er surt og har lav alkalitet, tilsettes det en koagulant som gir en sur reaksjon. Det må i tillegg tilsettes et alkali for pH-justering, eksempelvis stoffer slik som kalk eller lut. Tabell 2-1 viser en oversikt over optimale koagulerings-pH verdier, samt ulike koagulant-doseringer avhengig av hvilken type koagulant som benyttes.

Tabell 2-1: Vanlige områder for optimal koagulerings-pH og koaguleringsdosering ved norske vannverk (Ødegaard, 2014).

Koagulant	Optimal pH	Normal dosering, mg Al (Fe)/l
Aluminiumsulfat	6,0 - 7,0	1,5 - 3,0 mg Al/l
Jernklorid	4,5 - 5,5	3,0 - 6,0 mg Fe/l
Prepolymert Al-klorid (PAX)	6,5 - 7,5	1,0 - 2,5 mg Al/l

Optimal pH ligger mellom 6 og 7 ved aluminiumkoagulering og rundt 5 ved jernkoagulering. PAX har en fordel ved at de forbruker mindre alkalitet og oppnår god koagulering i et bredere pH-område. (Ødegaard, 2014).

Utenom de metallbaserte koagulantene finnes det koagulanter av organiske polymerer som er kationiske og kan benyttes alene som koagulant, eller kombinert med en metallbasert koagulant. De kan være syntetisk polymerer eller naturlig polymerer (Ødegaard, 2014). Naturlig polymerer framstilles av levende organismer (planter, dyr, bakterier, sopp og gjør) – eksempelvis cellulose, stivelse og kitosan. Naturlige organiske polymerer foretrekkes i stor grad fremfor de konvensjonelle koagulantene for deres miljøvennlighet, biologisk tilgjengelighet og evne til biologisk nedbrytning (Udayakumar et al., 2021).

Aluminium og jern baserte koagulanter er gode når det kommer til sin brukervennlighet, lette tilgjengelighet og lave kost, samtidig som produktet har effektiv renseeffekt (Gheraout et al., 2015). Grunnet bekymring for metallrester kan det medføre implikasjon både for menneskers helse og miljøet ved høye kjemikaliedoseringer (Renault et al., 2008). Dermed ønsker man å ta mer hensyn til kjemikalievalg og kjemikaliedosering for minst mulig restkonsentrasjon av de tilsatte kjemikaliene.

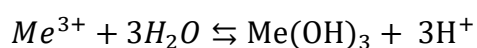
Det er utført noen dokumenterte studier av blant annet Mollatt og Finsrud som undersøkte kitosan som koagulant til fargefjerning ved Vestfold Interkommunale Vannverk. Råvannet til hovedkilden Farris økte raskt fra 5 – 20 mg Pt/l på 25 år. Dermed måtte dette undersøkes nærmere for å kunne produsere et godt drikkevann som er i henhold til drikkevannsforskriften (<5 mg Pt/l). Kitosan viste seg å gi en fargefjerning med en reduksjon på 50%, ved en dose på 1 mg/l. I tillegg viste det seg at slamproduksjon utgjorde mindre enn halvparten av det som tilsvarte for en aluminiumbasert koagulant (Mollatt & Finsrud, 2000).

Det har også blitt undersøkt av Christensen om zirkonium (Zr) og kitosan reduserer partikler og NOM sammenlignet med tradisjonelt brukte polyaluminiumklorid (PAC) (Christensen, 2018). Under optimale betingelser har de en reduksjon i farge og turbiditet på mer enn 80%. Haugesund vannverk er en av vannverkene i Norge som har benyttet seg av kitosan som koagulant siden 2001. Grunnet en økning av humus i råvannskilden med etterfulgte utfordringer med å få fargetallet under 5 mg Pt/l, ønsket Haugesund vannverk å forsterke fellingsprosessen. Siden 2013 har Haugesund vannverk kombinert kitosan med zirkonium (sterkt positivt) som koagulant. Dette har gitt en bedre renseeffekt for farge enn noe annen kjent fellingsmiddel (VannVest, 2018). Denne kombinasjonen har gitt en sikker, god og miljøvennlig vannforsyning med redusert mengde slam og lavere kjemikalieforbruk (Bendigtsen, 2019).

2.5 KOAGULERINGSMEKANISMER

En kjemisk koagulering oppstår etter at en koagulant blir tilsatt i løsningen. Dette forårsaker en utfelling ved destabilisering og aggregering av partikler som er uløselig i vann (Ødegaard, 2014). Som tidligere nevnt benyttes det normalt aluminium eller jern baserte koagulanter, hvor det felles ut metallhydroksid. Dette skjer ved å tilsette en koagulant i vann med rett koagulant-dosering og pH i vannet. De positivt ladede metall-ionene vil nøytralisere den negative ladningen av partikkelen slik at den kan binde seg til metallhydroksidet ved kontakt med vann (Ødegaard, 2014).

Utfellingen av metallhydroksid illustreres ved en forenklet formel ved tilsatt metallkoagulant (Me, gjelder for Al og Fe) der utfellingsproduktet vises som metallhydroksidet, $\text{Me}(\text{OH})_3$, se Formel 1 (Ødegaard, 2014).



Formel 1

Mekanismene som kan utnyttes for å oppnå destabilisering av partikler kan forekomme ved *dobbeltlagkompresjon, adsorpsjon og ladningsnøytralisering, brobygging og omsvøping.*

1. Dobbeltlagskompresjon

Partikler og kolloider (negativ ladning) i naturlig vann akkumulerer positive ioner på/nær partikkelens overflate for å tilfredsstille elektronnøytraliteten. Det vil legge seg et lag av kationer på den negative overflaten til partikkelen, slik at et absorpsjonslag formes, kjent som Helmholtz lag. *Helmholtz laget* er et elektrisk felt med netto negativ ladning som tiltrekker seg overskudd av kationer, og frastøter anioner. Kationene og anionene beveger seg rundt og påvirkes av diffusjon. Etter hvert vil overskuddskontrasjonene av kationer strekke seg ut til overflaten slik at elektronnøytraliteten blir tilfredsstilt. Det som strekker seg fra *Helmholtz laget* og ut mot løsningen der ladningen er null og elektronnøytraliteten er tilfredsstilt, er kjent som det *elektriske dobbeltlaget* (Crittenden et al., 2012).

Dobbeltlagskompresjon forekommer når det elektriske dobbeltlaget blir komprimert ved at den frastøtende kraften blir redusert. Dette fører partiklene nærmere hverandre som et resultat av Brownsk bevegelse og noe ved van der Waals krefter (Crittenden et al., 2012). I tillegg har den ioniske styrken og ladningen til de motsatte ionene mye å si for kompresjonen av dobbeltlaget. Dobbeltlaget kan bli komprimert ved økt ionestyrke i vannet (Davis, 2010).

2. Adsorpsjon og ladningsnøytralisering

Mekanismen adsorpsjon og ladningsnøytralisering er en av de dominerende koaguleringsmekanismene som koagulantene opptre på. Her blir partiklene destabilisert ved adsorpsjon av motsatt ladete polymerer eller ioner. Ved nøytral pH har partikler slik som leire, humus og bakterier en negativ ladning. De kan bli destabilisert ved ladningsnøytralisering av hydrolyserte metallsalter og kationiske organiske polymerer. Koaguleringen er avhengig av en optimal koagulant-dose hvor deler av partikkeloverflaten (mindre enn 50%) er dekket. Slik blir ladningen nøytralisert, noe som videre fører til at partikkelen vil flokkulere. Dersom koagulant-doseringen blir for høy, vil partiklene få en positiv ladning og bli stabile (Crittenden et al., 2012).

3. Brobygging

Brobygging inntreffer når segmenter av lange polymerkjeder adsorberer på overflaten av partikler, og linker dem sammen ved å lage en «bro» mellom partiklene. Mekanismen baserer seg på adsorpsjon, der en optimal koagulant-dose er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler som er til stede (Crittenden et al., 2012). En av de viktigste kravene for brobygging er at det er tilstrekkelig plass på partiklenes overflate, slik at partiklene får en tilknytting til polymerkjeden, som videre gjør at partikler kan absorberes. Ved for høy adsorpsjonsmengde vil overflaten til partiklene bli tildekket, som videre fører til utilstrekkelig plass for adsorpsjon. Men motsatt, ved lav adsorpsjonsmengde vil det ikke være nok «broer» som tilknytter seg (Bolto & Gregory, 2007). Polymerkjedene til kitosan opptre ved å danne «broer» mellom partiklene, der polymerkjedene fester seg på overflaten til partiklene og adsorberes på de ladete aminogruppene (Crittenden et al., 2012).

4. Omsvøping

Koaguleringsmekanismen opptrer ved høy koaguleringsdose i forhold til konsentrasjonen av kolloider/partikler, slik at vannet overstiger et metningspunkt (Davis, 2010; Ødegaard, 2014). Tilsetning av metallbaserte koagulanter medfører en utfelling av hydroksider ($\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) i vannet. Omsvøping er en mekanisme som utnyttes for fjerning av mye turbiditet i vannet, der partiklene adsorberes på overflaten til rest koagulant. Dette er en mekanisme hvor det skjer en overdosering av koagulant ved en pH der koagulant er uløselig. Det krever derfor mer koagulant ved omsvøping som metode, enn ved destabilisering ved ladningsnøytralisering (Crittenden et al., 2012).

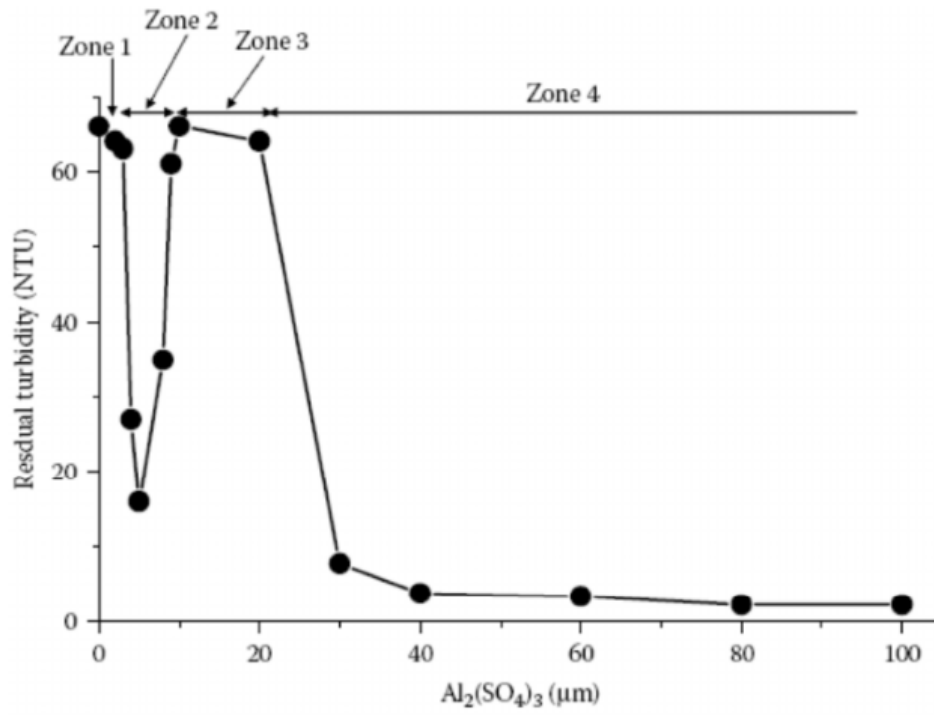
Koagulant-doseringen påvirker hvilken koaguleringsmekanisme som forekommer, avhengig av mengden negativt ladede kolloider/partikler i løsningen. Figur 2-4 viser til ulike soner ved enten lav, høy eller riktig dosering av koagulant, og beskrives nedenfor (Ghernaout et al., 2015).

Sone 1: Veldig lav dose. Kolloidene vil forbli negativt stabile. Turbiditeten vil øke. Dette resulterer i lite eller ingen sedimentasjon.

Sone 2: Tilstrekkelig høy dose. Vil kunne oppstå ladningsnøytralisering av kolloidene ved et smalt område. Dette er området for ladningsnøytralisering med nøytraliserte produkter. Turbiditeten reduseres betraktelig.

Sone 3: Høyere dose. Vil kunne oppstå ladningsendring og restabilisering. Turbiditeten er fortsatt høy der kolloidene frastøter hverandre grunnet et overskudd av adsorpsjon og reversering av ladning der kolloidene blir stabile.

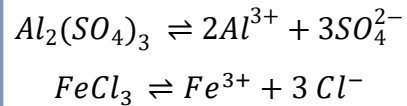
Sone 4: Veldig høy dose. Utfelling av metallhydroksid ved omsvøping. Får en betydelig reduksjon i fjerning av gjenværende uklarheter. Turbiditeten her er lavere enn i sone 2. Indikerer at omsvøping produserer større fnokker som sedimenterer raskere enn ved ladningsnøytralisering som mekanisme.



Figur 2-4: Turbiditet (NTU) etter koagulering med et aluminiumsulfat ved ulike doseringer, ved pH 7 (Gheraout et al., 2015).

2.5.1 Hydrolysering av metallsalter

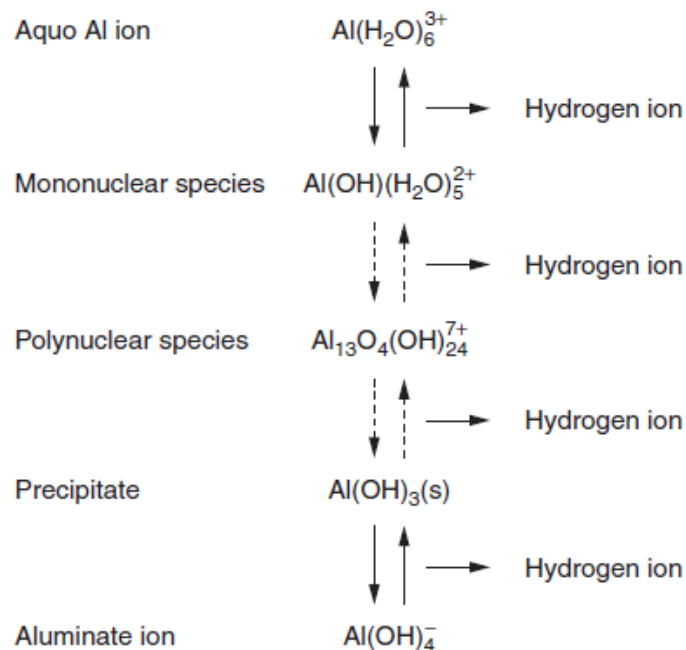
Når metallioner av aluminium eller jern tilsettes i vann skjer det en rekke reaksjoner hvor det vil dissosiere og gi treverdige Al^{3+} og Fe^{3+} metallioner, med reaksjoner som vist under i Formel 2 (Crittenden et al., 2012):



Formel 2

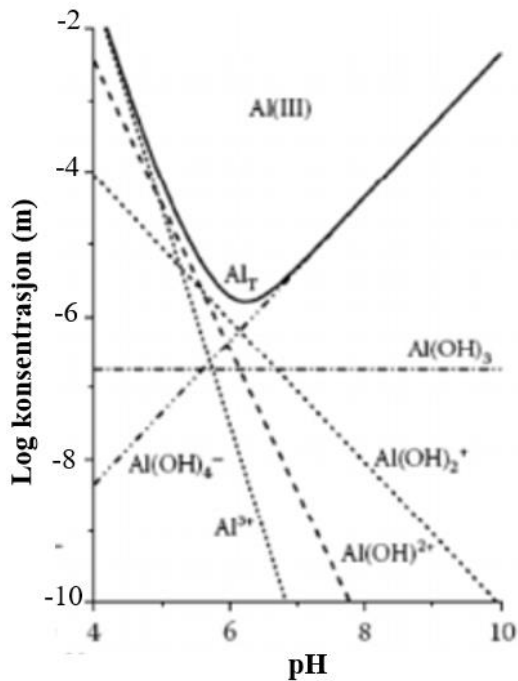
Hydrolysering av metallsalter vil forekomme når de treverdige metallionene Al^{3+} og Fe^{3+} kommer i direkte kontakt med vannmolekylene slik at de komplekse forbindelsene $Al(H_2O)_6^{3+}$ og $Fe(H_2O)_6^{3+}$ formes. De komplekse forbindelsene vil passere gjennom en rekke hydrolytiske reaksjoner, hvor det vil skje en splittelse av vannmolekyler som fører til frigjøring av H^+ ioner, noe som videre fører til at pH reduseres. Reaksjonen er derfor svært avhengig av pH (Ghernaout et al., 2015).

Det vil gi opphav til en rekke løselige hydrolyseprodukter som vist i Figur 2-5 for aluminium. Hvilke av de hydrolyserte produktene som er til stede i løsningen, avhenger av partikkelmengden og egenskapene til vannet (Crittenden et al., 2012).

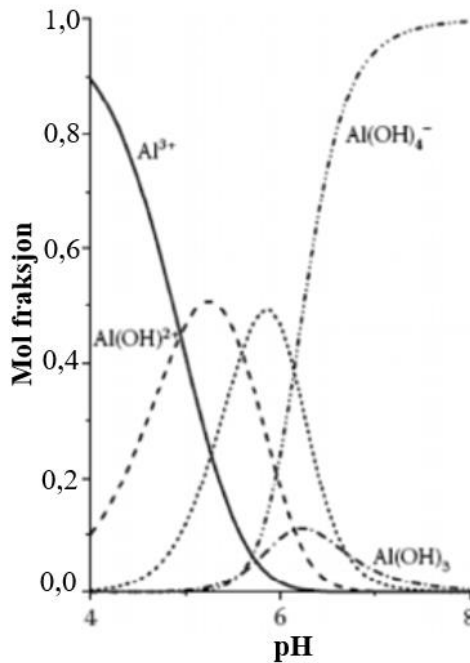


Figur 2-5: Aluminium hydrolyseprodukter (Crittenden et al., 2012).

Figur 2-6a viser til løseligheten for aluminium monomere hydrolyseprodukter ved ulike pH-verdier. Figur 2-6b illustrerer effekten av pH ved hydrolyse av monomere aluminiummolekyler. Ved pH (~4,5) dominerer formen Al^{3+} , men ved et nøytralt pH-område vil hydroksidet ha en lav løselighet som danner et fast bunnfall, som er en ønskelig effekt ved koagulering (Duan & Gregory, 2022). Ved høyere enn pH (~7) dominerer ionet $Al(OH)_4^-$. Når pH senkes avgis OH^- , men ved økt pH tas det opp OH^- (Gheraout et al., 2015).



a) Spesifikasjonsdiagram for Al(III) av kun monomere hydrolyseprodukter.



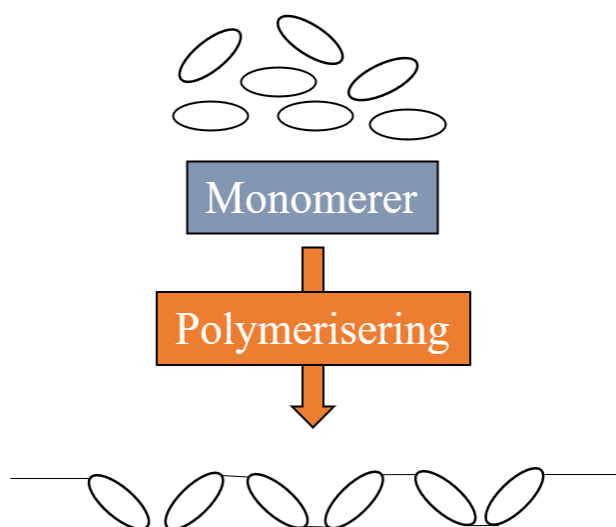
b) Andel (mol fraksjon) av hydrolysert Al(III)-arter i forhold til total løselig metallkonsentrasjon.

Figur 2-6: Hydrolyse-arter av Al^{3+} ved ulike pH (Gheraout et al., 2015).

2.6 POLYMER

Polymerer kan klassifiseres som syntetiske eller naturlige makromolekylære komponenter. Polymerer har evnen til å destabilisere og øke flokkuleringsevne, avhengig av vannets sammensetning. Molekylet til polymeren kan beskrives som gjentakende strukturelle serier av kjemiske enheter, med en struktur designet for å gi karakteristiske fysisk-kjemiske egenskaper, bundet av kovalente bindinger ved polymerisering, Figur 2-7 (Helseth, 2019).

De små kjemiske enhetene er kalt for monomer og molekylvekten av polymermolekylet er summen av molekylvekten til hver av de enkelte monomerene (Bratby, 2016). Den totale mengden av monomer enhetene gir dermed en indikasjon på graden av polymeriseringen og er karakterisert basert på molekylvekten. En høy molekylvekt tilsier lange polymerkjeder, og lav molekylvekt indikerer korte polymerkjeder.



Figur 2-7: Forenklet illustrasjon ved polymeriseringen av en polymer.

Polymerer karakteriseres også basert på deres ladning. De kjemiske enhetene har vanligvis en ionisk funksjonell gruppe som gir en elektrisk ladning på polymerkjeden (Crittenden et al., 2012). Polymeren kan være lange strukturelle kjeder som er negativt ladet (anionisk), positivt ladet (kationisk) eller tilnærmet nøytrale (nonionisk). Om polymeren er negativ eller positivt ladet, avhenger av hvilken spesifikk funksjonell gruppe som molekylet er bundet til og hvilke som blir ionisert. Polymerene som ikke har ioniserende funksjonelle grupper, kalles for nonioniske polymerer (Bratby, 2016). Basert på deres molekylvekt, ladningsintensitet og molekylforbindelse har polymeren varierende egenskaper.

Nonioniske polymerer fungerer hovedsakelig under prinsippet brobygging (Crittenden et al., 2012). De har ingen effekt ved nøytralisering av partikler med negativ ladning, men kan styrke brobygging i kombinasjon med primære koagulanter. Med høy molekylvekt binder polymerkjedene partiklene effektivt sammen til en langkjedet polymer med lav overflateladning. Ettersom at deres ladning er tilnærmet nøytral vil polymeren være lite påvirket av både ionestyrke og pH. Dermed kan nonioniske polymerer ofte fungere godt ved et bredt pH-spekter (Diskerud, 2020).

Anioniske polymerer har varierende ladningstetthet, avhengig av hvilke monomerer polymeren er bygd opp av. De vanligste anioniske polymerene som benyttes, inneholder svake karboksylsyrergrupper der ladningstettheten er avhengig av pH (Bolto & Gregory, 2007). På grunn av deres åpne og varierende kjedestruktur, kan de følge mekanismene for brobygging og ladningsnøytralisering. Ved noen situasjoner kan det oppstå en tilstrekkelig konsentrasjon av toverdige metallioner. Slik vil det danne seg «broer» mellom de anioniske gruppene på polymeren og den negative overflaten. Uten tilstedeværelse av toverdige metallioner, vil ikke brobygging kunne oppstå, selv ved høy ionestyrke (Bolto & Gregory, 2007).

Kationiske polymerer er designet for å adsorbere og reagere raskt med partikler, og er avhengig av pH og ionestyrke for å fungere optimalt. Kationiske polymerer anses mer som primær koagulanter, sammenlignet med anioniske og kationiske polymerer. Anioniske og kationiske polymerer har mindre effekt ved nøytralisering av negative kolloidale partikler (Das, 2019). Kationiske polymerer vil fungere etter mekanismen brobygging, og er avhengig av høy molekylvekt og ionestyrke. En høy positiv ladning i vann fører til raskere fnokkformasjon, og øker raten av sedimentasjon ved brobygging (Hesami et al., 2014). En kationisk polymer kan også fungere ved ladningsnøytralisering med lav molekylvekt og høy ladningstetthet (Wilts et al., 2018).

2.6.1 Syntetisk polymer

Syntetiske polymerer er det som blir benyttet mest av i vannbransjen. De omtales ofte som polyakrylamider (PAM). Polymeren består av akrylamid og andre monomerer (Sanna, 2019). Akrylamid er bygd opp av karbon, hydrogen, oksygen og nitrogen, samt en reaktiv dobbeltbinding. Bindingen kan løses opp ved polymerisering. Dette vil danne en forbindelse som betegnes som et polyakrylamid. Prosessen er irreversibel. Det vil si at akrylamid ikke vil kunne gjendannes (Brinchmann, 1997).

Syntetiske polymerer i drikkevannsbehandlingen kan etterlate seg forurensinger av det ureagerte monomeret akrylamid i drikkevannet. Dette kan medføre at små konsentrasjoner av akrylamid kan havne i drikkevannet hos forbrukeren (Bratby, 2016; Sanna, 2019). Akrylamid har vist seg å være kreftfremkallende og nevrotoksisk som kan være skadelig for DNA, og det er derfor satt en grenseverdi ved norske vannverk for tillatt akrylamidtilsetning i vannet (FHI, 2021; Knutsen & Brantsæter, 2021). Etter drikkevannsforskriften er det satt en grenseverdi på 0,10µg/l (Drikkevannsforskriften, 2017)

Restproduktet kan karakteriseres som plast, men vil ikke ha den samme nedbrytningstiden. Syntetiske polymerers nedbrytningstid er estimert til ca. 10% per år, noe som er mye raskere enn nedbrytningstiden for plast. (Diskerud, 2020).

2.6.2 Naturlig polymer

Natriumalginat et eksempel på et naturlig polymer utvinnet fra brun tang. Det har en struktur bestående av to sukkerenheter, guluronsyre og mannuronsyre. Natriumalginat har en god flokkuleringsevne med både jernsalter og aluminiumsalter (Crittenden et al., 2012). Stivelse er også en annen naturlig polymer med opprinnelse fra blant annet poteter og tapioka. De polymeriserte karbohydratene kan ha en nonionisk, anionisk og kationisk ladning basert på deres form og innhold (Bratby, 2016). Kitosan er også en naturlig polymer framstilt av kitin, som både finnes i krabbe- og rekeskall. Det anvendes i mange fagfelt, blant annet i legemiddel- og næringsmiddelindustrien, og andre områder innen vannbehandling (Renault et al., 2008).

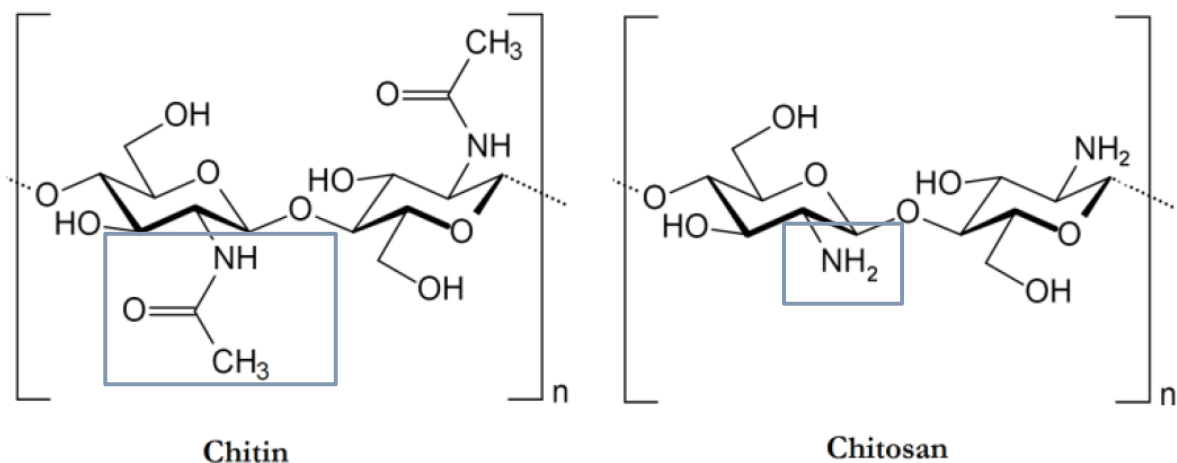
Naturlig polymerer er fremmet i industrien, først og fremst fordi det er lett tilgjengelig, ufarlig og biologisk nedbrytbart. Naturlig polymerer har lenge blitt benyttet som flokkulanter, men har vist seg å føre til lavere koagulerings- og flokkuleringseffektivitet. Dette fører til at det kan kreves noe høyere dosering av naturlig polymerer for optimal ytelse (Das, 2019).

Diskerdud har gjennomført dokumenterte studier hvor det ble benyttet kitosan-basert polymer som flokkulant for fortykning av spyleslam fra tremedia-filter (Diskerdud, 2020). Spyleslammet ble hentet fra et pilotanlegg basert på Moldeprosessen med jern som koagulant (PIX318 A15). Forsøket ble utført ved hjelp av jar-tester og et pilotanlegg. Resultatene fra jar-testene viste til en reduksjon i turbiditet i klarvannsfasen over et bredt pH-spekter, men med et mer voluminøst fortykket spyleslam (Diskerdud, 2020).

2.6.3 Kitosan

Kitosan er et naturlig kationisk polymer framstilt av kitin. Kitin er et polysakkarid som finnes i eksoskjelettet til reke- og krabbeskall (Christensen, 2018). Interessen for kitosan har økt betydelig de siste tiårene grunnet dets unike karakteristiske trekk og naturlige opprinnelse.

Kitosan består av to enheter. En uladet acetylenhet (N-acetyl-D-glucosamine), og en potensielt ladet deacetyllert enhet (D-glukosamin), etter transformasjonen av kitin til kitosan (Renault et al., 2008). Figur 2-8 viser den kjemiske strukturen av kitin og kitosan. Kitosan er ulikt sammenlignet med kitin. Forskjellen er at tilfeldige acetylgrupper langs polymerkjeden er fjernet, slik at man står igjen med aminogruppen NH_2 . Aminogruppen NH_2 er en hydrofil gruppe som lett binder seg til vann. Den har en sterk tendens til å binde eller adsorbere vann, noe som kan resultere i svelling og dannelselse av gele (Sandtorv, 2019).

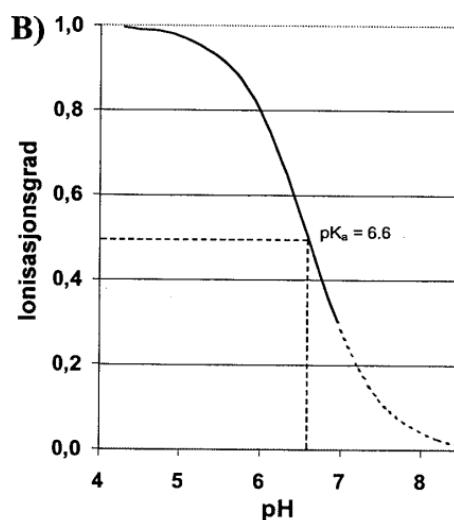


Figur 2-8: Kjemisk struktur av kitin og kitosan (Younes & Rinaudo, 2015).

Kitosan sin strukturelle karakteristikk er avhengig av acetyleringsgraden og molekylvekten. Acetylgraden beskriver forholdet mellom acetylfraksjoner og deacetylfraksjoner, og er viktig for beskrivelsen av polymerens tetthet, stivhet og hydrofobiske egenskaper. Molekylvekten definerer lengden til kitosan, noe som er viktig for beskrivelsen av viskositeten i oppløst tilstand (Christensen, 2018). Den gjennomsnittlige molekylvekten for tilgjengelige produkter ligger i området 10^4 – 10^6 g/mol (Vogelsang, 2001).

Løseligheten av kitosan avhenger av acetylgraden, og kan derfor variere avhengig av hvilket kitosan-basert produkt som blir benyttet. Kitosan er løselig ved tilsetning av svake organiske syrer eller fortynnet saltsyre (HCl) (Litvedt & Norgaard, 1999). Kitosan har størst løselighet under pKa-verdien. Figur 2-9 viser til en eksempelløsning der kitosan har en dissosiasjonskonstant, pKa = 6,6. Figuren illustrerer også at kitosan er uløselig ved pH > 7 (Vogelsang, 2001). Grunnen til dette er at egenskapene til aminogruppen endrer seg med pH. Ved pH 4 - 6 vil aminogruppene protonere. Dette vil føre til en elektrostatisk tiltrekning mellom ladede grupper. Aminogruppene vil dermed få en positiv ladning. Dette vil føre til at kitosanen blir til en vannløselig kationisk polyelektrolytt, noe som videre fører til igangsetting av koagulering med aggregatdannelse og ladningsnøytralisering av humusmolekylene som er negativt ladet (Bakshi et al., 2019; Braathe, 2020).

Når pH stiger til en verdi over pKa-verdien, vil aminogruppene deprotoneres slik at aminogruppene mister den positive ladningen og blir uløselige (Zargar et al., 2015). Kitosan har høyest destabiliseringseffekt ved sure forhold med pH under 4,6, der flere enn 99% av aminogruppene har positiv ladning, se Figur 2-9.



Figur 2-9: Illustrerer den teoretiske beregnede ionisasjonsgraden av kitosan med dissosiasjonskonstant, pKa = 6,6. Det stiplede området (pH > 7) indikerer at kitosan normalt ikke er løselig (Vogelsang, 2001).

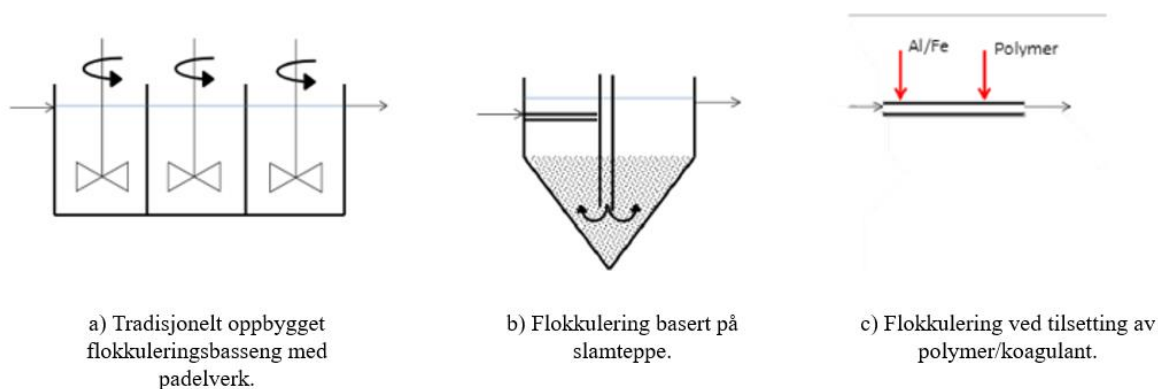
2.7 FLOKKULERING

Flokkulering er en prosess der de destabiliserte partiklene blir ført sammen slik at de klumper seg til større aggregater, kalt fnokker. Prosessen er avhengig av hyppig kontakt mellom partiklene for at fnokkene skal bringes sammen og aggregere, som igjen er avhengig av turbulensforholdene og partikkeltettheten (Ødegaard, 2014).

Flokkulering er ikke kun avhengig av god aggregering av partikler. Den er også opptatt av å overføre de utfelte partiklene fra koaguleringen til en form eller størrelse som best lar seg separere under et separasjonssteg. Dermed vil også karakteristika på fnokkene være viktig når vi skal ta hensyn til hvilken separasjonsmetode som skal benyttes (Ødegaard, 2014).

Det finnes forskjellige metoder man kan ta i bruk for å oppnå flokkulering. Et fellestrekk ved alle typer flokkulering er at den er avhengig av en viss tilført energi og oppholdstid. Flokkulering kan deles inn tre ulike prinsipper, mekanisk omrøring, flokkulering i slamteppe og kjemisk flokkulering, se Figur 2-10. Ofte kombineres to eller tre av prinsippene for å oppnå god flokkulering (Hem, 2022).

Etter flokkuleringen kan fnokkene skilles ved hjelp av lamellesedimentering, flotasjon og sedimentasjon (Ødegaard, 2014)



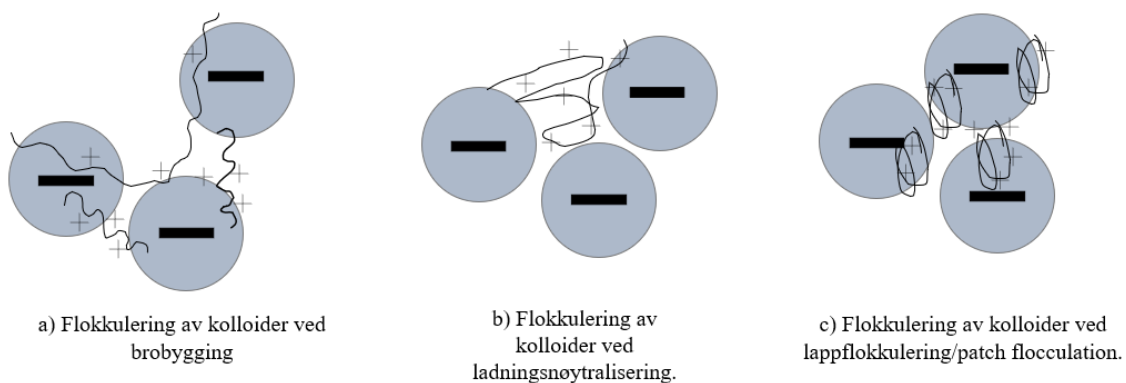
Figur 2-10: Flokkuleringsprinsipper (Ødegaard, 2014).

I tradisjonelle koaguleringsanlegg benyttes det vanligvis flokkuleringstanker med mekanisk omrøring. Se Figur 2-10a. Omrøringens hensikt er å få fnokkene til å kollidere med hverandre slik at man får bygd større fnokker. Faktorene som påvirker flokkuleringen er omrøringstiden, oppholdstiden og antall kammer i serie (Ødegaard, 2014). Normalt er det vanlig med et anlegg bestående av 3 – 4 kammer, der omrøringsintensitet og oppholdstid avtrappes fra første kammer og frem til siste kammer.

I de første kamrene tilsettes det koagulant og polymer under hurtig omrøring. De resterende kamrene skal sørge for å bygge opp fnokkene under redusert omrørings hastighet og økt oppholdstid for partikkeloppbygging. Nylig formede fnokker er svært skjøre, og kan brytes opp ved skjærkreftene som oppstår ved miksing. I tillegg må det tas hensyn til riktig dosering av polymer for å unngå fellingsproblemer (Dey et al., 2007).

Kjemisk flokkulering oppstår primært gjennom to forskjellige mekanismer. Det oppstår enten ved brobygging eller ved ladningsnøytralisering (Renault et al., 2008). Brobygging inntreffer ved lange polymerkjeder som adsorberer og binder sammen partikler til sterke aggregater av store fnokker, der formen avhenger av antallet «broer» som er formet. Se Figur 2-11a (Renault et al., 2008). Den andre mekanismen er ladningsnøytralisering der polymeren med den motsatte ladningen av kolloidene i vannet adsorberes på overflaten av partiklene, noe som lager en nøytral form av kombinerte komponenter. Se Figur 2-11b.

Dersom det benyttes en polymer med høy ladningstetthet, vil polymeren kunne legge seg som en flat form på partikkeloverflaten. Se Figur 2-11c. Polymeren danner ladningsrike kationiske «lapper» som tiltrekker seg de anioniske delene av partiklene. Dette forårsaker fnokkdannelse kalt lappflokkulering/patch flocculation. Se Figur 2-11c. (Valanko et al., 2020).



Figur 2-11: Dominerende flokkuleringsmekanismer, a) brobygging b) ladningsnøytralisering c) lappflokkulering/patch flocculation.

2.8 KRAV TIL VANNKVALITET

Drikkevannsforskriften har som formål: «å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge» (Drikkevannsforskriften, 2017). Forskriften setter bestemmelser knyttet til renskrav og sikker levering av trygt drikkevann for å sikre forbrukernes helse og trygghet. Det er satt bestemte tiltaksgrenser og grenseverdier for å sikre at turbiditet, farge, lukt og smak er akseptabel for forbrukerne. Drikkevannsforskriften anbefaler at fargen ikke overskrider 20 mg Pt/l, og at turbiditet bør ligge under 1 FNU ut fra vannbehandlingsanlegget (Drikkevannsforskriften, 2017).

I forskriften er det satt bestemte krav for vannbehandlingen, hvor det er bestemt at vannet skal ha passert et tilstrekkelig antall «hygieniske barrierer» for å oppnå helsemessig trygt vann. En hygienisk barriere har som formål «å hindre at virus, bakterier, andre mikroorganismer eller kjemiske stoffer finnes i drikkevannet i et antall eller en konsentrasjon som kan innebære en risiko for at drikkevannet ikke er helsemessig trygt» (Mattilsynet, 2021). I tillegg til drikkevannsforskriften har mattilsynet satt faglig veiledende grenser for parametere som er viktig når et koaguleringsanlegg benyttes i et vannbehandlingsanlegg. Se Tabell 2-2. Når parameterne holder seg under de veiledende kravene, vil koaguleringsanlegget kunne fungere som en hygienisk barriere. Restinnhold av aluminium/jern i drikkevannet skal være mindre enn 0,15 mg/l, fargeverdien skal være mindre enn 5 mg Pt/l og turbiditet bør være mindre enn 0,2 FNU (Drikkevannsforskriften, 2017; Mattilsynet, 2021).

Tabell 2-2: Krav fra drikkevannsforskriften og veiledende krav fra Mattilsynet.

Parameter	Veiledende krav for koagulering som vannbehandlingsmetode (mattilsynet)	Krav i drikkevannsforskriften	Kommentarer i drikkevannsforskriften
Aluminium/jern	0,15 mg/l	0,2 mg/l	Analyseusikkerhet på 25% (aluminium) og 30% (jern). Mattilsynet anbefaler at fargetallet ikke overskrider 20 mg/l Pt.
Farge	5 mg Pt/l	Akseptabel for abonnentene	Mattilsynet anbefaler at turbiditeten ut fra vannbehandlingsanlegget ikke overskrider 1 NTU ved vannforsyningssystemer som bruker overflatevann. Målingen av analyseusikkerhet estimeres ved 1 NTU.
Turbiditet	0,2 FNU	Ingen unormal endring	

3 METODE

3.1 FORMÅL

Oppgavens formål var å finne ut om kitosan-basert polymer kan erstatte syntetisk polymer i en Actiflo prosess sammen med polyaluminiumklorid (Ekoflock 90) som koagulant etter dagens drift. Dette ble undersøkt ved å teste ut nonionisk polymer (N100), anionisk polymer (A100), kationisk polymer (C492) og den naturlige polymeren (KitoFlokk) ved ulike pH verdier. For pH justering ble det tilsatt 0,2M HCl og kalkvann under Actiflo jar-tester. Turbiditet og farge ble målt i klarvannet, og slamvolum ble målt ved hjelp av en Imhoff kjegle. Resultatene vurderes ut ifra turbiditet, farge og mengden sedimenterbart slam som blir produsert, og ved hvilke pH-verdier polymeren oppnådde best mulig effekt. I tillegg var det ønskelig at polymeren skulle gi gode resultater over et bredt pH-spekter.

3.2 MARIDALSVANNET

Råvannskilden som ble benyttet til forsøkene i denne oppgaven ble hentet fra Maridalsvannet. Råvannskvaliteten under testperioden hadde et fargetall på ca. 25 mg Pt/l, turbiditet < 1 FNU og alkalitet på ca. 0,1 mmol/l. Gjennomsnittet på pH var på ca. 6,6 gjennom testperioden. Verdiene ble hentet fra analysedataene til Oset VBH, og viser data på konduktivitet pH, alkalitet, turbiditet og fargetall som ble målt en gang per uke. Se Tabell 3-1.

Tabell 3-1: Råvannsdata på Oset VBH i testperioden (januar-mars).

Konduktivitet [mS/m]	pH	Alkalitet [mmol/l]	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]
2,5	6,65	0,1	0,43	25

3.3 EVALUERINGSPARAMETERE

Forhåndsbestemte parametere for denne oppgaven var turbiditet, fargetall og slamvolum.

Polymer som flokkulant har som oppgave å effektivisere flokkuleringen, som igjen vil kunne redusere partikkelinnholdet i vannet. Turbiditet var dermed en viktig parameter for observasjon av partikkelinnholdet etter gjennomførte forsøk.

Fargetall gir en beskrivelse av vannets «utseende» basert på mengden humus som er til stede i mg Pt/l. Råvannet hadde et fargetall på 25 mg Pt/l, noe som er over dagens krav for verdier på fargetall. Se [2.8 Krav til vannkvalitet](#). Tilsetning av koagulant i ubehandlet vann forårsaker en fargereduksjon. Dersom resultatene for farge blir sterkt påvirket av flokkulanten, utføres det fargemåling som kontrollparameter.

Til å begynne med skulle suspendert stoff (SS) være et av de forhåndsbestemte parameterne. Underveis i testperioden ble det funnet ut av det ikke var gunstig å utføre grunnet resultater som medførte lavere verdier på måleusikkerheten med en nedre grense på 2 mg/l. Derfor ble måling av SS erstattet med målinger av slamvolum, med enheten ml/l.

I Diskeruds forsøksresultater trekkes det frem at tilsetning av kitosan-basert polymer hadde en viss påvirkning på mengden slam som ble produsert (Diskerud, [2020](#)). Dermed ble det ønskelig å se nærmere på slamvolum som parameter også for dette forsøket.

3.4 FORSØK

Forsøkene ble utført med Actiflo jar-tester. For å ha et sammenligningsgrunnlag ble det også utført forsøk med kun koagulant (Ekoflock 90) og mikrosand med pH-justering som referansetester. Ved å utføre testene på denne måten ville man kunne sammenligne hvor stor effekt polymer har på flokkuleringen. Testene ble utført med samme framgangsmåte som på referansetestene, men ved ulik tilsetning av polymerer og polymerdoseringer.

3.4.1 Actiflo jar-test

Flokkuleringen ble undersøkt ved hjelp av Actiflo jar-tester på laboratoriet. Slik kunne man undersøke hvilke doseringsmengder og pH som ga best mulig effekt for syntetisk polymer og KitoFlokk. En jar -test er en prosedyre som brukes for å studere effekten av koagulant og flokkulant ved tilsetning i vann, der man kan bestemme nødvendige doseringer og driftsforhold for effektiv koagulering/flokkulering (Crittenden et al., 2012).

Det ble hentet ut vannprøver fra rensanlegget (anlegg Nord). Kun karbondioksid og kalkvann var tilsatt. Vannprøvene ble oppbevart i kjøleskapet for å holde en stabil temperatur, rundt fem grader celsius.



Figur 3-1: Actiflo jar-test oppsett benyttet i forsøket med omrører fra IKA RW20 og pH-meter og elektrode fra Mettler Toledo.

For hver jar-test ble en kvadratisk beholder fylt med 1 liter vann. Koaguleringskjemikalie (Ekoflock 90) ble deretter tilsatt i beholderen under kraftig omrøring på ca. 350 rpm i ca. 2 minutter. Omrøreren som ble benyttet var en IKA RW20. Etter 2 minutter med koagulering ble det tilsatt mikrosand og polymer under hurtig omrøring i 15 sekunder. Deretter ble omrøringen justert ned til en roligere omrøring på 220 rpm i ca. 1 minutt og 45 sekunder. Etter omrøring sto prøven i ca. 30 sekunder før det ble tatt prøver fra klarvannet for analysering av turbiditet og farge. Ved måling av slamvolum ble innholdet i begeret overført til Imhoff kjeglen og avlest etter ca. 30 minutter med sedimenteringstid. Forsøkene ble utført med fire ulike polymerdoseringer ved fem ulike pH-verdier.

Fremgangsmåte

- Fyll opp beholderen med 1 liter vannprøve.
- pH-juster vannprøven med 0,2M HCl og kalkvann.
 - Juster → pH 5,5.
 - Juster → pH 5,8.
 - Juster → pH 6,1.
 - Juster → pH 6,4.
 - Juster → pH 6,7.
- Tilsett koaguleringskjemikalie ($16\mu\text{L}$) og rør om kraftig på ca. 350 rpm i ca. 2 minutter.
 - Koagulerings-pH → 5,25
 - Koagulerings-pH → 5,55
 - Koagulerings-pH → 5,85
 - Koagulerings-pH → 6,15
 - Koagulerings-pH → 6,45
- Tilsett deretter ca. 4g/l mikrosand. I tillegg tilsett syntetisk polymerdosering ($0,064\text{ g/l}$, $0,076\text{ g/l}$, $0,088\text{ g/l}$ og $0,1000\text{ g/l}$). For kitosan- dosering tilsett ($0,0125\text{ g/l}$, $0,0250\text{ g/l}$, $0,0375\text{ g/l}$ og $0,0500\text{ g/l}$) og rør om kraftig på ca. 350 rpm i ca. 15 sekunder.
- Sett omrøreren på ca. 220 rpm i ca. 1 minutt og 45 sekunder.
- Stopp omrøringen og la fnokkene bunnfelle i ca. 30 sekunder.
- Hent ut vannprøver fra klarvannet for måling av turbiditet og farge.
- Hell vannprøven over i Imhoff kjegle.
- La det sedimentere i ca. 30 minutter.
- Les av mengden sedimentert slam, slamvolum.

3.4.2 Optimal polymerdosering

Doseringsmengden av syntetisk polymer var bestemt ut ifra hvilke doseringer som hadde blitt tilsatt under dagens drift og under tidligere perioder i vannbehandlingen (data hentet fra 2014 - 2022). Doseringmengden er begrenset etter krav fra Mattilsynet der kjemikaliedosering har en maks dosering på 0,5 g/m³ for fellingsmidler med Kemira Chemicals A/S som produsent (Mattilsynet, 2022).

Doseringene som har blitt benyttet har vært ulike basert på variasjoner i råvannet som i tillegg har blitt justert etter Oset VBH sine driftserfaringer. Deretter ble det bestemt fire ulike doseringer som skulle vise hvordan de ulike polymertypene reagerte ved forskjellige doseringmengder. Dosering av KitoFlokk ble også bestemt etter størrelsesordenen til Oset VBH sine polymerdoseringer, men ifølge Das tilsettes det en høyere dosering av naturlig polymer enn ved syntetisk polymer grunnet deres reduserende koagulerings- og flokkulerings effektivitet (Das, 2019). Polymerdoseringen ble derfor justert opp.

3.4.3 pH-justering

Vannprøvene som ble hentet fra anlegget ble justert til forhåndsbestemte pH verdier. Bruk av koaguleringsdose var fast. Polymerdoseringen varierte og var basert på Oset sine driftsverdier. Hensikten med pH justering var å undersøke ved hvilke pH-verdier polymeren hadde best flokkulering og koaguleringssevne.

Før hvert forsøk ble pH målt. Slik kunne man kontrollere om det var flere variasjoner under testperioden. Råvannet varierte lite og hadde en gjennomsnittlig pH på ca. 6,6. Det ble benyttet 0,2M HCl og kalkvann for å justere pH på vannprøven. Vannprøven ble titrert med ulike mengder HCl og kalkvann, avhengig av ønsket pH pr. vannprøve på 1 liter. Slik ble lik pH sikret gjennom hvert forsøk.

pH er målt før og etter tilsetning av koagulant, for å se pH-reduksjonen ved tilsetning av koagulant. En optimal koagulerings-pH fører til god felling. Under normal drift lå koagulerings-pH på omtrent 6,3. KitoFlokk er et kitosan-basert polymer som vil kunne ha god effekt ved lav pH (pH 4- 6).

Koaguleringskjemikalie påvirker løsningen, og gir en sur reaksjon. Dette medfører en reduksjon i pH. Måling av pH ble gjennomført før hver jar-test og ikke under jar-testene, av praktiske grunner. Under Actiflo jar-testen ble koagulanten tilsatt under hurtig omrøring. Dette gjorde det krevende for pH-måleren å måle for pH. For å kunne finne verdiene på koagulerings-pH-ene ble det derfor gjennomført enkle titreringer som gav en gjennomsnittlig reduksjon på ca. 0,25 av start-pH. Forsøkene ble dermed utført ved koagulerings-pH (5,25, 5,55, 5,85, 6,15 og 6,45).

3.5 KJEMIKALIER

Produktene som ble benyttet i denne oppgaven var N100, A100 og C492 levert av Kemira Chemicals A/S. KitoFlokk ble levert av Teta Vannrensing i form av pulver. Koagulanten Ekoflokk 90 var produsert av Feralco og levert av Univar Solutions i væskeform. For mer informasjon om kjemikaliene som ble benyttet henvises det til produktdatablad. Mikrosanden var levert av Dansk Kvarts Industri A/S.

3.5.1 Utblanding av polymer

En ferdig utblandet polymerblanding (N100, A100 og C942) ga en konsentrasjon på 2,5g/l. Dette er basert på konsentrasjonen som anlegget benytter seg av ved dagens drift. Utblandet KitoFlokk ga en konsentrasjon på 20g/l.

Metode for utblanding av syntetisk polymer

- Vei opp 2,5g polymer.
- Mål opp 1000 ml med destillert vann.
- Hell litt destillert vann i en egnet beholder. Tilsett deretter polymer i beholderen under hurtig omrøring.
- Når blandingen er homogen tilsettes resten av det destillerte vannet sakte.
- La blandingen stå under omrøring til blandingen er helt oppløst.
- Blandingens holdbarhet er på ca. 3 dager.
- Blandingens konsentrasjon er på 2,5g syntetisk polymer/l (0,25%).

Metode for utblanding av KitoFlokk

- Vei opp 10,0g KitoFlokk.
- Mål opp 500ml med destillert vann.
- Hell destillert vann i egnet beholder. Tilsett deretter KitoFlokk i beholderen under hurtig omrøring.
- Når blandingen har blitt homogen, tilsettes det 5ml med konsentrert saltsyre (HCl 35%)
- La blandingen stå under omrøring i 30 min. Deretter kan blandingen tas i bruk.
- Blandingen har en holdbarhet på ca. 7 dager.
- Blandingen har en konsentrasjon på 20g KitoFlokk/l (2%).

3.5.2 Ekoflock 90

Koagulanten som benyttes på anlegget i dag er Ekoflock 90. Ekoflock 90 er en høykonsentrert polyaluminiumklorid-løsning og tilsvarer den polymeriserte koagulanten PAX 18. Koagulanten (Ekoflock 90) ble hentet fra anlegget, og ble tilsatt ved en fast dosering på 2mg/l, bestemt etter Oset VBA sin doseringshistorikk, periode 2014-2022.

3.5.3 Mikrosand

Mikrosanden som ble tilsatt hadde en fast bestemt doseringsmengde på 4g/l etter metoden for Actiflo jar-test.

3.6 ANALYSER

Analysene ble bestemt basert på de valgte parameterne – turbiditet, farge og slamvolum. Utstyr, kalibrering og metode er nærmere beskrevet i [Vedlegg A – Beskrivelse av analyser og laboratorieutstyr](#).

3.6.1 pH måling

pH måling for å pH-justere vannprøvene. pH-måleren ble kalibrert daglig før bruk med bufferløsning pH = 4,01 og pH = 7,00. Elektroden ble skylt og deretter plassert i vannprøvene. Målingen av pH foregikk under gjennomføring av titrering med 0,2M HCl og mettet kalkvann frem til pH ble riktig. Til slutt ble elektroden skylt med destillert vann og satt tilbake i bufferløsningen som hadde pH = 4,01.

3.6.2 Suspendert stoff (SS)

Filtrene som ble brukt hadde en maskestørrelse 1,2 μ m med 50 mm i diameter og er produsert av Whatman. For måling av suspendert stoff tørkes filteret i et tørkeskap før det tas i bruk. Filteret ble håndtert med en pinsett. Etter at filteret er tørket i minst 1 time i et tørkeskap, settes filteret i et vakumsug for gjennomslag av vannprøven. Vannprøven ble målt opp og helt over til filteret. Etter filtrering av vannprøven ble filteret overført til en skål, og deretter satt videre inn i et tørkeskap med temperatur 105 +/- 2°C i minst 1 time. Deretter ble filtrene satt i en eksikator for avkjøling i ½-time for å oppnå stabil vekt, og ble etter dette veid.

3.6.3 Turbiditet

For å måle turbiditeten i vannprøvene ble det benyttet et turbidimeter av merket Hach. I forkant av hver måling ble glassbeholderen skylt med destillert vann. Deretter ble glassbeholderen fylt opp med prøvevann og tørket godt med en klut for dråper og fingermerker før den ble satt i turbidimeteret og målt. Den målte verdien dukket opp på skjermen etter noen få sekunder, med enhet FNU. For å ta hensyn til variasjoner ble prøven målt tre ganger sammenhengende etter hverandre, og ble deretter bestemt etter den gjennomsnittlige verdien. Apparatet var svært sensitivt for fingermerker, dråper og støv på overflaten av glassbeholderen.

3.6.4 Farge

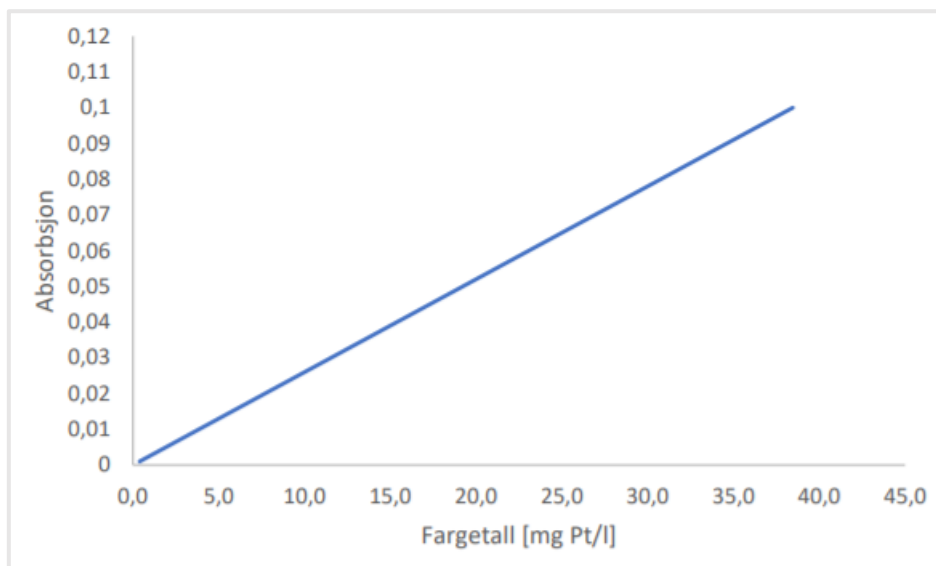
Fargetallet ble målt ved hjelp av et spektrofotometer av typen DR 2800, med merket Hach Lange. Før vannprøvene ble analysert måtte apparatet nullstilles med destillert vann i en kyvette. Etter nullstilling av apparatet kunne vannprøvene fra jar-testene analyseres. Vannprøven ble hentet ved hjelp av en sprøyte, og filtrert gjennom et cellulosenitratfilter, med poreåpning 0,45 μm . Vannprøvene ble filtrert, ettersom at partiklene kunne påvirke fargeanalysen. Det filtrerte vannet ble sprøytet over en kyvette som ble plassert i et spektrofotometer og målt. For å unngå feilresultater ble kyvetten tørket, og sjekket for eventuelle luftbobler før måling.

Spektrofotometeret viste til en fargeabsorpsjon. Fargetallet er beregnet ved hjelp av Formel 3 (Sveine, 2020).

$$\text{Absorpsjon} \times 384,615$$

Formel 3

Ved bruk av Formel 3 får man ut en kalibreringskurve for fargetallet som er vist i Figur 3-2. På denne måten vil man kunne lese av hvilken fargeabsorpsjon som gir hvilket fargetall. I tillegg ble det gitt en tabell for verdier av alle fargetall og fargeabsorpsjon. Dette gjorde figuren lettere å lese av.



Figur 3-2: Kalibreringskurve som viser sammenhengen mellom fargetall (mg Pt/l) på x-aksen og absorpsjon på y-aksen (Sveine, 2020).

3.6.5 Slamvolum

Slamvolum er et mål på volum av sedimentert slam, i ml/l. Slamvolumet ble målt ved å helle innholdet fra det kvadratiske begeret over i en Imhoff kjegle. Det sedimenterte slammet vil deretter legge seg på bunn. Etter 30 minutter med sedimenteringstid, ble mengden sedimentert slam avlest.

4 RESULTAT

4.1 ACTIFLO JAR-TEST

I Actiflo jar-testen ble N100 (nonionisk), A100 (anionisk), C492 (kationisk) og Kitoflokk (kationisk) polymerens effekt testet med aluminiumsbasert koagulant (Ekoflokk 90) i vannprøvene. Vannprøvene var tilsatt karbondioksid og mettet kalkvann.

For pH-justering ble det tilsatt saltsyre (0,2M HCl) og kalkvann. For å observere hvordan prosessen opptrådte uten tilsetning av polymerer, ble det utført referansetester hvor det kun ble tilsatt 0,2M HCl, kalkvann, Ekoflokk 90 og mikrosand.

Metode for utførelse av jar-testene og uttak av prøver er beskrevet i delkapittel [3.4.1 Actiflo jar-test](#). Turbiditet og farge er hentet fra klarvannet og slamvolum er målt ved hjelp av en Imhoff kjegle.

4.1.1 Referansetester

Referansetestene ble gjort uten tilsetning av polymerer, og viser en oversikt over hvordan turbiditet, farge og slamvolum varierer ved pH-justering. En økning i pH resulterer i høye turbiditetsverdier i klarvannet. Fargetallene viser at koaguleringen hadde en svært god effekt på farge uavhengig av polymerdosering med en reduksjon på omtrent 84%, sammenliknet med farge på råvannet. Se Tabell [3-1](#) og Tabell [4-1](#).

Tabell 4-1: Resultater fra referansetester uten polymer.

pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
5,25	17,10	3,10	3,00
5,55	19,07	2,70	3,00
5,85	20,50	2,70	3,00
6,15	22,33	2,70	3,00
6,45	16,77	3,80	2,50

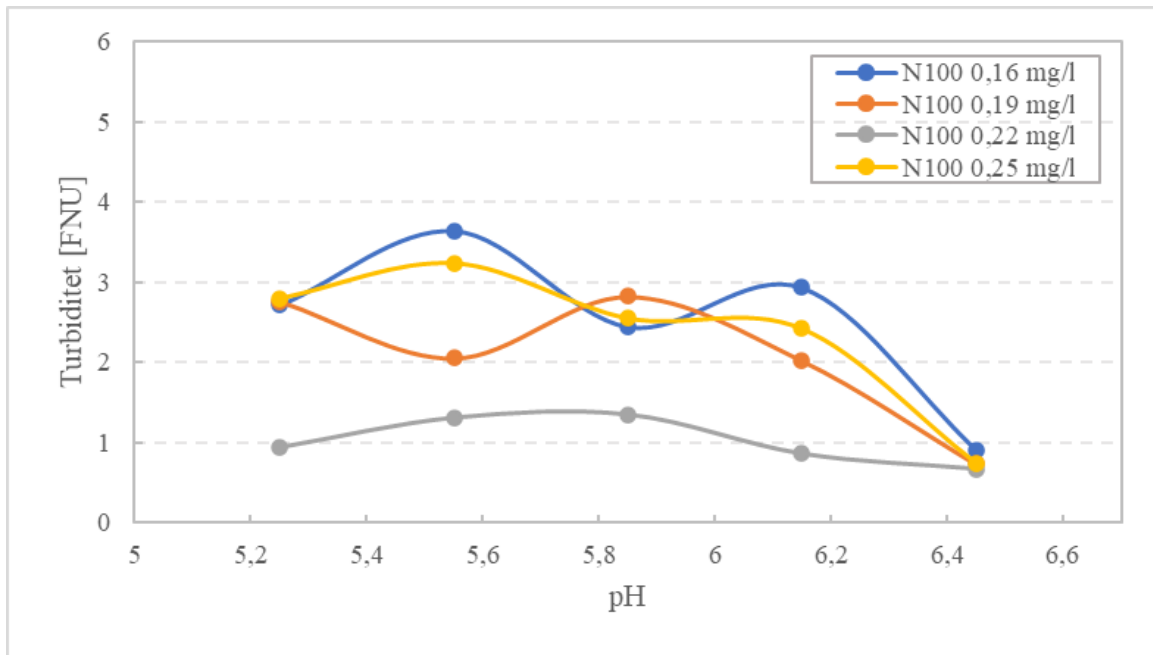
4.1.2 Test av nonionisk polymer, N100

Tabell 4-2 viser alle resultatene for turbiditet, farge og slamvolum fra Actiflo jar-testene. Her ble N100 brukt som polymer sammen med 0,2M HCl og kalkvann for pH justering. Figur 4-1 viser sammenhengen mellom turbiditet og pH. Punktlinjene viser til en svak variasjon på turbiditet, med svingninger mellom 0 – 2 FNU. For alle doseringene av N100, var det ved pH 6,45 de laveste verdiene for turbiditet oppsto.

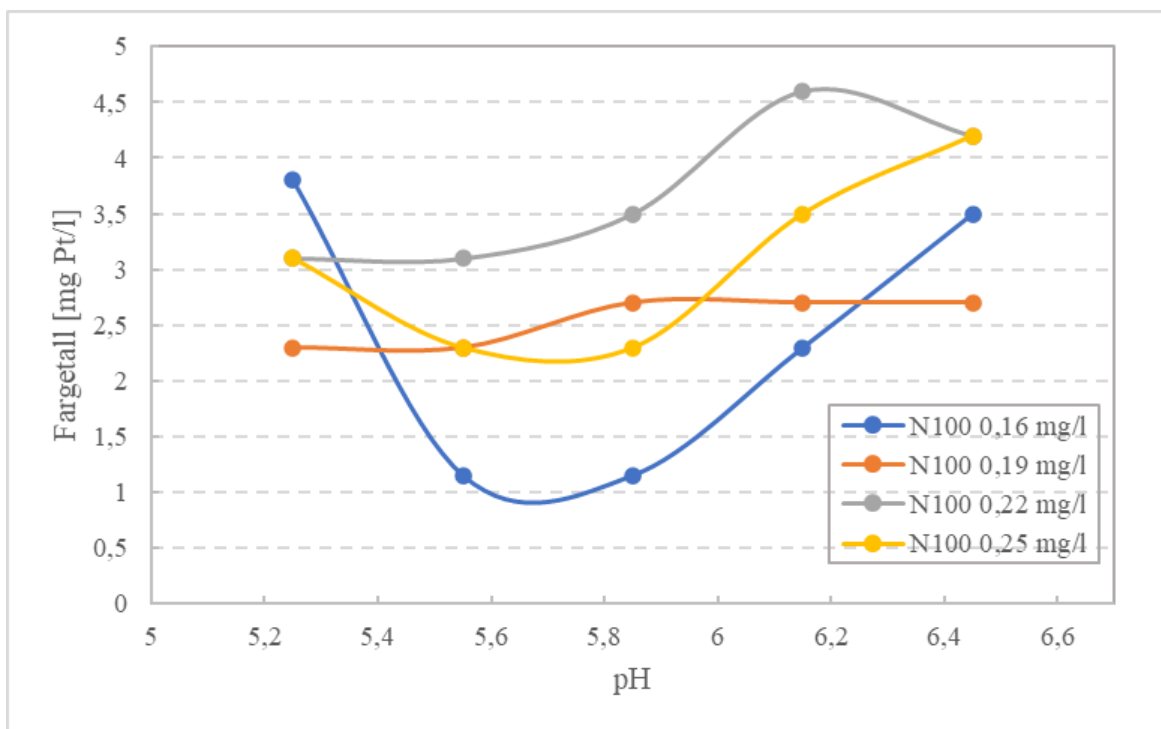
Testen viser et avvik med dosering 0,22 mg N100/l. Figur 4-2 viser en økende trend av farge i klarvannet, spesielt for polymerdosering 0,22 og 0,25 mg N100/l. Slamvolumene illustrert i Figur 4-3 holdt seg relativt stabile med N100 som flokkulant.

Tabell 4-2: Resultater for N100 som polymer.

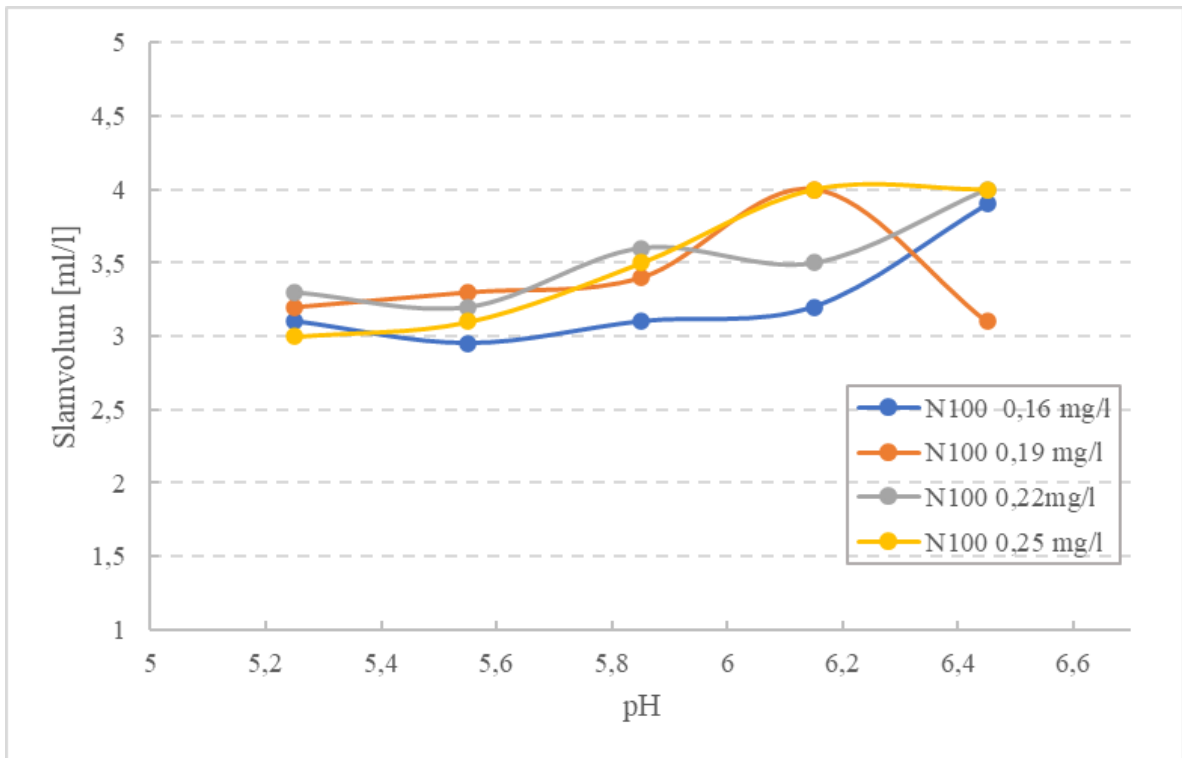
Dose [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolu m [ml/l]
0,16	5,25	2,71	3,80	3,10
0,16	5,55	3,64	1,15	2,95
0,16	5,85	2,44	1,15	3,10
0,16	6,15	2,93	2,30	3,20
0,16	6,45	0,91	3,50	3,90
0,19	5,25	2,76	2,30	3,20
0,19	5,55	2,05	2,30	3,30
0,19	5,85	2,82	2,70	3,40
0,19	6,15	2,02	2,70	4,00
0,19	6,45	0,73	2,70	3,10
0,22	5,25	0,94	3,10	3,30
0,22	5,55	1,31	3,10	3,20
0,22	5,85	1,35	3,50	3,60
0,22	6,15	0,86	4,60	3,50
0,22	6,45	0,67	4,20	4,00
0,25	5,25	2,80	3,10	3,00
0,25	5,55	3,24	2,30	3,10
0,25	5,85	2,55	2,30	3,50
0,25	6,15	2,42	3,50	4,00
0,25	6,45	0,74	4,20	4,00



Figur 4-1: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-2: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.



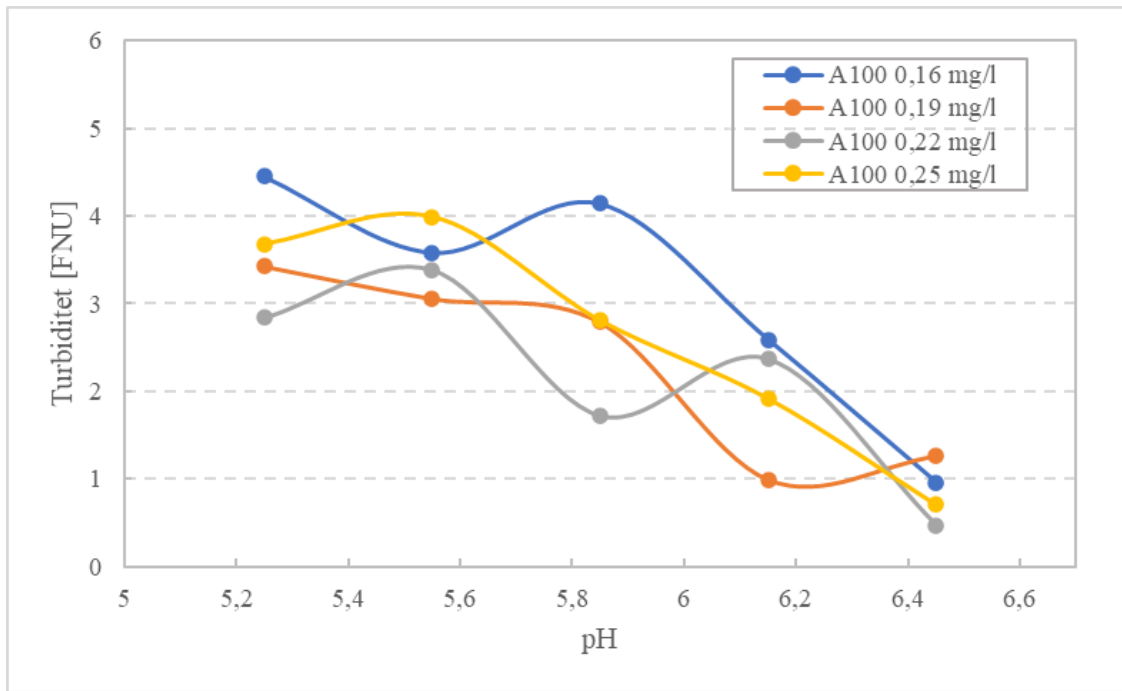
Figur 4-3: Punktdiagram med utjevne linjer som viser resultatene for slammvolum ved de ulike doseringsmengdene av N100 etter bestemte pH-verdier.

4.1.3 Test av anionisk polymer, A100

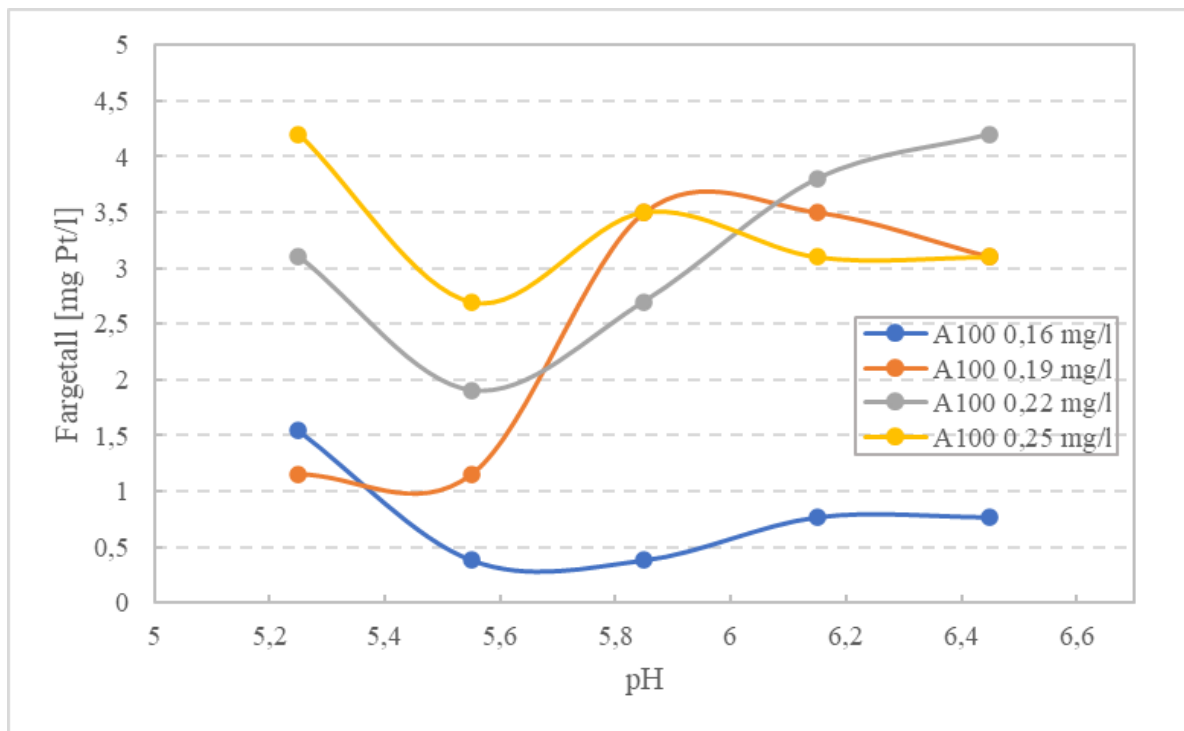
Tabell 4-3 viser alle resultatene for turbiditet, farge og slamvolum fra Actiflo jar-testene. Her ble A100 brukt som polymer sammen med 0,2M HCl og kalkvann for pH justering. Figur 4-4 viser sammenhengen mellom turbiditet og pH ved ulike doseringsmengder. Punktlinjene for hver polymerdosering illustrerer en synkende trend på turbiditet ved økt pH. Polymeren er dermed avhengig av pH-justering for å kunne gi lavere verdier for turbiditet nærmere 1 FNU i klarvannet. Figur 4-5 illustrer en synkende trend for farge ved pH 5,55 og gir det laveste fargetallet. Fargetallet stiger raskt igjen ved økte pH-verdier, mens slamvolumene gir en gradvis økning, se Figur 4-6.

Tabell 4-3: Resultater for A100 som polymer.

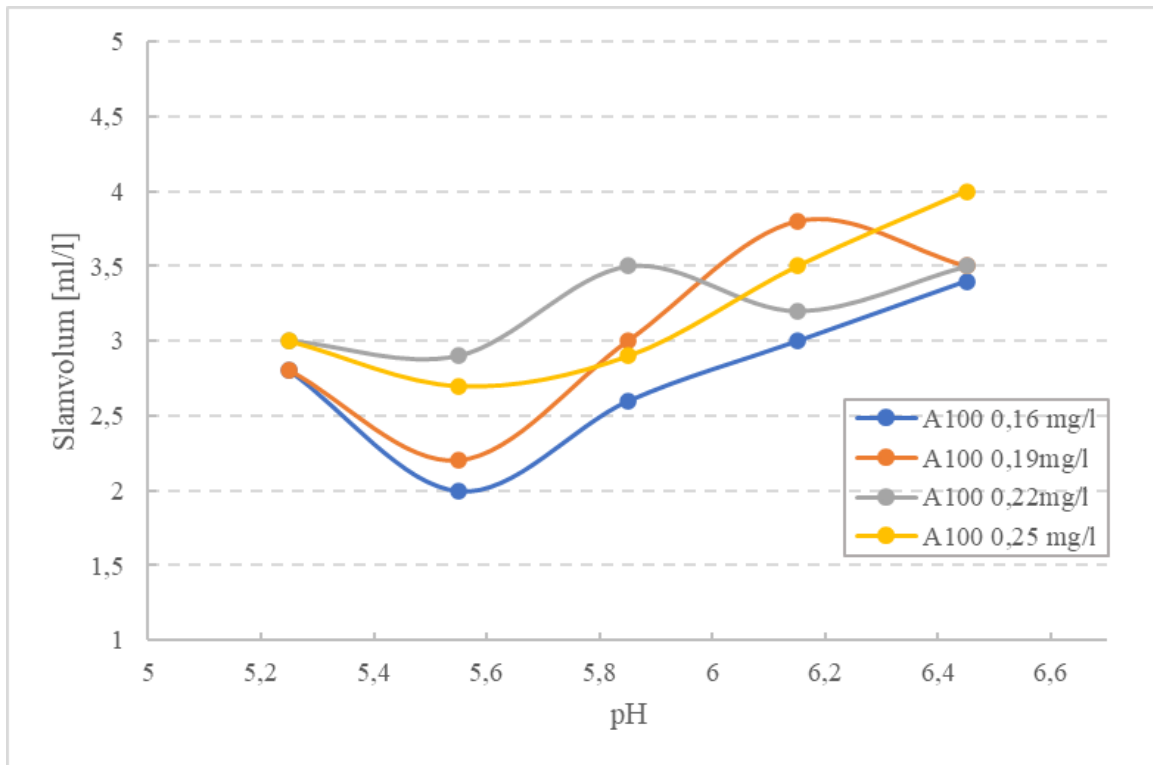
Dose [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolu m [ml/l]
0,16	5,25	4,45	1,54	2,80
0,16	5,55	3,58	0,38	2,00
0,16	5,85	4,14	0,38	2,60
0,16	6,15	2,59	0,77	3,00
0,16	6,45	0,96	0,77	3,40
0,19	5,25	3,43	1,15	2,80
0,19	5,55	3,06	1,15	2,20
0,19	5,85	2,79	3,50	3,00
0,19	6,15	0,99	3,50	3,80
0,19	6,45	1,26	3,10	3,50
0,22	5,25	2,84	3,10	3,00
0,22	5,55	3,39	1,90	2,90
0,22	5,85	1,72	2,70	3,50
0,22	6,15	2,37	3,80	3,20
0,22	6,45	0,47	4,20	3,50
0,25	5,25	3,68	4,20	3,00
0,25	5,55	3,99	2,70	2,70
0,25	5,85	2,81	3,50	2,90
0,25	6,15	1,92	3,10	3,50
0,25	6,45	0,71	3,10	4,00



Figur 4-4: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-5: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-6: Punktdiagram med utjevnedde linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av A100 etter bestemte pH-verdier.

4.1.4 Test av kationisk polymer, C492

Tabell 4-4 viser alle resultatene for turbiditet, farge og slamvolum fra Actiflo jar-testene. Her ble C492 brukt som polymer sammen med 0,2M HCl og kalkvann for pH justering. Figur 4-7 illustrerer sammenhengen mellom turbiditet og pH ved ulike doseringsmengder.

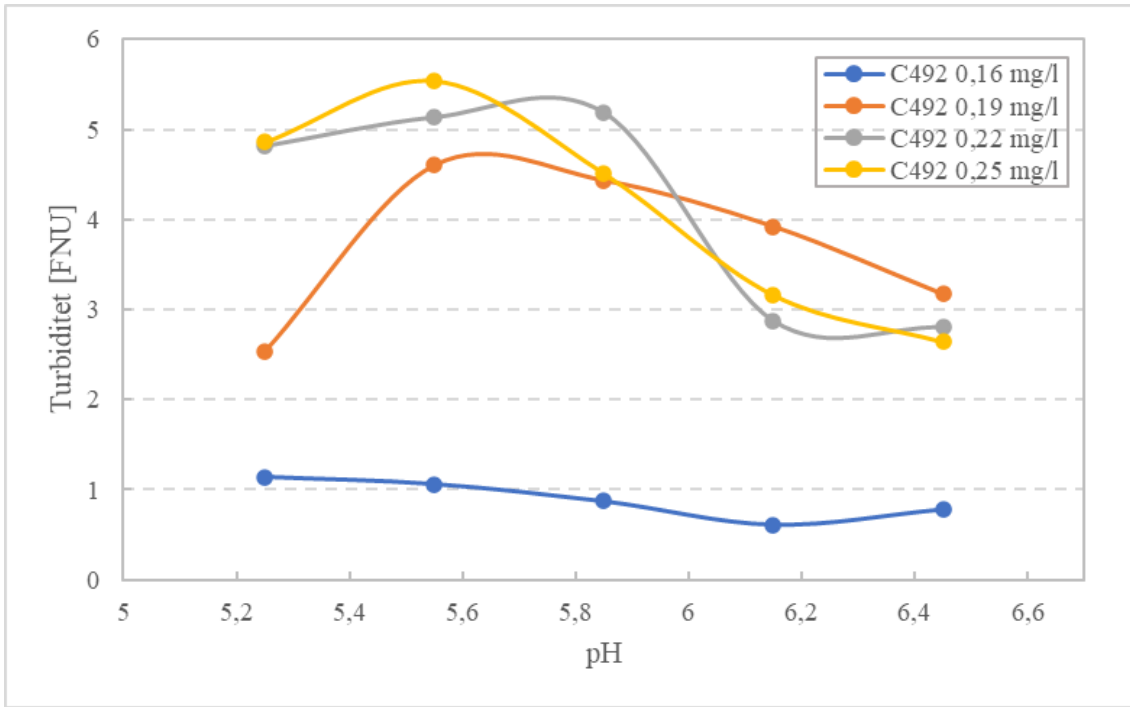
Resultatene viser lavere verdier av turbiditet ved høy pH. Ved høy pH på 6,45 er turbiditetsverdiene lavest. Med grunnlag i tolkning av data framstilt i Tabell 4-4, kan det se ut som at variasjonen i turbiditet fra pH 5,25 – 6,45 ikke er spesielt signifikant.

Dosering på 0,16 mg/l C492 ved forskjellige pH-verdier gir de laveste verdiene for turbiditet med en turbiditet tilnærmet 1 FNU. Sammenliknet med de andre doseringene på henholdsvis 0,19, 0,22 og 0,25 mg/l, kan dette dermed anses som et avvik grunnet den varierende trenden av turbiditet i resten av dataene.

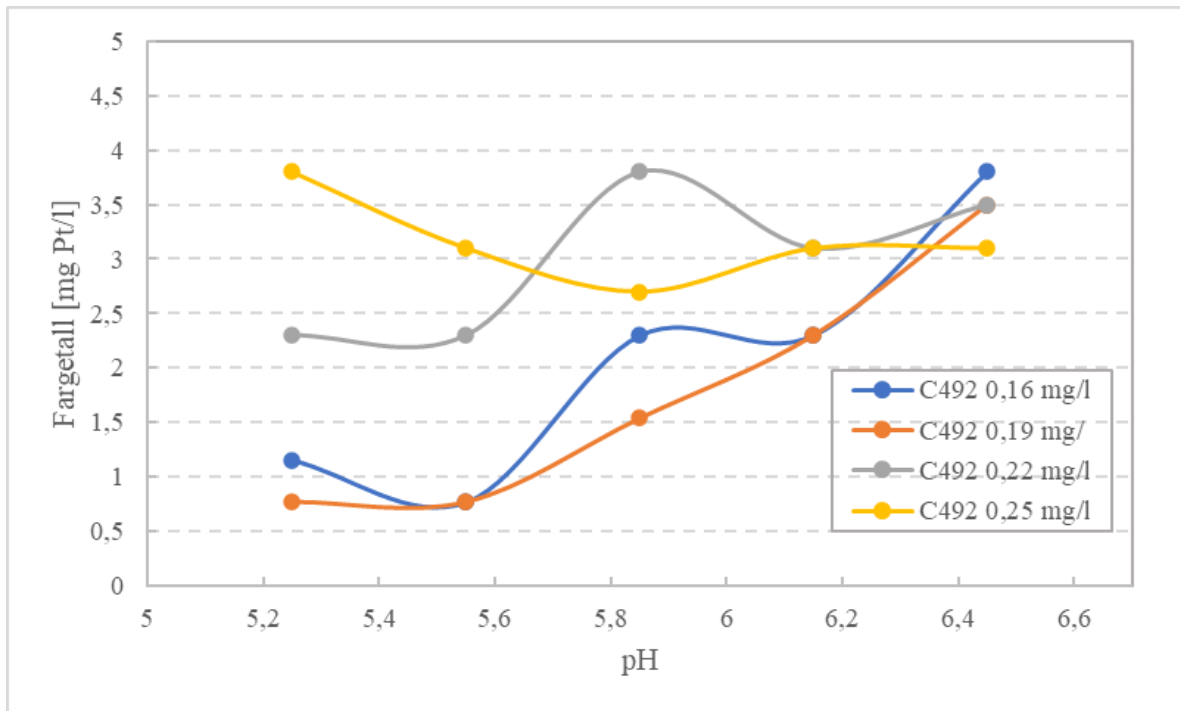
Figur 4-8 viser en stigende trend i farge ved økning av dosering, der høyeste fargetall ligger rundt 3,80. Slamvolumene i Figur 4-9 holder seg relativt stabile på 4 ml/l.

Tabell 4-4: Resultater for C492 som polymer.

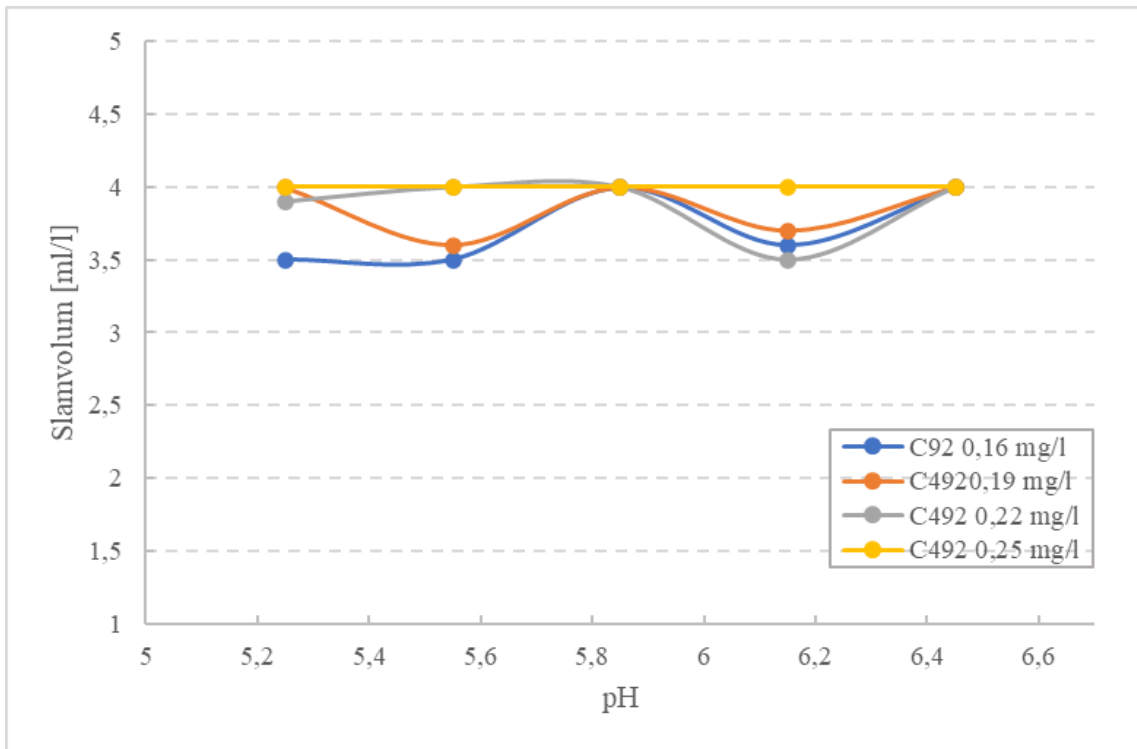
Dose [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
0,16	5,25	1,14	1,15	3,50
0,16	5,55	1,06	0,77	3,50
0,16	5,85	0,87	2,30	4,00
0,16	6,15	0,61	2,30	3,60
0,16	6,45	0,78	3,80	4,00
0,19	5,25	2,54	0,77	4,00
0,19	5,55	4,60	0,77	3,60
0,19	5,85	4,43	1,54	4,00
0,19	6,15	3,92	2,30	3,70
0,19	6,45	3,17	3,50	4,00
0,22	5,25	4,81	2,30	3,90
0,22	5,55	5,13	2,30	4,00
0,22	5,85	5,18	3,80	4,00
0,22	6,15	2,87	3,10	3,50
0,22	6,45	2,80	3,50	4,00
0,25	5,25	4,86	3,80	4,00
0,25	5,55	5,54	3,10	4,00
0,25	5,85	4,51	2,70	4,00
0,25	6,15	3,16	3,10	4,00
0,25	6,45	2,64	3,10	4,00



Figur 4-7: Punktdiagram med utjevnede linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-8: Punktdiagram med utjevnede linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.



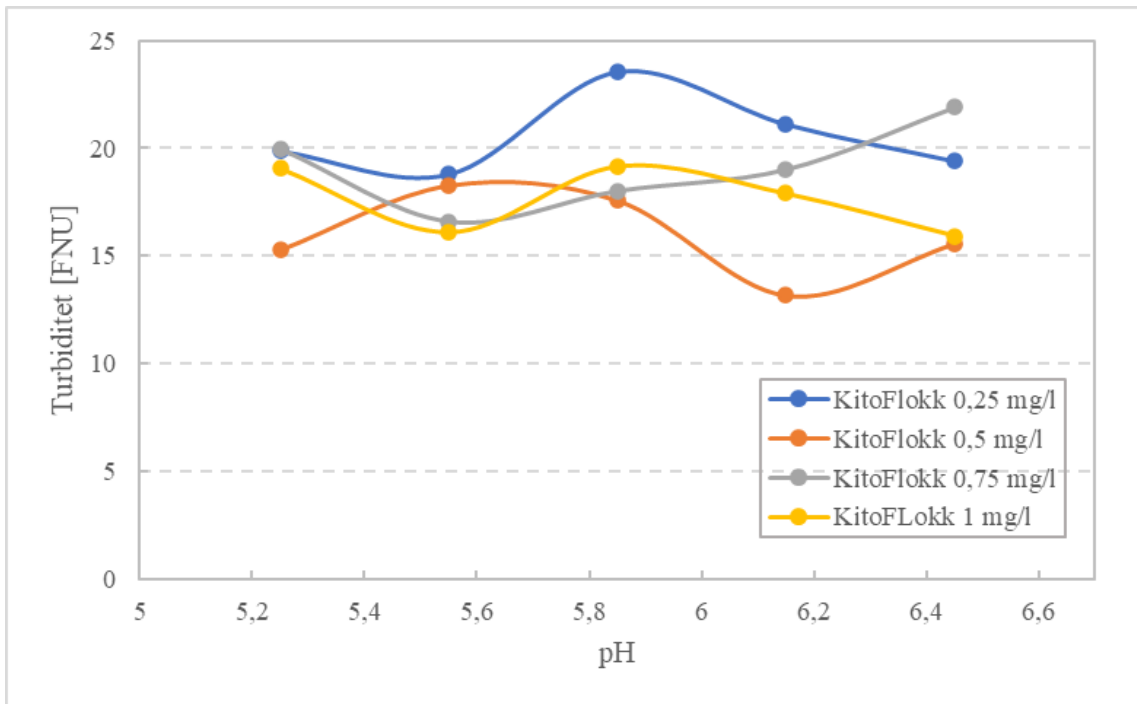
Figur 4-9: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for slamvolum ved de ulike doseringsmengdene av C492 etter bestemte pH-verdier.

4.1.5 Test av kationisk polymer, KitoFlokk

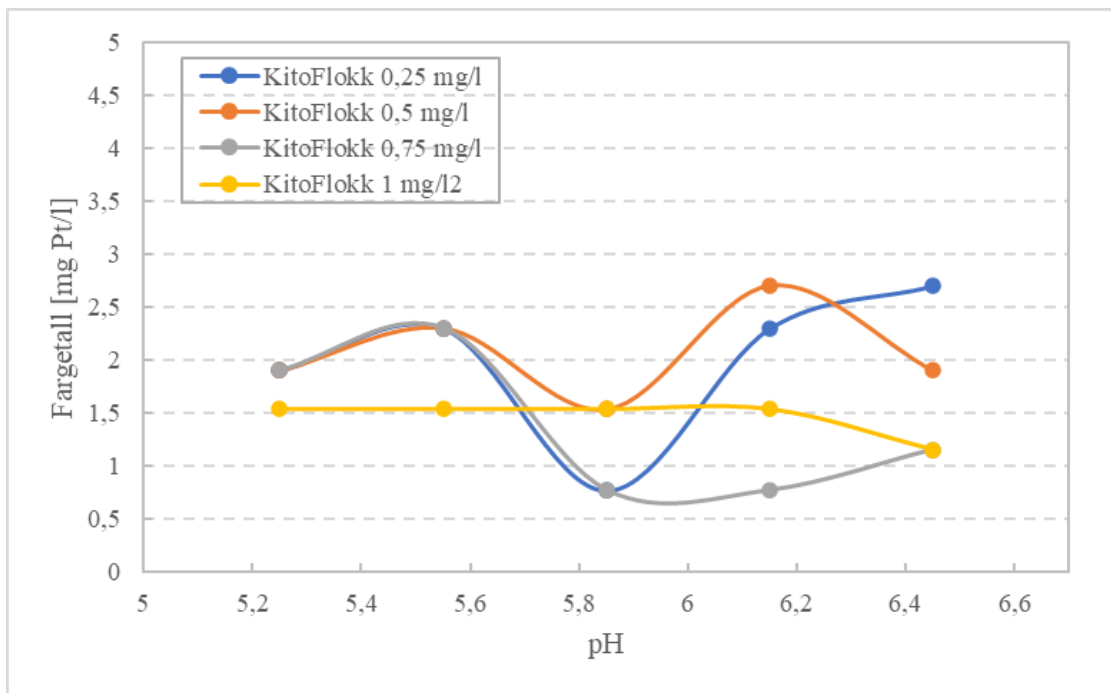
Tabell 4-5 viser alle resultatene for turbiditet, farge og slamvolum fra Actiflo jar-testene. Her ble KitoFlokk brukt som polymer sammen med 0,2M HCl og kalkvann for pH justering. Figur 4-10 illustrerer en sammenheng mellom turbiditet og pH ved ulike doseringsmengder. Resultatene viser til en mer lokal variasjon på turbiditet ved pH-justering, men ingen bestemte verdier skiller seg ut. Verdiene for farge og slamvolum har noen utstikkere, men viser generelt en lokal variasjon med lite endring. Se Figur 4-11 og Figur 4-12.

Tabell 4-5: Resultater for KitoFlokk som polymer.

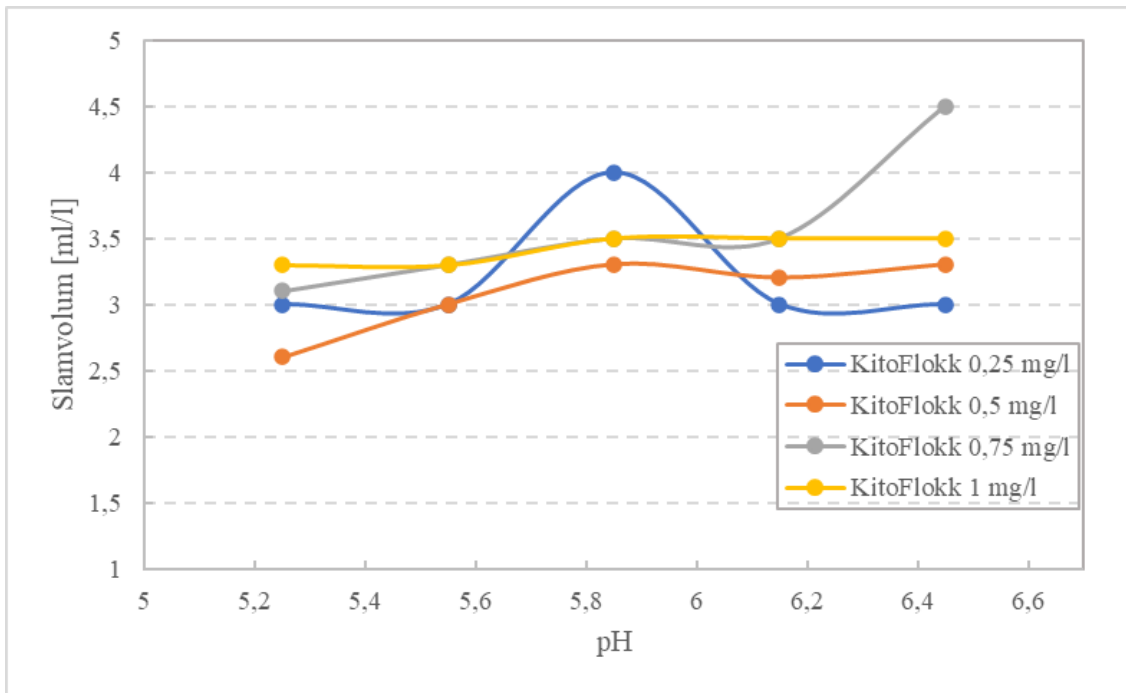
Dose [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum m [ml/l]
0,25	5,25	19,87	1,90	3,00
0,25	5,55	18,80	2,30	3,00
0,25	5,85	23,53	0,77	4,00
0,25	6,15	21,10	2,30	3,00
0,25	6,45	19,40	2,70	3,00
0,5	5,25	15,27	1,90	2,60
0,5	5,55	18,27	2,30	3,00
0,5	5,85	17,57	1,54	3,30
0,5	6,15	13,16	2,70	3,20
0,5	6,45	15,57	1,90	3,30
0,75	5,25	19,97	1,90	3,10
0,75	5,55	16,57	2,30	3,30
0,75	5,85	18,00	0,77	3,50
0,75	6,15	19,00	0,77	3,50
0,75	6,45	21,90	1,15	4,50
1	5,25	19,07	1,54	3,30
1	5,55	16,10	1,54	3,30
1	5,85	19,17	1,54	3,50
1	6,15	17,90	1,54	3,50
1	6,45	15,93	1,15	3,50



Figur 4-10: Punktdiagram med utjevnedde linjer som viser resultatene for turbiditet ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-11: Punktdiagram med utjevnedde linjer som viser resultatene for farge ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.



Figur 4-12: Punktdiagram med utjevned linjer som viser resultatene for slammvolum ved de ulike doseringsmengdene av KitoFlokk etter bestemte pH-verdier.

Figur 4-13 illustrerer slammvolum ved pH 6,45 og polymerdosering 0,75 mg KitoFlokk/l. Det ble observert et lagdelt slammvolum ved bruk av KitoFlokk som flokkulant. På toppen av slammet ble det observert et lag med en geleignende struktur.



Figur 4-13: Lagdelt sedimentert slam ved pH 6,45 og polymerdosering 0,75 mg/l med KitoFlokk som flokkulant.

4.1.6 Test av KitoFlokk ved ulike doseringstider og doseringsrekkefølger

Tabell 4-6 og Tabell 4-7 viser en oversikt over resultatene for KitoFlokk som flokkulant ved ulike doseringsrekkefølger og ved ulike doseringstider etter 2 minutters koagulering. Det ble testet ved pH 5,75 og en fast polymerdosering med 0,75mg KitoFlokk/l.

Undersøkelsen viser om en økt reaksjonstid har en effekt på flokkuleringen, med hovedfokus på reduksjon i turbiditet. I Tabell 4-6 ble KitoFlokk tilsatt etter en fast tid på 2 minutter. Mikrosand ble tilsatt ved de ulike doseringstidene 0,25, 0,5, 1, 2, 4 og 6 minutter under hurtig omrøring. Tabell 4-7 viser andre resultater. Her ble mikrosanden tilsatt fast etter 2 minutter sammen med ulike tider for dosering av KitoFlokk.

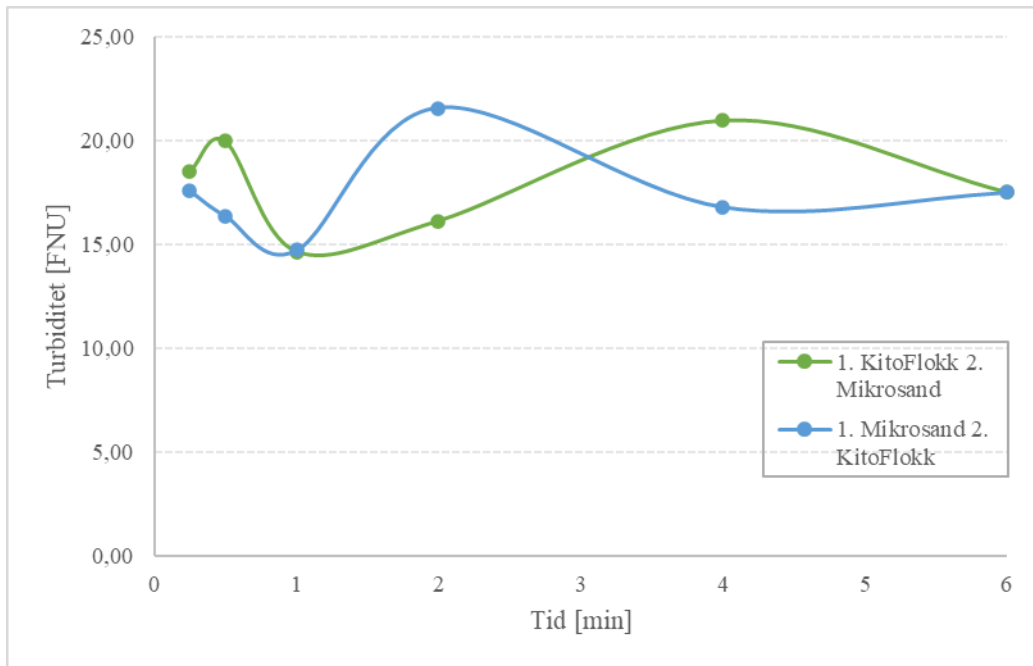
I Figur 4-14 illustreres resultatene for turbiditet med punktlinjer. I testene der KitoFlokk ble tilsatt først, illustreres dette i Figur 4-14 med grønn linje. I testene der mikrosand ble tilsatt først illustreres dette i Figur 4-14 med blå linje.

Tabell 4-6: Resultater for KitoFlokk som polymer, der KitoFlokk tilsettes etter 2 minutter og mikrosand ved ulike doseringstider.

Tid [min]	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
0,25	18,53	1,54	3,60
0,5	19,97	1,54	4,30
1	14,63	1,90	3,00
2	16,13	1,90	3,40
4	21,00	2,30	4,00
6	17,50	2,30	3,50

Tabell 4-7: Resultater for KitoFlokk som polymer, der mikrosand tilsettes etter 2 minutter og KitoFlokk ved ulike doseringstider.

Tid [min]	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
0,25	17,57	1,90	2,90
0,5	16,37	1,90	3,00
1	14,73	1,54	2,80
2	21,57	1,90	4,00
4	16,80	1,90	3,50
6	17,50	1,90	3,00



Figur 4-14: Punktdiagram med utjevninglinjer som sammenligner resultatene av turbiditet ved ulike doseringsrekkefølger og doseringstider med KitoFlokk og mikrosand.

4.1.7 Sammenlikning av polymertypene

Tabell 4-8 og Tabell 4-9 gir en oversikt over resultatene fra Actiflo jar-testene ved polymerdoseringen 0,75 mg polymer/l av KitoFlokk og A100 ved pH-verdi 5,75.

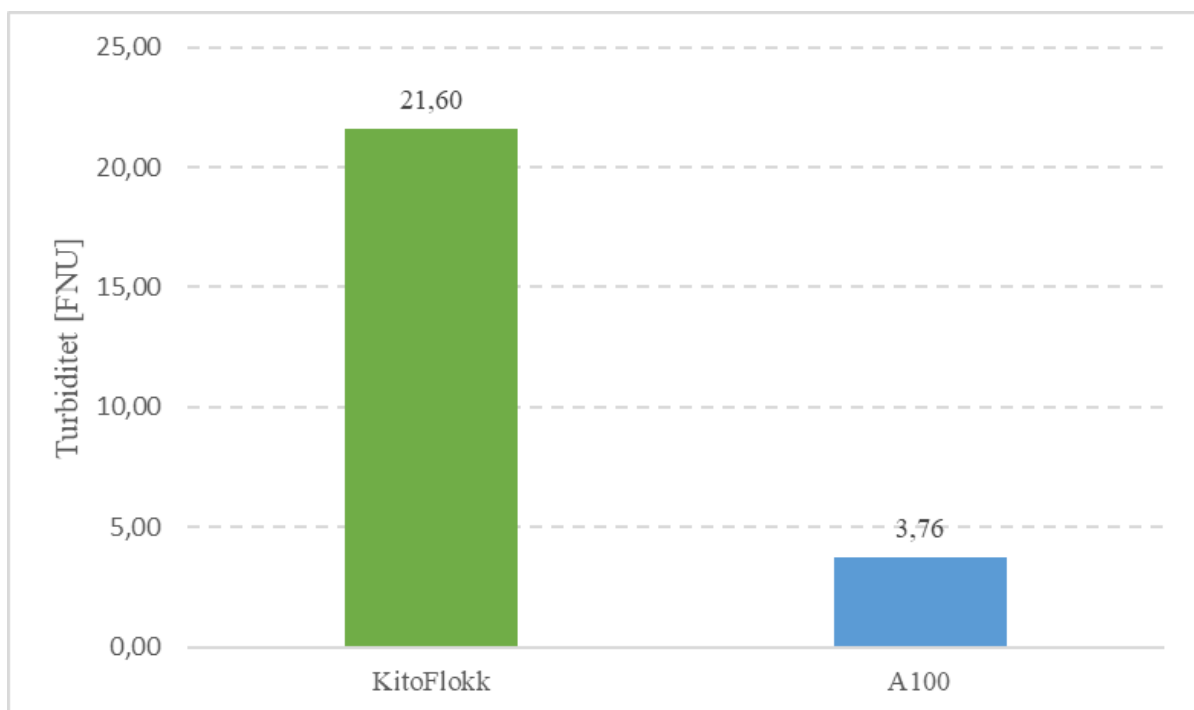
Tabell 4-8: Resultater for KitoFlokk som polymer med en dosering på 0,75 mg/l og pH 5,75.

Dosering [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
0,75	5,75	21,60	1,54	4,00

Tabell 4-9: Resultater for A100 som polymer med en dosering på 0,75 mg/l og pH 5,75.

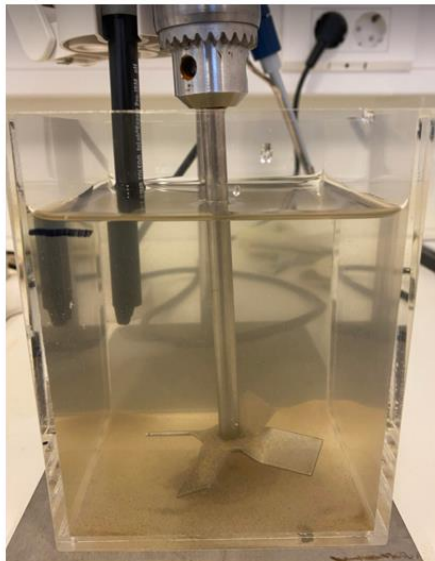
Dosering [mg/l]	pH	Turbiditet [FNU]	Fargetall [mg Pt/l]	Slamvolum [ml/l]
0,75	5,75	3,76	3,80	4,00

Figur 4-15 viser sammenlikningen av turbiditet mellom KitoFlokk og A100 som flokkulant, illustrert ved hjelp av et stolpediagram. Stolpediagrammet baseres på turbiditetsverdiene fra Tabell 4-8 og Tabell 4-9.

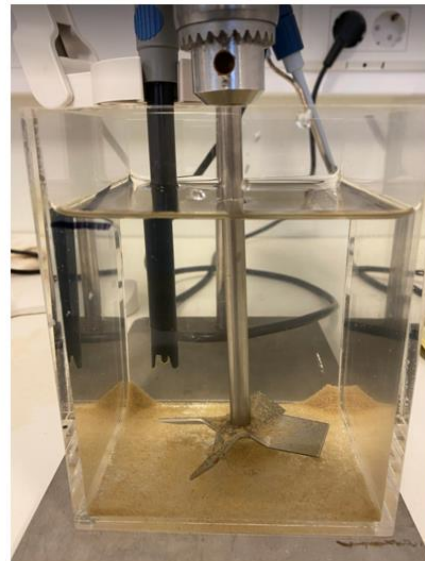


Figur 4-15: Stolpediagram som viser en sammenlikning av resultatene for turbiditet [FNU] ved jar-testing av KitoFlokk (grønn) og A100 (blå) som polymer.

Figur 4-16 viser sammenligningen mellom KitoFlokk og A100 som flokkulanter. Den illustrerer vannprøvene 30 sekunder etter fullførte Actiflo jar-tester.



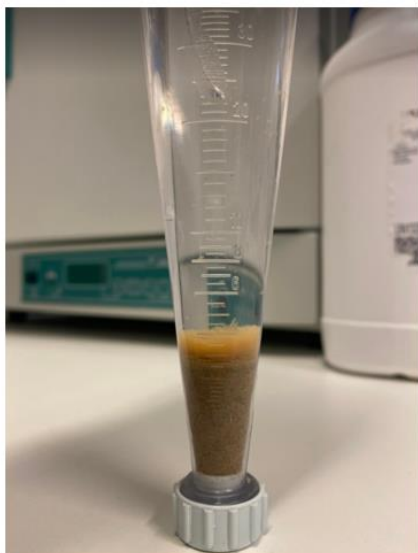
a) KitoFlokk som flokkulant ved pH 5,75 og dosering 0,75 mg/l. Vannprøve 30 sekunder etter fullført jar-test.



b) A100 som flokkulant ved pH 5,75 og dosering 0,75 mg/l. Vannprøve 30 sekunder etter fullført jar-test.

Figur 4-16: Illustrasjon av vannprøven med KitoFlokk og A100 som flokkulant. a) KitoFlokk, 30 sekunder etter fullført jar-test b) A100, 30 sekunder etter fullført jar-test.

Figur 4-17 viser sammenligningen mellom KitoFlokk og A100 som flokkulanter. Den illustrerer slamvolum etter 30 minutter med sedimenteringstid.



a) KitoFlokk som flokkulant ved pH 5,75 og dosering 0,75 mg/l.



b) A100 som flokkulant ved pH 5,75 og dosering 0,75 mg/l.

Figur 4-17: Illustrasjon av slamvolumet til KitoFlokk som flokkulant, sammenlignet med A100 som flokkulant.

5 DISKUSJON

5.1 ACTIFLO JAR-TEST

5.1.1 Referansetester

Resultatene fra referansetestene illustrert i Tabell 4-1 viser til høye turbiditetsverdier ved ulike pH når det kun er tilsatt koagulant og mikrosand. Turbiditeten har en betydelig økning opp imot 22,33 FNU ved en pH-verdi på 6,15. Utgangspunktet til råvannet hadde en turbiditetsverdi på 0,43 FNU som nevnt i Tabell 3-1: Råvannsdata på Oset VBH i testperioden (januar-mars). Koagulantene og mikrosanden i kombinasjon alene klarte ikke å forårsake en god fnokkdannelse for å redusere turbiditet.

Ekoflock 90 er tilsvarende PAX 18 og viste til svært gode verdier for fargefjerning under alle pH-områdene som ble undersøkt. Prepolymeriserte Al-klorid koagulanter har som nevnt i Tabell 2-1 en optimal pH-verdi ved 6,5 – 7,5. Ekoflock 90 viser seg også å fungere godt ved lavere pH enn det som er nevnt. På Oset VBA ligger koagulerings-pH normalt på rundt 6,3. Det laveste fargetallet på 2,70 var et resultat ved pH 5,55. Dette tyder på at fargefjerningen fungerte relativt godt, selv ved en pH lavere enn optimal pH.

5.1.2 Test av nonionisk polymer, N100

Nonionisk polymer virker i henhold til mekanismen brobygging og vil kunne flokkulere over et bredt pH-spekter grunnet deres tilnærmede nøytrale ladning på overflaten av polymeren.

N100 gir små lokale svingninger når man ser på resultatene for turbiditet, avhengig av pH. Resultatene i Figur 4-1 baseres på ulike polymerdoseringer ved ulike pH-verdier. I Figur 4-1 gir N100 høyest reduksjon i turbiditet ved en pH-verdi på 6,45. Turbiditeten i klarvannet forble under 1 FNU for alle doseringsmengdene. Helhetlig er resultatene for turbiditet stabile med verdier rundt 2 FNU.

Polymerdoseringen 0,19mg N100/l ved pH-verdi på 5,55 skiller seg ut fra de resterende doseringene, noe som kan være et avvik. Her ser man at turbiditeten synker i motsetning til de andre polymerdoseringene der turbiditeten øker. Dette kan skyldes en tilfeldig målefeil basert på at verdiene for turbiditet er bestemt basert på en gjennomsnittlig verdi av tre målinger.

Polymerdoseringen 0,22mg N100/l avviker fra resten av doseringene over alle pH-verdier, noe som man ser illustrert i Figur 4-1. Dette kan skyldes tilfeldige målefeil, da man ser at alle verdiene avviker fra resten.

Polymerdoseringene på 0,22 og 0,25 mg C492/l gav høyere verdier for farge, opp imot 4mg Pt/l. Verdiene ligger fortsatt godt under drikkevannsforskriftens grenseverdier for farge (<5mg Pt/l). Se Figur 4-2. Slamvolumet ligger i et område mellom 3 – 3,5 FNU for de ulike polymerdoseringene, og gir ingen spesiell økning av sedimentert slam, se Figur 4-3.

5.1.3 Test av anionisk polymer, A100

Polymeren A100 antas å fungere godt siden den benyttes som flokkulant ved dagens drift på Oset VBH sammen med Ekoflock 90 som koagulant. Kombinasjonen av anionisk polymer og aluminiumsbasert koagulant fører til dannelse av broer mellom de anioniske gruppene på polymeren og den negative overflaten på partiklene. Dette fører til at partikler med negativ ladning bindes godt til polymeren. Anionisk polymer har en negativ ladning. Dette kan utgjøre en ulempe dersom partiklene ikke er godt nok bundet til de positivt ladede metall-ionene. Siden anioniske polymerer inneholder svake karboksylgrupper, vil ladningstettheten i stor grad være avhengig av pH.

Figur 4-4 viser resultater for turbiditet avhengig av pH-verdi. Ved lav pH verdi ser man at turbiditetsverdien stiger, mens ved høyere pH verdi ser man at flokkulanten reduserer turbiditetsverdien i klarvannet. Dette viser at polymeren har en god struktur ved den høyeste pH-verdien som ble testet for (pH 6,45), med formasjon av store aggregerende partikler. En høy pH-verdi i klarvannet gir god renseeffekt med lave turbiditetsverdier. Turbiditetsverdiene ligger godt under 1 FNU etter første separasjonstrinn. Doseringen på 0,22mg A100/l med pH-verdi 6,45 gav lavest turbiditet, med en verdi på 0,47 FNU.

Den mest optimale pH-verdi for fjerning av turbiditet er dermed ved pH 6,45. Turbiditeten viser seg å være høyere ved lav pH sammenlignet med turbiditetsverdier ved høy pH. Den høyeste turbiditetsverdien var ved en pH verdi på 5,25 og en dosering på 0,16mg A100/l i klarvannet. Turbiditetsverdien var her 4,45 FNU. En mulig årsak til dette kan være løste partikler i vannet som ikke hadde bundet seg godt nok ved koagulering. Dette vil si at de anioniske polymerene ikke har klart å binde seg til partiklene i ettetid grunnet lik ladning.

I Figur 4-5 observeres det ingen spesiell økning i fargetall. Doseringen på 0,19mg A100/l ved pH 5,85 skilte seg noe ut fra resterende doseringer. Her observeres det en rask stigning i fargetall ved denne pH-verdien, sammenlignet med resterende doseringer. Dette kan skyldes usikkerheter rundt måleprosedyren for fargetall, der kyvetten kan ha inneholdt små luftbobler ved måling. Slamvolumene holdt seg relativt stabile, se Figur 4-6.

5.1.4 Test av kationisk polymer, C492

Den kationiske polymeren er avhengig av ionestyrke sammen med riktig pH-verdi for at polymeren raskt skal kunne adsorbere og reagere med partiklene ved brobygging.

Testen av kationisk polymer ser ut til å ha et avvik. Polymerdoseringen på 0,16mg C492/l skiller seg godt ut i forhold til doseringsmengdene 0,19, 0,22 og 0,25mg C492/l. Se Figur 4-7. Polymerdoseringen gir en betydelig lavere turbiditetsverdi over et bredt pH-spekter sammenliknet med de resterende doseringene. Dette avviket kan skyldes tilfeldige målefeil, noe som videre kan ha ført til helt andre utslag på turbiditetsverdiene.

Figur 4-7 viser relativt like turbiditetsverdier ved ulik pH og ulike polymerdoseringer av den kationiske polymeren. Den laveste turbiditetsverdien i klarvannet var på 2,65 FNU ved en pH-verdi på 6,45. Her var polymerdoseringen høy, med en dosering på 0,25mg C492/l. Den høyeste turbiditetsverdien strekker seg opp til 5 FNU ved pH-justering og økt polymerdosering høyere enn 0,19mg C492/l. Basert på det som er nevnt er turbiditetsverdiene ikke store, men totalt sett gav den kationiske polymerer høyere turbiditetsverdier enn anionisk- og nonioniske polymerer over et bredt pH-spekter.

Som illustrert i Figur 4-8 påvirkes polymeren C492 av pH-justering, hvor fargetallet øker i takt med økning i pH. Økt pH kan føre til at fnokkene får mer negativ ladning. Dette kan medføre forbruk av polymer (Hem, 2022). Slamvolumene illustrert i Figur 4-9 viser relativt like verdier for slamvolum for ulike polymerdoseringer av C492, og ligger stort sett mellom 3-4ml/l.

5.1.5 Test av naturlig kationisk polymer, KitoFlokk

KitoFlokk er et kitosan-basert polymer og har blitt benyttet mest som en koagulant. KitoFlokk kan også bli benyttet i kombinasjon med en primærkoagulant for felling av naturlige materialer og kolloidale partikler. Kitosan-basert polymer i bruk av vannrensing etterlater kun ufarlig organisk materiale med rask nedbrytningstid. Syntetisk polymer etterlater seg forurensninger av ureagerte monomere akrylamid, noe som har vist seg å være helseskadelig.

Resultatene for KitoFlokk viser en lokal variasjon i turbiditet ved pH-justering. Helhetlig ser man derimot ingen spesifikk reduksjon i turbiditet. Se Figur 4-10. Turbiditeten svinger mellom verdiene 15 – 20 FNU. Dette kan tyde på at fnokkdannelsen ikke har vært god nok ved de bestemte pH-områdene. Diskerud observerte en reduksjon av turbiditet over et bredt pH-spekter (Diskerud, 2020). Doseringsmengden som ble testet under forsøkene på Oset VBA ga ingen bestemt effekt på reduksjon av turbiditet. En antakelse er at doseringsmengden av den kitosan-baserte polymeren ikke var tilstrekkelig. Polymerkjeden til kitosan danner «broer» mellom partiklene, der polymerkjeden fester seg på overflaten til partiklene og adsorberes på de ladede aminogruppene. Dersom adsorpsjonsmengden blir for lav, vil dette kunne føre til at det ikke dannes nok «broer» til de kolloidale partiklene og mikrosanden (Bolto & Gregory, 2007). I tillegg er kationiske polymerer avhengig av en høy positiv ladning i vann for å øke fnokkformasjonen, og øke raten av sedimentasjon ved brobygging (Hesami et al., 2014). Dersom dette ikke forekom, kan det videre føre til at fnokkene ikke ble bundet godt nok sammen. En polymerdosering på 0,5mg KitoFlokk/l viser til høyest reduksjon i turbiditet. Den høyeste reduksjon i turbiditet var på 13,16 FNU ved en pH-verdi på 6,15.

Resultatene viser en god reduksjon med fargetall rundt 1 – 2 mg Pt/l. Se Tabell 4-5 og Figur 4-11. Kitosan blir som tidligere nevnt hovedsakelig benyttet som primærkoagulant med gode egenskaper for fjerning av farge. Ved å benytte den som flokkulant i dette studiet, kan dette være grunnen til at det i tillegg ga en betydelig reduksjon i fargetall.

Resultatene for slamvolum viser til forholdsvis stabile verdier over et bredt pH-område. Mengden sedimentert slam ligger omtrent på 3,5ml/l ved bruk av KitoFlokk som flokkulant, se Figur 4-12. Under Diskeruds observasjoner ble det produsert mer voluminøst slam ved bruk av KitoFlokk som flokkulant i spyleslammet (Diskerud, 2020). Under dette forsøket ble det ikke observert mer eller mindre sedimentert slam sammenliknet med de syntetiske polymerene.

Under avlesning av slamvolum ble det observert et lagdelt slamvolum for alle doseringene. På toppen la det seg et lag med en gelelignende struktur over det sedimenterte slammet. Se Figur 4-13. Kitosan består av aminogruppen NH_2 og er en hydrofil gruppe som lettere binder eller adsorberer vann. Dette kan resultere i svelling og dannelse av gele (Sandtorv, 2019). Dersom et overskudd av aminogruppen (NH_2) i kitosan ikke protonerer, vil aminogruppene forbli uladet. Dette kan dermed føre til dannelse av gele, og kan igjen være en grunn til at mikrosanden ikke ble godt nok pakket inn i fnokkene.

5.1.6 Test av KitoFlokk ved ulike doseringstider og doseringsrekkefølge

Som nevnt over i 5.1.5 Test av naturlig kationisk polymer, KitoFlokk, viser resultatene ingen utmerket reduksjon i turbiditet ved bruk av KitoFlokk som flokkulant i en Actiflo prosess.

En av grunnene til dette kunne være reaksjonstiden for dannelse av fnokker ved tilsetning av mikrosand og KitoFlokk. KitoFlokken ble deretter sammen med mikrosand testet ved ulike doseringstider og doseringsrekkefølger for å se om det kunne gi en bedre effekt.

I Figur 4-14 sammenlignes resultatene ved bruk av punktlinjer. Punktlinjene viser hvordan doseringstid kombinert med doseringsrekkefølge av KitoFlokk og mikrosand påvirker turbiditeten. Tilsetning av KitoFlokk til fast tid sammen med varierende doseringstid av mikrosand under hurtig omrøring (grønn linje). Det samme gjelder for fast doseringstid av mikrosand med varierende doseringstider av KitoFlokk (blå linje).

Turbiditeten holder seg relativt lokal på et område mellom 15 – 20 FNU. Se Figur 4-14. Dette viser til turbiditetsverdier som er tilsvarende like verdiene for test av KitoFlokk ved normal utførelse. Det viser ingen spesiell reduksjon i turbiditet. En økning av reaksjonstiden hadde dermed ingen spesiell effekt på turbiditet.

5.1.7 Sammenligning av polymer typene

Naturlig polymer er ifølge teorien et godt alternativ for rensing av drikkevann sammenlignet med syntetisk polymer. KitoFlokk er en naturlig polymer som etterlater seg biologisk nedbrytbart restprodukt med rask nedbrytningstid. Syntetisk polymerer (N100, A100 og C492) etterlater seg restprodukter som kan være både helseskadelig og skadelig for natur med langsom nedbrytningstid.

De syntetiske organiske polymertypene (N100, A100 og C492) har lik konsentrasjon (0,25g/l) og benytter seg av den samme utblandingsmetoden. Utblandingen av syntetisk polymer kan være noe utfordrende dersom man ønsker en homogen blanding før bruk. Grunnen til dette er at det kan dannes svært små klumper under utblanding. Disse kan være vanskelig å observere. Klumpene består av polymerer som legger seg sammen i løsningen. Blandingen måtte derfor stå under omrøring en liten stund før den ble benyttet under forsøkene. Utblandingen av syntetisk polymer krevde en omrører, destillert vann og polymerpulver. Løsningen gjorde utblandingen fargeløs, med en klissete konsistens.

Utblandingsmetoden for KitoFlokk var ulik sammenlignet med utblandingen av de syntetiske polymerene. KitoFlokken var avhengig av en syre for å kunne løse seg opp, eksempelvis svake organiske syrer eller fortynnet HCl. Fordelen med utblandingen av den kitosan-baserte polymeren var at man unngikk problemet med dannelse av små polymerlommer. Utblandingen av KitoFlokk ga en lysgul løsning med en mindre klissete konsistens.

Erfaringsmessig skal turbiditetsverdi etter gjennomført Actiflo prosess på Oset VBA være <1 FNU, siden klarvannet videre skal renses i et to-mediasandfilter. KitoFlokk som flokkulant viste ingen spesifikke tegn til reduksjon i turbiditet ved pH-justering eller økt doseringsmengde. De syntetiske organiske polymerene N100 og A100 ga resultater for turbiditet nærmere 1 FNU, men var da avhengig av en høy pH-verdi på 6,45. C492 reduserte også turbiditeten, men med mindre effekt enn N100 og A100. Overordnet ble det ikke observert noe stor forskjell på mengde produsert slam ved bruk av syntetisk polymer, sammenlignet med kitosan-basert polymer. Slamvolum varierte stort sett mellom 3-4ml/l.

Fordelen med å bruke KitoFlokk som flokkulant er at det gir en større fargereduksjon sammenlignet med de syntetiske polymerene. Under jar-testene var fargetallet mellom 1-2mg Pt/l.

For å se nærmere på den bestemte effekten av KitoFlokk som flokkulant i en Actiflo prosess, ble det utført en sammenligning med A100. A100 benyttes i dag som flokkulant under dagens drift på Oset VBH. Tabell 4-8 og Tabell 4-9 viser en oversikt over resultatene (turbiditet, farge og slamvolum) etter tilsetning av KitoFlokk og A100 som flokkulant. Polymerene ble testet med samme utgangspunkt gjennom en Actiflo jar-test, med lik pH og polymerdosering. Hovedfokuset var turbiditetsverdiene. Figur 4-15 illustrer resultatene ved bruk av et stolpediagram. Stolpediagrammet viser forskjellen mellom KitoFlokk og A100 som polymer ved analysing av turbiditet.

Det er store forskjeller i turbiditetsverdi mellom KitoFlokk og A100. KitoFlokk har opp imot 21,6 FNU, mens A100 har 3,76 FNU. Der bruken av KitoFlokk som flokkulant ikke ga stor reduksjon i turbiditetsverdi, reduserte A100 turbiditeten betraktelig. KitoFlokk som flokkulant ga tilnærmet 7 ganger høyere turbiditetsverdi. Dette kunne tyde på at den kitosan-baserte polymeren ikke hadde like gode bindeegenskaper som A100. Polymeren kunne dermed ikke i like stor grad pakke mikrosanden godt nok inn i fnokkene. Dette gjenspeiles i Figur 4-16 og Figur 4-17.

Etter Actiflo jar-testen der det ble benyttet 30 sekunders sedimenteringstid, ble det også observert forskjeller på vannprøvene. Se Figur 4-16. Vannprøven tilsatt KitoFlokk hadde mer uklarheter sammenlignet med vannprøven der A100 ble benyttet som flokkulant.

Med KitoFlokk som flokkulant ble det observert som nevnt et geleliknende lag på toppen av slammet. Der A100 ble benyttet som flokkulant, ser man ingen tegn til lagdelt slam. Se Figur 4-17. Gelelaget kan ha oppstått, som nevnt grunnet et overskudd av aminogruppen NH_2 som ikke har protonert, og har i stedet bundet eller adsorbent vann.

6 FEILKILDER

Ved benyttelse av Actiflo jar-testen som metode for å sammenligne ulike polymertyper, kan flere feilkilder oppstå. Pipettering av kjemikalie i jar-testene kunne gi en usikkerhet i form av at kjemikalier fester seg på pipettespissen. Dette gjør det vanskelig å vite om eksakt riktig dosering er brukt. De syntetiske polymerene har en klissete konsistens etter utblanding. Dette gjør det utfordrende å jobbe med, noe som kan ha ført til feildosering.

Omrøreren til Actiflo jar-testen hadde en variabel hastighets-innstilling, og kunne dermed ikke stilles inn på forhånd. Dette førte til at det kunne ta ekstra tid å stille den inn til den eksakt ønskede hastigheten.

Ved måling av parameterne turbiditet og farge var det viktig å sørge for at glassbeholderen og kyvetten var tørket godt. Dette for å unngå feilmålinger. Måleinstrumentene var svært sensitive for fingermerker, støv, dråper og luftbobler. Dette kan ha påvirket resultatene.

Inn til råvannskanalen til Oset VBA går det returstrømmer. Disse blir tatt til betraktning under vannbehandlingen. Returstrømmene er blant annet filterspyling fra to-mediasandfilteret, vannfase fra slamfortykker, slamfase fra slamfortykker (hver andre uke) og spylevann fra mikrosiler (var ikke i drift under testperioden). Vannprøvene som ble benyttet for testing av de ulike polymerene inneholdt mengder med returstrømmer som kan ha hatt en påvirkning på testene. Under testperioden ble verdiene overvåket. Totalt sett var ikke mengdene av returstrømmene tilstrekkelig nok til å ha en stor nok påvirkning, og kunne dermed neglisjeres.

7 KONKLUSJON

I denne oppgaven ble det utført forsøk for å undersøke om kitosan-basert polymer (KitoFlokk) kunne bli brukt som flokkulant for behandling av drikkevann i en Actiflo-prosess med bruk av Ekoflock 90 som koagulant.

Ut ifra Actiflo jar-testen viste den nonioniske polymeren N100 som flokkulant til lavere verdier på turbiditet ved et bredt pH-spekter, sammenlignet med A100 og C492. Den anioniske polymeren A100 ga best effekt ved pH-verdi på 6,45. Den kationiske polymeren C492 holdt en jevn turbiditetsverdi rundt 4 FNU ved et bredt pH-spekter. Fargetallet lot seg også påvirke av de syntetiske polymerene ved de ulike doseringene, men viste ingen fargetall høyere enn drikkevannsforskriftens krav på 5mg Pt/l.

Ut ifra Actiflo jar-testen gav KitoFlokk som flokkulant en lokal variasjon i turbiditet, men ingen spesiell reduksjon av turbiditet i klarvannet ved justering av pH og ulike polymerdoseringer, sammenlignet med de syntetiske polymerene som ble testet i dette forsøket (N100, A100 og C492). Turbiditeten lå rundt 15-20 FNU med KitoFlokk som flokkulant. Justering av tiden på polymerdoseringen, samt doseringsrekkefølge av mikrosand og kitosan-basert polymer indikerte heller ingen reduksjon i turbiditet. Reaksjonstiden var dermed ikke en avgjørende faktor. Ut ifra jar-testene hadde KitoFlokk ingen spesiell påvirkning på mengden slam som ble produsert. Det var verken mer eller mindre sedimentert slam, sammenlignet med de syntetiske polymerene. I tillegg ble det observert en annen tekstur på slamvolumet med KitoFlokk som flokkulant, med et geleliknende lag på toppen av slammet. Dette kan være grunnet et overskudd av aminogruppen NH_2 som ikke har protonert, og har i stedet bundet seg eller adsorbent vann. Dette kan være en indikasjon på at mikrosanden ikke ble godt nok pakket inn i fnokkene ved flokkuleringen, noe som kan være en av grunnene til at KitoFlokk som flokkulant ikke har fungert helt optimalt. Fordelen med KitoFlokk sammenlignet med de syntetiske polymerene, er at KitoFlokk gir en bedre effekt på farge over et bredere pH-spekter.

I dette forsøket ble det funnet ut at kitosan-basert polymer (KitoFlokk) ikke kan benyttes som en flokkulant i en Actiflo-prosess med EkoFlock90 som koagulant. Bruk av KitoFlokk som flokkulant ga ingen spesiell reduksjon i turbiditetsverdi i klarvannet. Mengden sedimentert slam holdt seg relativt stabil med like slammengder som for de syntetisk polymerene (3- 4ml/l). Basert på resultatene anbefales det ikke å benytte seg av den kitosan-baserte polymeren i Actiflo prosessen. Den kan dermed ikke bli anvendt på Oset vannbehandlingsanlegg.

7.1 VIDERE ARBEID

Med utgangspunkt i det utførte masterarbeidet har det kommet frem resultater som gir lite inntrykk for at bruk av kitosan-basert polymer kan benyttes som flokkulant i en Actiflo prosess.

Under foreslås det det videre arbeid med følgende problemstillinger:

→ Utprøvelse av andre naturlige organiske polymerer som flokkulant i en Actiflo prosess.

→ Undersøke om kitosan-baserte polymerer kan benyttes som flokkulant i fortykker for slambehandlingen av spyleslam fra to-mediasandfilter, som en erstatning for syntetisk polymer.

8 REFERANSER

- Bakshi, P. S., Selvakumar, D., Kadirvelu, K. & Kumar, N. S. (2019). Chitosan as an environment friendly biomaterial – a review on recent modifications and applications.
- Bendigtsen, S. (2019). *KitoFlokk og Aquator – alternativer til dagens fellingskjemikalier*. tekna.no: Teta Vannrensing AS. Tilgjengelig fra: https://www.tekna.no/contentassets/07420220e89341b5a6eb59d0ac5b148a/vannforeningen_fi_nal_20190318-e28093-kopi.pdf (lest 08.05.2022).
- Berge, D., Tryland, I., Tjomsland, T., J.Hem, L. & Røstum, J. (2011). *ROS Maridalsvannet - Oset* Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Bolto, B. & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment.
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment* London: IWA Publishing.
- Brinchmann, A. (1997). Polymerer i VA-bransjen.
- Braathe, G. E. (2020). *Bærekraftig koagulant: et pilotforsøk med kitosan i tremediafilter*. Master. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet NMBU
- Christensen, E. (2018). *Use of zirconium and chitosan coagulants for physicochemical and hygienic water treatment*. PhD: Norges- miljø og vitenskapelige univeristet.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's Water Treatment Principles and Design*. Tredje utg. Canada: John Wiley & Sons, Inc.
- Das, R. (2019). *Polymeric Materials for Clean Water*. Sveits Springer Nature Switzerland AG.
- Davis, M. L. (2010). *Water and waste water Engineering Design Prinsipler and Practice* The McGraw-Hill Companies, Inc.
- Desjardins, C., Koudjonou, B. & Desjardin, R. (2001). Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Reasearch*: 11.
- Dey, D., Herzog, A. & Srinivasan, V. (2007). *Coagulation and Flocculation: Color Removal*: Michigan State University.
- Diskerd, T. T. (2020). *Bærkraftig flokkulant: et pilotforsøk med kitosan som flokkulant for fortykking av spyleslam fra tremedia-filter* Master: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet NMBU.
- Drikkevannsforskriften. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)*. lovdata.no. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 11.04.2022).
- Duan, J. & Gregory, J. (2022). Coagulation by hydrolysing metal salts. 28.
- FHI. (2021). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. fhi.no: Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/?term=&h=1> (lest 04.04.2022).

- Ghernaout, D., Al-Ghonamy, A. I., Boucherit1, A., Ghernaout, B., Naceur, M. W., Messaoudene, N. A., Aichouni, M., Mahjoubi2, A. A. & Elboughdiri, N. A. (2015). Brownian Motion and Coagulation Process. 15.
- Hanssen, R. (2020). *Maridalsvannet*: Store norske leksjon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Maridalsvannet> (lest 24.01.2022).
- Helseth, L. E. (2019). *Polymerer*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/polymerer> (lest 25.02.2022).
- Hem, L. J. (2022). *Personlig kommunikasjon* (2022).
- Hesami, F., Bina, B. & Ebrahimi, A. (2014). The effectiveness of chitosan as coagulant aid in turbidity removal from water. *International Journal of Environmental Health Engineering*: 6.
- Knutsen, H. K. & Brantsæter, A. L. (2021). *Fakta om akrylamid*. fhi.no: Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/fakta-om-akrylamid/> (lest 04.04.2022).
- Litvedt, H. & Norgaard, E. (1999). Humusfjerning ved bruk av den naturlige polymeren kitosan som koagulant 10.
- Mattilsynet. (2021). *Veileder til drikkevannsforskriften*. mattilsynet.no.
- Mattilsynet. (2022). *Liste over godkjente vannbehandlingskemikalier for bruk i drikkevann* mattilsynet.no.
- Mollatt, S. & Finsrud, R. (2000). Bruk av kitosan til fargefjerning ved Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV). *Vannforeningen*: 6.
- NorskVann. *Hjelpekoagulant*. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Hjelpekoagulant> (lest 01.04.2022).
- NorskVann. *Slamvolum*: Norsk Vann. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Slamvolum> (lest 10.04.2022).
- OsloByleksikon. *Maridalsvannet*. Tilgjengelig fra: <https://www.oslobyleksikon.no/side/Maridalsvannet> (lest 11.02.2022).
- OsloKommune. *Drikkevannskvalitet*: Oslo kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.oslo.kommune.no/vann-og-avlop/drikkevannskvalitet/#toc-5> (lest 12.01.2022).
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P.-M. & Crini, G. (2008). Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach.
- Sandtorv, A. H. (2019). *hydrofil (kjemi)*. snl.no: Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/hydrofil - kjemi](https://snl.no/hydrofil-kjemi) (lest 07.05.2022).
- Sanna, O. (2019). *Polymerer*. Tilgjengelig fra: <https://docplayer.me/143534051-Ove-sanna-polymerer-bruken-av-polymerer-til-drikkevannsbehandling-norsk-vannforening-18-mars-2019.html> (lest 25.02.2022).

- Sveine, I. O. (2020). *Pilotstudie med Kitosan*. Master. Trondheim Norwegian University of Science and Technology NTNU.
- Udayakumar, G. P., Muthusamy, S., Selvaganesh, B., Sivarajasekar, N., Rambabu, K., Sivamani, S., Sivakumar, N., Maran, J. P. & Hosseini-Bandegharai, A. (2021). Ecofriendly biopolymers and composites: Preparation and their applications in water-treatment. *ScienceDirect*: 20.
- UIO. (2018). *Kolloider*. mn.uio.no: UIO. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/k/kolloider.html> (lest 24.04.2022).
- Valanko, R., Marina Shestakova, Pekonen, P., Mehrdad Hesampour, Hansen, B., Halttunen, S., Hofmann, R., Pretorius, R., Matias Penttinen, Recktenwald, M., et al. (2020). *ABOUT WATER TREATMENT*: Kemira.
- VannVest. (2018). *Kandidat til Vannbransje-prisen 2018*. vannvest.no: Vann Vest AS. Tilgjengelig fra: https://www.vannvest.no/uploads/st4k10kT/haugesund_kommune_nominasjon_vannbransjepis_2.pdf (lest 10.04.2022).
- VeoliaWaterTechnologies. *Actiflo*. veoliawatertechnologies.com: Veolia WaterTechnologies.
- Vogelsang, C. (2001). Felling av humus med kitosan – anvendelse av zetapotensialet til å studere koaguleringsmekanismer. *Vannforeningen*
- Wahlström, M., Kaartinen, T., Mäkinen, J., Punkkinen, H., Häkkinen, A., Mamelkina, M., Tuunila, R., Lamberg, P., Gonzales, M. S., Sandru, M., et al. (2017). *Water Conscious Mining*. Danmark: Rosendahls.
- Wilts, E. M., Herzberger, J. & Long, T. E. (2018). Addressing water scarcity: cationic polyelectrolytes in water treatment and purification. *Wiley Online Library*.
- Younes, I. & Rinaudo, M. (2015). Chitin and Chitosan Preparation from Marine Sources. Structure, Properties and Applications.
- Zargar, V., Asghari, M. & Dashti, A. (2015). *A Review on Chitin and Chitosan Polymers: Structure, Chemistry, Solubility, Derivatives, and Applications*. *ChemBioEngReviews*, b. 2.
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2 utg.: Norsk Vann.

VEDLEGG A – BESKRIVELSE AV ANALYSER OG LABORATORIEUTSTYR

A.1 MÅLING AV PH MED PH-METER

Utstyr

- Elektrode (Mettler Toledo InLab Expert Pro pH)
- pH- meter (Mettler Toledo SevenEasy pH- meter)
- Kalibreringsbuffere (sur buffer: pH 4,01 og basisk buffer: pH 7,00)
- Destillert vann
- Målebeger til rens av elektrode
- Vannprøve



Figur A-1: pH- meter og elektrode.

Kalibrering

Før daglig bruk må pH-meter kalibreres. Den består av en to-punkts kalibrering ved bruk av bufferløsningene, pH = 4,01 og pH = 7,00. Det er viktig å skylle elektroden med destillert vann for hver bufferløsning som skal kalibreres.

Metode

Når pH-måleren ikke er i bruk, vil elektroden stå i bufferløsningen, pH= 4,01. Før vannprøven testes skyldes elektroden med destillert vann. Deretter settes elektroden i vannprøven. For at pH-en skal ha muligheten til å stabilisere seg, skal elektroden stå i vannprøven i noen få minutter før pH-en leses av. Etter bruk skyldes elektroden med destillert vann og settes i bufferløsning pH= 4,01.

A.2 MÅLING AV SS

Utstyr

- Vekt
- Vannprøve
- Destillert vann
- Glassfiberfilter, maskestørrelse 1,2µm (Whatman)
- Tørkeskap med en nøyaktighet på 105 +/- 3°C
- Pinsett
- Eksikator
- Filtreringsutstyr - kolbe og trakt til filtrering og vakuumsug



a) Filtreringsutstyret med koble og trakt til filtrering, samt vakuumsug.



b) Vekt av Sartorius.



c) Eksikator

Figur A-2: Utstyr som er benyttet for å finne mengden suspendert stoff etter utførelse av Actiflo jar-test.

Metode

Starter med å rigge opp filterutstyret og koble til vakuumsuget. Før måling av suspendert stoff tørkes filteret først i et tørkeskap før det tas i bruk. Filteret ble håndtert med en pinsett. Filtrene har en maskestørrelse på 1,2µm og er produsert av Whatman. Etter at filteret er tørket i minst 1 time i et tørkeskap settes filteret i vakuumsuget for gjennomslag av vannprøven. Vannprøven ble målt opp, og helt over til filteret og vakuumsuget ble skrudd på. Etter filtrering av vannprøven, overføres filteret til en skål, og settes videre inn i et tørkeskap ved 105 +/- 2°C i minst 1 time. Filteret ble deretter satt i en eksikator for avkjøling i ½-time, og deretter veid.

A.3 MÅLING AV TURBIDITET

Utstyr

- Turbidimeter (Hach 2100Q is Turbidimeter)
- Glassbeholder
- Silikonolje
- Klut for å tørke glassbeholderen før måling
- Sprøyte
- Vannprøve
- Destillert vann
- Begerglass



Figur A-3: Turbidimeter med glassbeger, silikonolje og tøystoff.

Kalibrering

Før daglig bruk ble turbidimeteret kalibrert ved bruk av fire kalibreringsløsninger (10 FNU, 20 FNU, 100 FNU og 800 FNU). På denne måten får man muligheten til å se om apparatet viser til riktige verdier for målinger av vannprøvene.

Metode

Mellom hvert bruk var turbidimeteret avslått. Før en måling av en vannprøve ble glassbeholderen først skylt med destillert vann. Videre ble glassbeholderen fylt med en vannprøve ved hjelp av en sprøyte, og tørket godt for eventuelle dråper og fingermerker før det ble satt inn i turbidimeteret. Vannprøven ble lest etter noen få sekunder. Det ble tatt tre målinger etter hverandre og beregnet gjennomsnittet av dem for å få med variasjonen. Turbiditeten ga en måling med enhet FNU.

A.4 MÅLING AV FARGE MED SPEKTROFOTOMETER

Utstyr

- Spektrofotometer (Hach Lange DR 2800 Bærbar Spektrofotometer)
- Glasskyvette
- Sprøyte
- Cellulosenitratfilter, 0,45µm poreåpning
- Destillert vann



Figur A-4: Spektrofotometer for måling av farge med kyvette, og sprøyte og cellulosenitratfilter som tilleggsutstyr for filtrering av vannprøven.

Kalibrering

Før daglig bruk ble «zero-knappen» trykket på. Her ble kyvetten fylt med destillert vann og satt inn i apparatet. Kyvetten ble deretter fjernet og apparatet var klar til bruk.

Metode

Startet opp apparatet ved å trykke inn på-knappen på baksiden. Deretter ble det valgt å utføre en «Single Wavelength» der absorbansen på vannprøven ble målt ved en bølgelengde på 410 nm. Kyvetten ble skylt med destillert vann før den ble fylt opp med en filtrert vannprøve som ble hentet fra klarvannet fra jar-testen. Vannprøven ble hentet ved bruk av en sprøyte og filtrert med et cellulosenitratfilter. Her var det viktig å tørke kyvetten godt for vann og fingeravtrykk, spesielt på kortsiden. Grunnen til dette var på grunn av spektrofotometeret som lyse gjennom prøven fra kortsiden for å kunne lese fargen på prøven. Deretter ble kyvetten satt ned i apparatet, og lokket ble lukket. Fargeabsorbansen dukket opp på skjermen og ble avlest og sammenlignet med kalibreringskurven som viste til riktig fargetall. Til slutt ble vannprøven tatt ut og kyvetten ble skylt med destillert vann.

A.5 MÅLING AV SLAMVOLUM

Utstyr

- Imhoff kjegle (1000 ml)
- Målesylinder som «stativ» for Imhoff kjegle
- Stoppeklokke



Figur A-6: Imhoff kjegle, 1000 ml.

Metode

Hell vannprøven i en Imhoff kjegle. Her ville partiklene etter hvert legge seg på bunnen av kjeglen. Etter 30 minutter ble mengden sedimentert slam som hadde lagt seg på bunnen målt. Slamvolum hadde enheten ml/l.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway