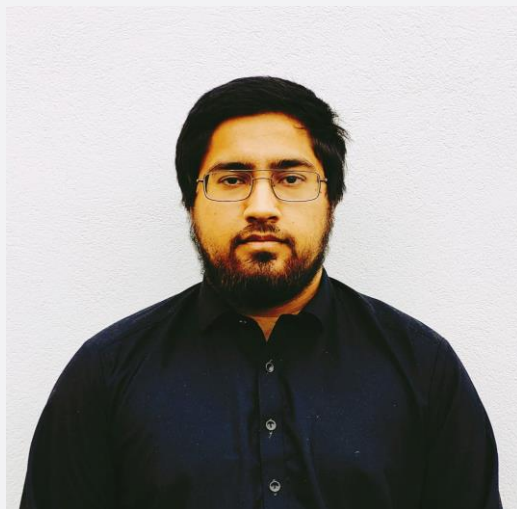


## Optimalisering av driften ved Saulekilen Renseanlegg i Arendal kommune med tanke på kjemisk felling og slamavvanning



ZMARAI JAHYA

### VEILEDER

Helge Liltvedt, UiA.

Geir Breimyr, Arendal kommune.

**Universitetet i Agder, 2022**

Fakultet for teknologi og realfag

Institutt for Ingeniørvitenskap



## Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring

Den enkelte student er selv ansvarlig for å sette seg inn i hva som er lovlige hjelpemidler, retningslinjer for bruk av disse og regler om kildebruk. Erklæringen skal bevisstgjøre studentene på deres ansvar og hvilke konsekvenser fusk kan medføre. Manglende erklæring fritar ikke studentene fra sitt ansvar.

1.	Jeg/vi erklærer herved at min/vår besvarelse er mitt/vårt eget arbeid, og at jeg/vi ikke har brukt andre kilder eller har mottatt annen hjelp enn det som er nevnt i besvarelsen.	<input checked="" type="checkbox"/>
2.	Jeg/vi erklærer videre at denne besvarelsen: <ul style="list-style-type: none"> <li>- ikke har vært brukt til annen eksamen ved annen avdeling/universitet/høgskole innenlands eller utenlands.</li> <li>- ikke refererer til andres arbeid uten at det er oppgitt.</li> <li>- ikke refererer til eget tidligere arbeid uten at det er oppgitt.</li> <li>- har alle referansene oppgitt i litteraturlisten.</li> <li>- ikke er en kopi, duplikat eller avskrift av andres arbeid eller besvarelse.</li> </ul>	<input checked="" type="checkbox"/>
3.	Jeg/vi er kjent med at brudd på ovennevnte er å betrakte som fusk og kan medføre annullering av eksamen og utestengelse fra universiteter og høgskoler i Norge, jf. Universitets- og høgskoleloven §§4-7 og 4-8 og Forskrift om eksamen §§ 31.	<input checked="" type="checkbox"/>
4.	Jeg/vi er kjent med at alle innleverte oppgaver kan bli plagiatkontrollert.	<input checked="" type="checkbox"/>
5.	Jeg/vi er kjent med at Universitetet i Agder vil behandle alle saker hvor det forligger mistanke om fusk etter høgskolens retningslinjer for behandling av saker om fusk.	<input checked="" type="checkbox"/>
6.	Jeg/vi har satt oss inn i regler og retningslinjer i bruk av kilder og referanser på biblioteket sine nettsider.	<input checked="" type="checkbox"/>

## Publiseringsavtale

Fullmakt til elektronisk publisering av oppgaven

Forfatter(ne) har opphavsrett til oppgaven. Det betyr blant annet enerett til å gjøre verket tilgjengelig for allmennheten (Åndsverkloven. §2).

Alle oppgaver som fyller kriteriene vil bli registrert og publisert i Brage Aura og på UiA sine nettsider med forfatter(ne)s godkjenning.

Oppgaver som er unntatt offentlighet eller tausehetsbelagt/konfidensiell vil ikke bli publisert.

Jeg/vi gir herved Universitetet i Agder en vederlagsfri rett til å gjøre oppgaven tilgjengelig for elektronisk publisering:

JA  NEI

Er oppgaven båndlagt (konfidensiell)?

JA  NEI

(Båndleggingsavtale må fylles ut)

- Hvis ja:

Kan oppgaven publiseres når båndleggingsperioden er over?

JA  NEI

Er oppgaven unntatt offentlighet?

JA  NEI

(inneholder taushetsbelagt informasjon. Jfr. Offl. §13/Fvl. §13)

## Forord

Denne Masteroppgaven er utarbeidet på Universitet i Agder ved Institutt for Ingeniørvitenskap, og er en del av masterprogrammet for Byggdesign. Masteroppgaven er basert på optimalisering av driften ved Saulekilen Renseanlegg i Arendal kommune med hensyn til kjemisk felling og slamavvanning. Masteroppgaven er den avsluttende oppgaven i emnet våren 2022.

Problemstillingen har vært diskutert med både eksterne og interne veiledere, og denne oppgaven har blitt gjort i samråd med veileder. Samtidig har det vært mye egen interesse innenfor vann og avløps-prosess-systemer.

Det var gjort mye gjennomgang av oppgaven teoretisk, noe som har bygget opp spenningen hos meg for å kunne utføre dette i praksis. Samtidig som det har vært mye nysgjerrighet fra meg, kan det sies at det har vært krevende arbeid. Jeg har lært veldig mye om hvordan det praktiske blir utført og er. Dette er noe som vil definitivt vil utvikle meg som ingeniør og min fremtidige karriere.

Under denne prosessen har jeg fått stor hjelp fra forskjellige ansatte innenfor Saulekilen renseanlegg og fra UiA. Jeg vil rette en stor takk til min veileder Helge Liltvedt som har vært der for meg. Liltvedt har som veileder hjulpet meg med informasjon angående oppgaven og har gitt meg gode tips underveis når det gjelder den praktiske delen. Videre vil jeg rette en stor takk til temaet på renseanlegget ved Arendal kommune, som har gjort det mulig for meg å kunne utvikle min kunnskap og forståelse innenfor vann og avløp. Jeg vil rette en spesiell takk til driftsleder Geir Breimyr for å kunne bistå med utdeling av nødvendig utstyr, samt koordinering av renseanlegget.

Grimstad, 04.06.22

Zmarai Jahya

## Summary

The wastewater contains a lot of nutrients that can be harmful to nature, such as phosphorus. Therefore, to avoid negative consequences caused by these nutrients, it is desirable to minimize them before discharge.

The chemical purification step consists of several processes, chemical precipitation, coagulation, flocculation, and separation. The main goal of these processes is to form large enough flocks of the precipitated particles so that they become large enough to be able to separate it from the wastewater by separation methods. The separated particles are passed on in the form of sludge where it is treated and thickened and centrifuged to dewater it.

Arendal municipality doses based on the dosing table to reach a precipitation pH of 5,9 and in winter the plant struggles to thicken the sludge. This master thesis is about optimizing the operation of the Saulekilen treatment plant in Arendal municipality, about chemical precipitation and sludge dewatering. It also investigates whether the plant's dosing table corresponds with results from the laboratory and which precipitation pH gives better results about phosphorus concentration in the outlet. Moreover, it explains the relationship between incoming wastewater and phosphorus concentration in the inlet and outlet, by analyzing the operation data. And whether road salt has any effect on the sludge's drainage properties.

Through analyzing the results from the laboratory, it shows that Arendal municipality overdoses chemicals to reach a precipitation pH of 5,9 when the water volume is above 60 l/s. Examination of Arendal municipality's plant data shows that the larger the amount of water that enters, the lower the phosphorus concentration in the wastewater. The same applies to outlets. The sludge tests shows that the addition of saline solution destroys the polymer bonds, and makes the sludge more liquid, and decreases the dewatering effect.

## Innholdsfortegnelse

Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring.....	i
Publiseringsavtale.....	ii
Forord.....	iii
Summary .....	iv
Figurliste.....	viii
Tabelliste .....	ix
1. Innledning .....	1
2. Samfunnsperspektiv.....	2
2.1 Myndighetskrav.....	2
2.2 Rensemetodikk historie.....	2
3. Kunnskapsbakgrunn .....	4
3.1 Bakgrunn for rensing av avløpsvann .....	4
3.1.1 Avløpsvann .....	4
3.1.2 Fosfor.....	4
3.1.3 Rensekrav av fosfor .....	5
3.1.4 Mekanisk rensing.....	5
3.2 Kjemisk rensing.....	6
3.2.1 Hvorfor valg av kjemisk felling.....	7
3.2.2 Turbiditetsmåling .....	8
3.2.3 Kjemisk felling.....	8
3.2.4 Koagulering.....	9
3.2.5 Fellingskjemikalier .....	9
3.2.6 Jern (III) som fellingskjemikalier .....	9
3.2.7 Aluminium som fellingskjemikalier .....	10
3.2.8 Fellings-pH .....	11
3.2.9 Flokkulering .....	12
3.2.10 Blanding av kjemikalier.....	12
3.2.11 Doseringsmetoder .....	13
3.2.12 Styringsmetoder .....	14
3.2.13 Overvåkning av avløpsvannet .....	15
3.3 Slam .....	15
3.3.1 Nytte av slam.....	16
3.3.2 Behandling av slam-prosessen .....	16

3.3.3	Forberedelse av polymerløsning .....	16
3.3.4	Tørre polymerer .....	17
3.3.5	Mekanisk avvanning Sentrifugering .....	17
3.3.6	Avvanningsegenskapene til slam.....	17
4.	Forskerspørsmål.....	19
4.1	Bakgrunn for problemstilling.....	19
4.2	Forskerspørsmål .....	19
4.3	Underspørsmål .....	19
5.	Case/Materialer .....	20
5.1	Saulekilen renseanleggs renseprosess .....	20
5.2	Dagens kjemikaliedosering.....	21
5.3	Utstyrliste.....	22
6.	Metode.....	23
6.1	Jartester.....	23
6.1.2	Avløpsvann fra biologisks prosess .....	23
6.1.3	Fortynning av avløpsvannet .....	24
6.1.4	Utførelse av Jar-tester .....	25
6.1.5	Måling av turbiditet.....	25
6.1.6	Måling av fosfat-fosforinnhold .....	25
6.2	CST (Capillary Suction Time).....	26
6.2.1	Slamprøver .....	26
6.2.3	CST- test.....	27
7.	Resultat .....	28
7.1	Litteraturstudie.....	28
7.1.1	Norsk Vann rapport 166, 2009 .....	28
7.1.2	Optimalisering av den kjemiske fellingen ved Saulekilen renseanlegg i Arendal kommune	29
7.2	Anleggsdata .....	29
7.2.1	Dosering av renseanlegg .....	29
7.2.2	Fosforkonsentrasjon i innløpet.....	30
7.2.3	Fosforkonsentrasjonen i utløpet .....	30
7.2.4	Anleggets doseringsmengde for pH 5,9 .....	31
7.3	Jar-test resultater .....	32
7.3.1	Jar-tester med fellings-pH mellom 5,8 og 6,0 .....	32
7.3.2	Rensegrad ved fellings-pH mellom 5,8-6,0.....	32



7.3.3 Fosforinnholdet etter rensing .....	33
7.3.4 Turbiditet .....	33
7.3.5 Sammenligning av dosering.....	34
7.3.6 Sammenligning av anleggsdosering og laboratorium .....	35
7.4 Slamprøver .....	35
8. Diskusjon .....	37
8.1 Påvirkningsfaktorer for driften av Sauekilen renseanlegg .....	37
8.1.1 Kjemikaliedosering og pH .....	37
8.1.2 Variasjoner av fosforkonsentrasjon i innkommende avløpsvann .....	37
8.1.3 Turbiditet .....	38
8.1.4 Rensekrav og oppnådde resultater på laboratorium .....	38
8.1.5 Doseringspunkt.....	39
8.1.6 Dosering i forhold til fosformengde .....	39
8.1.7 Slam .....	39
8.2 Svakheter med resultater .....	40
8.2.1 Jar-tester.....	40
8.2.2 Slamprøver .....	40
9. Konklusjon.....	41
10. Anbefalinger .....	43
11. Referanser .....	44
12. Vedlegg.....	46

## Figurliste

Figur 3.1 viser hvordan utforming av en maskinrensede rister ser ut. Avløpsvannet kommer fra venstresiden mot sillere som beveger seg oppover, slik at store partikler blir overført oppover til videre behandling [6, p. 428].	6
Figur 3.2 viser hvordan flytskjemaet til en sekundær kjemisk resning av avløpsvannet foregår, hvor det først er forbehandling også forsedimentering, innblanding av kjemikalier, flokkulering også ettersedimentering [6, p. 441].	7
Figur 3.3 Her ser vi kolloidale partikler til venstre som blir blandet med en koagulant som omformer den til fnokker gjennom koagulering og flokkulering [6, p. 444].	9
Figur 3.4: Grafene viser i y-aksen rensegraden og i x-aksen pH. Grafene viser ved hvilken pH den er best mulig. Den mørkeblå grafen tilhører jernsaltet som er best mulig ved pH på rundt 4.5 [15].	10
Figur 3.5 illustrerer det gunstige fellings-pH-området, det viser bunnen av grafene [6, p. 444].	11
Figur 3.6 Innblandingsenhet for koagulanter, rør med dreieblader på innsiden av røret som skaper høy turbulens [6, p. 186].	13
Figur 3.7 Eksempel på mekanisk innblandingsenhet. Avløpsvannet kommer fra venstre side mot en mekanisk mikser og rett før mikseren doseres det med kjemikalier slik at det blir en homogen blanding [6, p. 448].	13
Figur 3.9 illustrerer rør som har retningsendring inni røret. Her blir kjemikalier dosert rett før retningsendringen [6, p. 448].	14
Figur 3.10 viser hvilket styreprinsipp som ikke når sitt 90% rense krav [19, p. 16].	15
Figur 5.1 illustrerer flytskjemaet for Saulekilen renseanlegg (vedlegg D).	21
Figur 5.2 På venstre side ser vi tabell for dosering etter vannmengde i innløpet og, på høyre side ser vi verdier for fellings-pH.	21
Figur 6.1: Her demonstrerer en driftsoperatør hvordan vannet skal hentes ut og hvordan det skilles ut små plast-biter. Under i bassenget ser vi masse små plastbiter som blir blåst opp av luftbobler.	24
Figur 6.2: Viser løsning av avløpsvann som er blandet med permachem reagens, den blå fargen indikerer at løsningen inneholder fosfor som har reagert med permachem reagens.	26
Figur 7.1 illustrerer dosering av PIX 318 i y-aksen og vannmengde som kommer inn på anlegget i x-aksen. (vedlegg A.1)	29
Figur 7.2 illustrerer fosforinnholdet på innkommende avløpsvann. (vedlegg B.2)	30
Figur 7.3 illustrerer fosformengden som går ut av renseanlegget etter renset avløpsvann. (vedlegg B.2)	31
Figur 7.4 illustrerer doseringsverdier fra anleggets tabell grafisk. (vedlegg B.3)	31
Figur 7.5 Sammenheng mellom dosering jernklorid ml/m <sup>3</sup> og vannføring l/s. (vedlegg B.2)	32
Figur 7.6 Rensegrad som er oppnådd i laboratorium ved forskjellige vannmengder. (vedlegg B.3)	33
Figur 7.7 illustrerer gjenstående fosforkonsentrasjon etter at avløpsvannet er renset. (vedlegg B.4)	33
Figur 7.8 illustrerer klarheten i vannet etter rensing. (vedlegg B.5)	34
Figur 7.9 Den blå linjen viser resultater fra laboratorium mens den oransje linjen er doseringstabellen for Saulekilen. (vedlegg B.6)	34
Figur 7.10 Viser sammenligning av anleggsdata og laboratorium. (vedlegg B.7)	35

## Tabelliste

Tabell 6.1: Denne tabellen fylles ut under jar-testene, det er målt konsentrasjonen av PO4-P og turbiditet både før og etter. ....	25
Tabell 6.2: Tabellen under er benyttet for å samle CST-verdier av slamprøver .....	27
Tabell 7.1 representerer CST-verdier i den grønne raden. Disse verdiene er fra 08.04.2022. (vedlegg B.8) .....	36

## 1. Innledning

Hver dag brukes vann til mange forskjellige anledninger, som for eksempel vask eller vannklosett som blir skylt ned i toalettet ved hjelp av vann. Men hvor ender alt det vannet som er brukt? Og hvordan renses denne væsken fra organiske forbindelser, giftige stoffer og næringsstoffer som kan være til skade for naturen?

Bruk av kjemisk felling for optimalisering av renseprosesser er et utbredt konsept. I dagens renseanlegg brukes kjemiske løsninger i stor grad for å rense bort fosfor i avløpsvann. Rapport 2021/39 fra SSB viser at andelen av Norges befolkning som bruker høygradig renseanlegg (kjemisk og/ eller biologisk rensing) var 64% [1].

Kjemisk felling i rensing av avløpsvann er likevel et konsept det burde forskes mer på. Det er flere typer kjemisk felling og de mest vanlige er bruk av metall-løsninger. Videre er det viktig for oss å kunne danne et system hvor det brukes minst mulig kjemikalier, og et konsept som kan gå i en sirkel. Derfor anser man at bruk av kjemisk felling i renseanlegg er et viktig konsept for dagens situasjon.

Denne masteroppgaven omhandler hvordan optimalisere Saulekilen renseanlegg, hvor hovedfokuset er på den kjemiske fellingen og avvanning av slam som produseres av avløpsvann. Litteraturgrunnlaget er hentet fra Kemira sin håndbok og Vann- og avløpsteknikk av Hallvard Ødegaard som omhandler kjemisk felling. Formålet med denne oppgaven er å finne ut om Saulekilens renseanlegg følger retningslinjene innenfor dosering av kjemikalier. Samtidig vil fokuset være på om doseringsintervallet er innenfor 90%-kravet for vann og avløps rensing.

For å komme frem til resultater, er det utført flere delforsøk på laboratoriet, dette for å se sammenhengen mellom dosering og det innkommende avløpsvannet. Det er brukt Excel-program for å fremstille resultater og beregninger av de forskjellige testene som har blitt utført på laboratoriet.

Test-tiden har vært våren 2022, hvor det har vært lite overvann. Dermed har avløpsvannet blitt fortynnet i flere fortynninger for å kunne utføre labtester på forskjellige vannmengder, dette for å kunne opparbeide et realistisk resultat.

## 2. Samfunnsperspektiv

### 2.1 Myndighetskrav

Kvaliteten på det vannet som slippes ut i naturen er sterkt vernet gjennom forurensningsforskriften med bestemte minstekrav. Gjennom forurensningsforskriften stilles det krav for hvilke forurensninger som kan falle ut, hvilke analysemetoder som skal brukes for å eksaminere kvalitet og mengde av forurensning i vannet.

Avløpsvann fra utsatte områder med relativ høy risiko for eutrofiering er spesielt under bevoktning av miljødirektoratet. Det stilles strengere krav til utslipp fra renseanlegget i slike områder. Blant annet er det krav til å bruke særskilte parametere slik som totalfosfor og totalnitrogen for å avklare konsentrasjon og minste prosentvis reduksjon [2].

Vi har blant annet forurensningsmyndighet (Statsforvalteren) som sørger for riktig håndtering av sanitært avløpsvann fra betydelig tettbefolkete områder. Statsforvalterens viktigste bestemmelse er å tillatte bebyggelse av ulike typer anlegg til håndtering av avløpsvann og samtidig sørge for at disse oppfyller de bestemte kravene [3].

Innbyggere i Norge er sikret håndtering av avløpsvann gjennom sin kommune. Hver kommune har ansvar for å håndtere avløpsvann på vegne av sine innbyggere gjennom gebyrer. Disse gebyrene kan ikke være mer enn det som kreves for å håndtere avløpsvannet. Kommunen har også ansvar for å legge til rette for mottaksordninger og samtidig arbeide for å arrangere utslipp av avløpsvann fra fritidsbåter og bobiler [4].

Aller øverste organ som forsikrer oss om at vi har god kvalitet og god håndtering på avløpsvann er Miljødirektoratet. Gjennom EØS-avtalen er Norge forpliktet til å følge EUs avløpsdirektiv. Rapporter om avløpsdata fra kommunen og andre instanser sendes videre til EU gjennom miljødirektoratet og samtidig deltar organet i aktuelle EU-prosesser [3].

De forente nasjoner (FN) har et bærekraftsmål for livet i havet. På denne måten kan FN på verdensbasis påvirke alle nasjoners innsats for å beskytte og samtidig bruke havet og de marine forsyningene på en måte som forbedrer bærekraftig utvikling. FN har derfor satt delmål til mål 14 om at innen 2025 skal vi sammen avverge og merkbart begrense alle former for havforurensning. Dette er spesielt rettet mot landbasert aktivitet, deriblant marin infisering og utslipp av forurensning i form av næringsalter [5].

### 2.2 Rensemestodikk historie

På midten av 1800-tallet ble det kjent at smitte kunne overføres via vann. Dermed ble det en særlig nødvendighet for å rense avløpsvannet. Det første avløpsrensseanlegget ble bygget i begynnelsen av 1900-tallet og kom som følge av lukten fra det urensede utslippet til Themsen, den lengste elva i Storbritannia, og forskjellige andre elver ble vanskelig å håndtere [6, p. 410].

En del land under utvikling, deriblant østblokkstater i Europa og mange land i Asia og Afrika, er det frem til nyere tidsrom mindreverdig utbygging av avløpsrensseanlegg. Dette er en av de store hindringene i disse landene innen utvikling av vann- og avløpsteknikk [6, p. 410].

Med tanke på at menneskene har større behovstilknytning til ferskvannet fremfor saltvannet, har ferskvannet sterkere vern mot forurensning. Denne oppfatningen har i nyere tid tatt et vendepunkt da det har blitt kjent at selv store hav kan forurennes og gi konsekvenser for økologien i disse. Dermed har flere land innført like krav for utslipp til marine farvann som til ferskvann. Den største nødvendigheten for rensing av avløpsvann i det globale perspektivet er allikevel sammenføyet med å ta vare på verdens adgang til ferskvannsressurser, da disse er truet på grunn av tilvekst i befolkning, forurensninger og klimaforandringene [6, p. 411]

Norge fikk sin miljøvernforvaltning på plass etter 1970, og da begynte utbyggingen av rensesanleggene for fullt. To år senere, i 1972, ble Miljøverndepartementet etablert, etterfulgt av Statens forurensningstilsyn (som i dag heter Miljødirektoratet) i 1973, samt miljøvernavdelingen hos Fylkesmann i 1982 [6, p. 410].

På grunn av Norges geografiske fordeler og lave befolkningstetthet var det å rense avløpsvann ikke en kjent agenda. En hurtig løsning ble da å fortynne kommunale forurensninger. Det var også merkbart mindre kommunale forurensninger i motsetning til industrielle. Dette gjorde at Norge kom sent i gang med utbygging av rensesanlegg. Det var to bestemte saker som fremskyndte rensesanleggsutbyggingen på 1970-tallet [6, p. 511]:

1. Forurensninger ved Oslofjorden
2. Algeoppblomstringen i Mjøsa

For det meste var det fosfor som sto ansvarlig for forurensningene i disse områdene, og i stor grad satset man på rensemetoder som var spesielt rettet mot fosforfjerning. Det ble derfor særlig viktig å bygge kjemisk eller biologisk rensesanlegg [6, p. 511].

### 3. Kunnskapsbakgrunn

#### 3.1 Bakgrunn for rensing av avløpsvann

##### 3.1.1 Avløpsvann

Brukt vann fra husholdninger, næringsliv, overvann og annen virksomhet regnes som avløpsvann og må derfor transporteres bort til renseanlegg for å bli rensset før utslipp til naturen [6, p. 19]. Avløpsvannet har et høyt innhold av næringsalter og organisk material, men det kan være spor av annen type forurensning avhengig av hvor avløpsvannet kommer fra [7]. Grunnen til at det er viktig å rense avløpsvannet er at det inneholder fosfor, bakterier, virus, organiske stoffer og miljøgifter. Innholdet av avløpsvannet vil være skadelig og giftig for livet under vann [8]. Noe av problemene er algeoppblomstring, såkalt påtvunget eutrofiering som forårsakes av fosfor som har lik funksjon som gjødsel [9]. Patogene mikroorganismer og koliforme bakterier vil forårsake sykdommer som både vil påvirke menneske- og dyrelivet i resipienten [10].

Det er flere renseprinsipper som brukes i Norge til å rense avløpsvannet. Mekanisk rensing ved hjelp av siller, som fjerner store og små partikler, er en metode. En annen metode er biologisk rensing, som fokuserer mest på organiske stoffer. Den mest effektive er den kjemiske rensemetoden som har hovedfokus på å fjerne mesteparten av fosfor, men er også effektiv til å fjerne andre uønskede partikler, for eksempel organiske stoffer. Disse metodene blir presentert dypere i kapitlene under.

##### 3.1.2 Fosfor

Den tyske alkymisten Henning Brand produserte fosfor i 1669 ved å varme urin og hvit sand. Det var frem til 1769-1770 at det ble oppdaget fosfor i knoklene til mennesker og dyr. Det ble også kjent at man klarte produsere fosfor ved å varme opp beinasker med sand og trekull [11].

I dag brukes metoden apatitt som ble fremstilt på slutten av 1800-tallet til å finne fosfor. Apatitt er en enhet av mineraler og inkluderer flere generelle fosfatmineraler som eksisterer i små mengder i de fleste magmatiske bergarter [12].

Fosfor sirkulerer i to ulike former i avløpsvann, både i form av partikulært bundet og løst fosfor. Partikulært bundet fosfor finnes blant annet som mineralprodukter, adsorpsjonskomplekser og tilsvarende organisk bundet fosfor. Det løste fosforet som finnes i avløpsvannet er trolig koblet til tre ulike grupper.

1. Fosfor med organisk forbindelse
2. Polyfosfater som i stor grad kommer fra vaskemidler
3. Ortofosfat, som er den dominerende formen i vann og avløp

Ortofosfat kan eksistere i ulike kjemiske former i forhold til hva som er pH-verdien i vannet.

Ortofosfat er den mest dominerende delen og utgjør omtrent 80-90 prosent av fosforet i avløpsvannet. Dette fjernes ved hjelp av et metallsalt som i reaksjon med fosfor feller ut metallfosfat [6, p. 419].

Ved kjemisk felling og koagulering kan man fjerne det fosforet som er ikke løst ettersom de er bundet fast i en sammensatt blanding i vannet [6, p. 419].

Man fjerner stort sett fosfor fra avløpsvannet fordi det kan være skadelig for resipienten det ender opp med. Et godt eksempel er alger og deres vekstfaktorer. Det er flere faktorer som må være til stede for alt alger skal vokse og spre seg. Blant annet trenger de lys, varme, karbondioksid og næringssalter. Fosfor er en innskrenkende faktor for alger ettersom de naturlig finnes lite av i resipienten med alger. Dersom avløpsvannet med god nok mengde av fosfor og nitrogen slippes ut til resipienten vil det øke veksten av alger. Videre fører det til nydannelse av andre typer alger som ikke finnes i resipient naturlig. Dette gir store konsekvenser for alt annet liv i resipienten, ettersom oksygenforbruket endres. Etter hvert når algene synker i bunnen til resipienten vil ulike mikroorganismer forsøke å bryte det ned. Mikroorganismer som bruker oksygen vil ha utfordringer med å bryte ned alger, mens anaerobe mikroorganismer bryter ned alger. Dette fører til ytterligere utslipp av fosfor som igjen fører til å vokse nye alger og dermed anses resipienten for usunt og samtlige liv i området vil være sterkt påvirket på grunn av oksygenmangel [6, p. 410].

Fosforovervåking er en utfordrende prosess, ettersom det involverer veldig lave konsentrasjoner, inntil 0,01 mg per liter (mg/L). Selv små konsentrasjoner i denne mengden kan ha store konsekvenser for avløpet. Det finnes ulike tester som brukes til overvåking av fosfor [13].

Den totale ortofosfattetsten er for det meste mål på ortofosfor. Ettersom prøven ikke er filtrert, vil prosessen måle både løst og suspenderte ortofosfat. Metoden som brukes for å måle dette kalles askorbinsyremetode. Dette går hovedsakelig på at en regent i form av løsning eller pudder som inneholder askorbinsyre og ammonium molybditt (en kjemisk forbindelse som inneholder oksoniumion) reagerer med ortofosfat i prøven og danner blå komponent. Intensitet av det blå lyset i prøven vil være direkte proporsjonalt med mengden av ortofosfat i vannet [13].

### 3.1.3 Rensekrav av fosfor

Når det gjelder krav for forurensning av fosfor i vann og avløp er det klare retningslinjer for dette, da dette kan påvirke vannkvaliteten i resipienten.

Som regel vil man kunne skille ut om et område er følsomt, normalt eller mindre følsomt, og man kan dermed på bakgrunn av dette følge retningslinjene for rensing. Ved normalt og følsomt område kan man ha utslipp av avløpsvann, med spesielle begrensninger, som for eksempel etterkommer minst 90% reduksjon av fosfor jf §12-8 og jf vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11 [14].

Videre bør minste prosentvise reduksjon for totalt fosfor være 80% gjennom anlegg. Samtidig må minimumsverdi for konsentrasjon være på 2mg/l P (mellom 10.000 og 100.000 pe) og 1 mg/l P (over 100.000 pe). Når det gjelder målingsmetode, så bør det bli brukt molekylær absorpsjonsspektrofotometri [14].

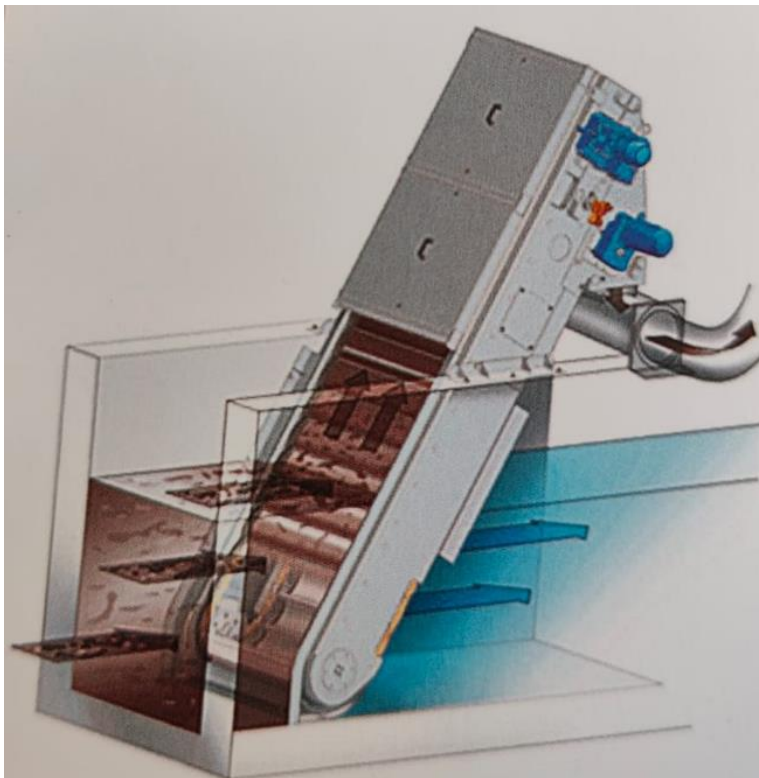
### 3.1.4 Mekanisk rensing

Den enkleste formen for behandling av avløpsvann er å fjerne forurensningene mekanisk. Mekanisk rensing kan deles i to trinn, hvor det første heter forbehandling og fjerner grove forurensninger ved hjelp av skjermer og siller hvor disse rensesiler med spalter varierer mellom 3 og 20 mm bredde. Denne



finnes i de fleste kommunale renseanlegg. Vannet vil da sendes til et sedimenteringsbasseng hvor omtrent 30-70 % av den suspenderte fast stoff og omtrent 30% av BOD fjernes fra avløpsvannet mekanisk [14, p. 58].

Videre vil vannet sendes til sand og fettfang, hvor vannet skal oppbevares i rundt 20 minutter og her er hovedfokuset å fjerne tyngre partikler og fett fra avløpsvannet. Mens vannet står rolig bevegelse vill tyngre partikler synke til bunnen og føres bort til videre behandling. Mens på sidene av bassenget blåses det rolig luft bobler som hjelper fett til å bevege seg oppover til overflate hvor det kan skrapes bort og sendes til videre behandling [15, pp. 58-9].



*Figur 3.1 viser hvordan utforming av en maskinrensede rister ser ut. Avløpsvannet kommer fra venstresiden mot sillere som beveger seg oppover, slik at store partikler blir overført oppover til videre behandling [6, p. 428].*

### 3.2 Kjemisk rensing

Ved bruk av kjemisk rensemetode vil en fjerne partikulære materialer og delvis løste komponenter i avløpsvannet. Denne metoden er en av de vanligste og mest effektive metodene for å felle ut fosfor i avløpsvannet i Norge. Erfaring viser at denne metoden er kraftigste og mest fleksible metoden for å kunne rense avløpsvannet.

Grunnen til at denne metoden kalles for kjemisk rensemetode er at det tilsettes kjemikalier i vannet, i motsetning til den biologiske metoden hvor mikroorganismer bidrar til rensing. Betegnelsen kjemisk rensing i avløpsvannet benyttes vanligvis for prosesser hvor hovedfokuset er å fjerne fosfor og partikler ved fellingskjemikalier som vanligvis er jern, aluminium og kalk. Fellingskjemikalier fungerer slik at

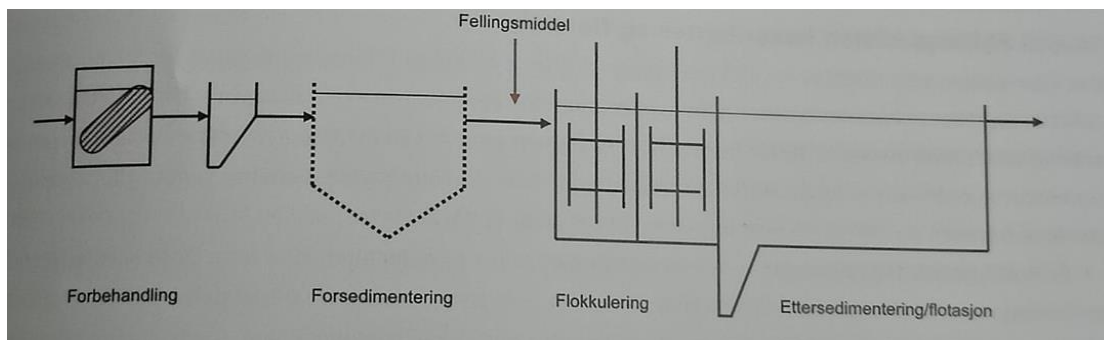
små partikler som er ellers vanskelige å felle ut, går sammen ved hjelp av kjemikalier som koagulerer, flokkulerer og aggregerer til større partikler som bunnfeller i et sedimenteringsbasseng [16].

Den kjemiske fellingsprosessen kan bygges på flere måter:

- Kjemisk forbedrede primærrensing, hvor kjemikalier blir tilsatt før sedimenteringsbasseng, for eksempel tilsettes dette i sandfang. Denne metoden har ikke en flokkuleringsordninger
- Primærfelling, her har anlegget flokkuleringsordninger etter tilsetning av fellingskjemikalier, men har ingen forsedimentering før tilsetning av kjemikalier.
- Sekundærfelling, her har anlegget både forsedimentering og flokkuleringsordninger etter tilsatt kjemikalier [15, p. 442].

Den kjemiske rensemetoden kan brukes med andre rensesprosesser. For å nå bedre resultater kan den kjemiske rensingen kombineres med det biologiske rensetrinnet, der kombinasjonen skilles i tre tilfeller [15, pp. 75-77].

- Forfelling, den kjemiske fellingen skjer før den biologiske prosessen.
- Simultanfelling, kjemikalier blir tilsatt under den biologiske prosessen.
- Etterfelling, her blir kjemikalier tilsatt etter den biologiske rensesprosessen. Denne metoden brukes for, hvor kravet for fosforreduksjon er høyt.



Figur 3.2 viser hvordan flytskjemaet til en sekundær kjemisk resning av avløpsvannet foregår, hvor det først er forbehandling også forsedimentering, innblanding av kjemikalier, flokkulering også ettersedimentering [6, p. 441].

### 3.2.1 Hvorfor valg av kjemisk felling

Kjemisk rensing brukes flere steder i verden og regnes som den mest effektive metoden for å fjerne fosfor i avløpsvannet. Prosessen fjerner over 90% av fosforinnholdet i avløpsvannet, 90% reduksjon i suspendert stoffer, 25% totalt nitrogen og i tillegg kan den redusere organiske stoffer (målt etter BOD<sub>5</sub>) i vannet med 75% [15, p. 75].

Samlebetegnelsen organisk stoff brukes for flere ulike organiske enkeltstoffer i avløpsvannet. Disse enkeltstoffene er også delt i gruppebetegnelser som, oksygen forbrukende stoffer (fettsyrer, karbohydrater og proteiner), naturlig organisk material (humus) og organiske mikroforurensninger (medisiner og rester av personlige pleie). Disse organiske stoffene kan opptre skadelig for dyrelivet og

plantelivet i havet, i form av opptak av oksygen som fører til oksygenmangel for dyr og planter i vannet [6, p. 113]. Det er viktig å fjerne organiske stoffer, da det er skadelig for resipienten ettersom det fører til uønskede bakterie og soppvekst som videre forårsaker økt oksygenforbruk i resipienten [15, p. 53].

### 3.2.2 Turbiditetsmåling

Det benyttes en turbiditetsmåler for finne ut hvor mye løse partikler det er i vannet og forteller oss om hvor uklart vannet er. Er vannet veldig misfarget kan det tyde på at vannet inneholder mye material i form av finpartikler [6, p. 110]. Måleenheten som brukes for å bestemme uklarheten er FNU (Formazine Nephelometric Unit). Oftest brukes turbidimeter for kun måling av vannets partikkelinnhold, den kan ikke fortelle oss hvilke partikler som forårsaker høy turbiditet. Det er mange parametere som kan forårsake høy turbiditet. Eksempler på stoffer som forårsaker høy turbiditet er leire, slitt, organisk og uorganiske stoffer, mikroorganismer, humus osv [6, p. 110].

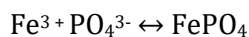
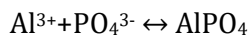
Turbiditet måles gjennom et apparat der en plasserer vannprøven og apparatet sender lysstråler. Partikler som er i løsningen, vil spre lyset og dermed redusere lysintensiteten av lysstrålen som måles [6, p. 110].

### 3.2.3 Kjemisk felling

Ved bruk av metallsalter, som jern, aluminium og kalk, vil det uorganiske fosforet reagere med disse og danne et metallfosfat. Fosfor som er bundet med organiske partikler blir også fjernet som nevnt tidligere i kapittelet ved at kjemisk rensing fjerner suspenderte stoffer. I Norge brukes aluminiumsulfat og jernklorid som fellingskjemikalier. Disse kjemikaliene er oftest løst i væskeform og når de blir blandet i avløpsvannet vil de danne ioner som igjen reagerer med fosfor. Under ser vi reaksjonsligningene for jernsulfat og jernklorid [15, pp. 85-87].

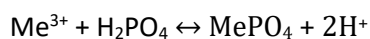


Når metallene jern og aluminium (3-verdi) er frie ioner i løsningene så reagerer de med ortofosfatet i avløpsvannet på måten under:



At reaksjonsligningen går begge veier betyr at aluminiumfosfat og jernsulfat kan oppløses i vann og det avhenger av pH-verdien i avløpsvannet, som blir forklart senere under kapittel 3.2.7.

Reaksjonen for aluminium og jern er omtrent lik og for å kunne skrive det på en enklere måte kan en fellesbetegnelse for aluminium og jern skrives om til  $\text{Me}^{3+}$ . Fosforinnholdig vann kan skrives som  $\text{H}_2\text{PO}_4$  og reaksjonen mellom fosforholdig vann og metallet kan skrives som følger: [6, p. 444]

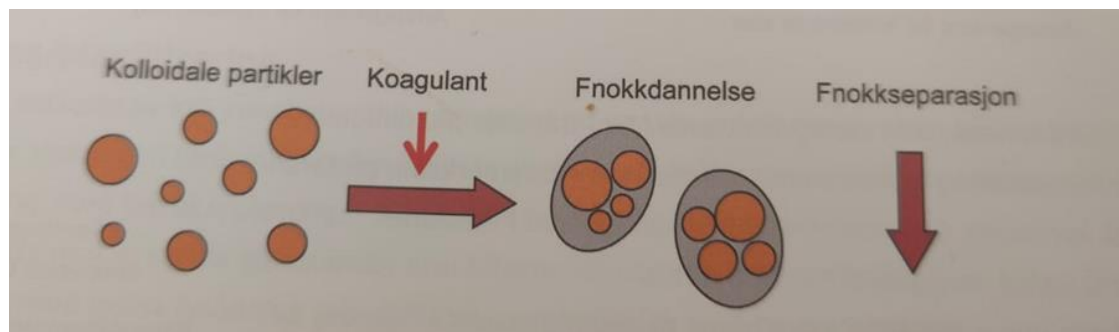


Når metallet har bundet seg til fosforet så felles de ut som fnokker. Av reaksjonsligning ser vi at det slippes  $2H^+$  ioner som øker konsentrasjonen av  $H^+$  i løsningen, dette fører til at pH-verdien synker [6, p. 444].

### 3.2.4 Koagulering

Avløpsvannet inneholder ørsmå partikler, såkalte kolloider, med diameter 0,01-1  $\mu m$ . Disse partiklene er negativt ladet og skaper turbiditet i avløpsvannet. Kolloider er stabile. Det vil si at de ikke går sammen med andre partikler for å kunne danne bunnfall og dermed er vanskelige å separere [6, p. 182].

For å destabilisere de kolloidale partiklene brukes koagulering. Prosessen går ut på å tilsette en koagulant i løsningen, for eksempel saltet jern eller aluminium. Koagulert løsning danner positivt ladede ioner som nøytraliserer de negativt ladende kolloider, slik at det dannes metallhydroksid som felles ut etter å ha reagert med vannet [15, p. 84]. Reaksjonen skjer veldig fort og dermed er det viktig at innblandingen skjer fort, da reaksjonstiden er under et sekund [6, p. 186]. Koagulering er betegnelse for reaksjonen som skjer når metallionene løper sammen med andre partikler i vannet, som danner større partikkelaggregater som er lettere å separere [15, p. 84].



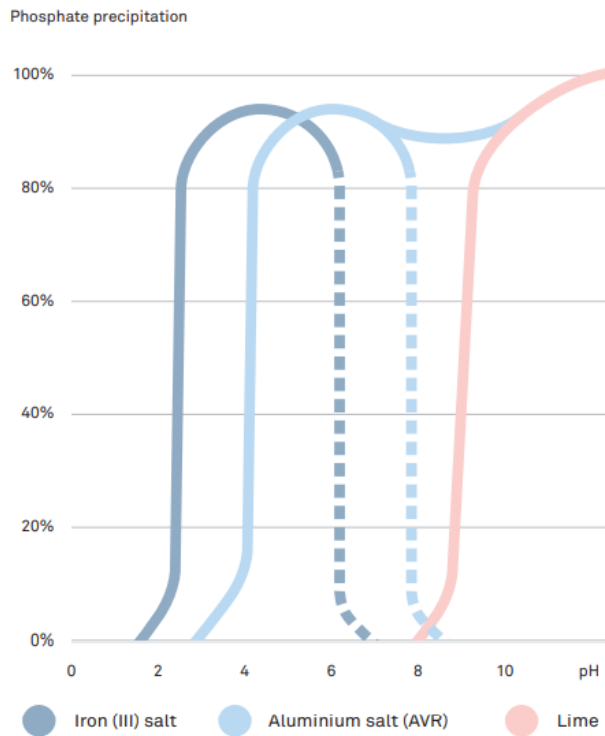
Figur 3.3 Her ser vi kolloidale partikler til venstre som blir blandet med en koagulant som omformer den til fnokker gjennom koagulering og flokkulering [6, p. 444].

### 3.2.5 Fellingskjemikalier

I Norge brukes for det meste aluminium og jern som fellingskjemikalier. Det brukes også kalk, men i mindre grad.

### 3.2.6 Jern (III) som fellingskjemikalier

For å kunne fjerne fosforet så benyttes jern, som danner jernfosfat sammen med fosfor. Fellingskjemikalien er oftest basert på jernsulfat og jernklorid. Jernsalter som er treverdige (jern (III)) brukes for det meste for å utfelle polyfosfat og ortofosfat, dermed er den effektiv for fosforreduksjon. Jern har god fellings effekt på fosfor med pH mellom fire og åtte. De beste resultatene kan oppnås ved en pH mellom fem og seks, hvor hydroksidfelling er mest effektivt. Normalt er det ikke problemer ved høyere pH-verdier, som vi ser på figur 3.4. For å felle ned en mol ortofosfat trenger man mellom 1-1.5 mol jern(III), per mol fosfat. Siden molaremassen til jern er høyere enn fosfor så trenger man mer jern til å fjerne fosfor; for å fjerne et gram fosfor trengs det 1,8-2,7g jern [15, pp. 86-87].



Figur 3.4: Grafene viser i y-aksen rensegraden og i x-aksen pH. Grafene viser ved hvilken pH den er best mulig. Den mørkeblå grafen tilhører jernsaltet som er best mulig ved pH på rundt 4.5 [15].

### 3.2.7 Aluminium som fellingskjemikalier

Det mest effektive saltet som kan brukes er Aluminiumionet Al (III) for utfelling av fosfater i avløpsvannet. Al (III) koagulanter kan bestå av polymerisert aluminium (polyaluminiumkoagulanter). Det finnes ulike grader av polyaluminiumkoagulanter, jo større grad den har desto dårligere utfeller den fosfor, siden aluminiumløsning i vann delvis har reagert med vannet og har lavere ladning per aluminiumatom. For å oppnå effektiv felling av fosfor med aluminium bør pH være mellom 5 og 8,5 som vi ser på figuren ovenfor. Det kan være vanskelig å danne flokker ved de øvre og nedre endene av pH-området, dermed bør pH holdes i et område mellom 6 og 8 for å sikre effektiv flokkdannelse [15, p. 84].

Poyaluminiumkoagulanter kan kreve opptil to ganger mer dosering et aluminiumsulfat for å nå samme fosfor reduksjonseffekten. Poyaluminium har bedre evne til å felle ut suspenderte stoffer, inkludert partikkelbundet fosfor. Den har et bredere pH-område og har mindre innflytelse på alkaliteten til vannet. Doseringsbehovet vil minke om det er god koagulering, dette fører til mindre slamproduksjon. Aluminium-baserte koagulanter kan variere til større utstrekning enn jernbaserte koagulanter når det gjelder produkttegenskaper. det er derfor mulig å finne et passende aluminiumkoaguleringsmiddel for de fleste formål. En annen fordel med aluminiumkoagulanter er at utfelt fosfat forblir stabil selv når oksygenkonsentrasjonen er lav. Dette vil redusere risikoen for fosfatlekkasje under anaerobe forhold [15, pp. 85-88].

Det er mange fellingskjemikalier for aluminium, for eksempel Aluminiumsulfat (ALG), Aluminiumklorid, Jern aluminiumsulfat (AVR), polyaluminiumsulfat (PAS), polyaluminiumnitrat (PAN). Alle disse produktene har forskjellige fellings-pH-verdier og den gunstige pH-verdien varierer fra produkt til produkt og med vannkvalitet.

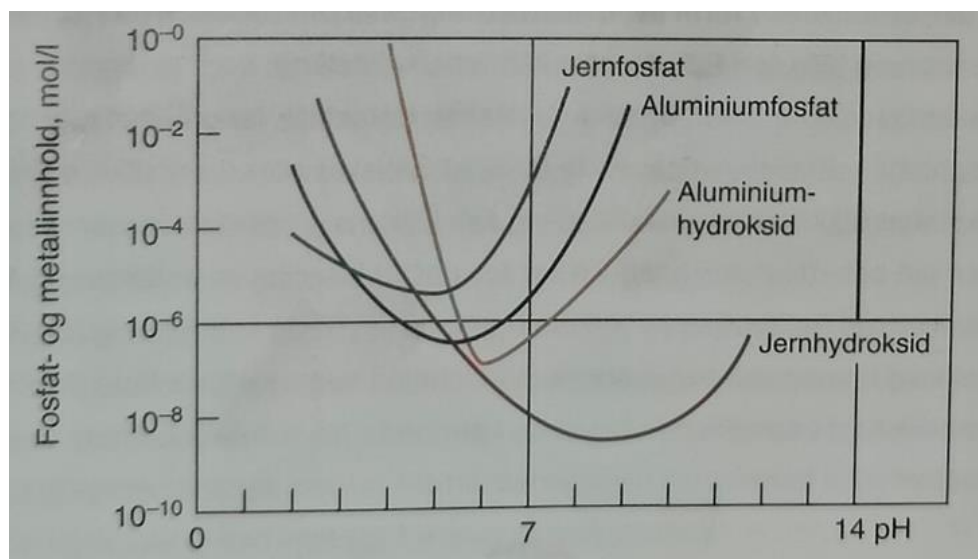
Aluminium har en molarmasse på 27g mens fosforet har 31g, teoretisk kreves det 0,87g av aluminium for å felle ut 1g fosfor. Siden aluminium reagerer med suspenderte stoff, organiske stoffer og til og med vannet, så i realiteten vil det kreves enda mer aluminium. Det kreves 1-1,5 mol av aluminium per mol fosfor [15, p. 85].

### 3.2.8 Fellings-pH

pH forteller om hvor sur en væske er, surhetsgraden bestemmes av konsentrasjonen av hydrogenionet i løsningen [17]. pH-verdien har en viktig rolle for fellingsresultater. Når metallsaltet løser seg i vannet, vil det bli til ioner. Når det dannes forbindelse mellom metalionet og ortofosfat er pH-verdi en viktig faktor. Alt av metallet vil ikke binde seg fast for å danne metallfosfat, som forklart i kapittel 3.2.2.

Det er et bestemt pH-område hvor fellingen skjer, og som man ser på reaksjonsligningen så går den begge veier, det vil si at det metallfosfatet igjen kan løses til metallioner og fosfationer. Det finnes et gunstig pH-område hvor det gir minimal oppløsning av metallfosfat, slik at det dannes mer metallfosfat enn fosfationer og metallioner [6, pp. 444-445].

Det finnes et gunstig pH-område for koagulering til metallhydroksid mellom avløpsvannet og kjemikaliene. Det må tas i hensyn at det skal dannes nok metalhydroksid slik at det løper sammen med metallfosfatet for å danne større fнокker i flokkuleringsprosessen. Av figur 3.5 under kan vi se hvor de gunstige pH-verdiene for utfelling av metallfosfatene og metallhydroksider ligger [6, pp. 444-445].



Figur 3.5 illustrerer det gunstige fellings-pH-området, det viser bunnen av grafene [6, p. 444].

Figur 3.5 ovenfor ser vi oppløselighetene av jernfosfat og aluminiumfosfat i vann og oppløselighetene for jernhydroksid og aluminiumhydroksid i vann. Av tabellen ser vi at pH har en avgjørende betydning

for løseligheten til de utfelte produktene. Vi ser at ved pH 5-6 er det laveste restkonsentrasjon for fosfatene. Av grafene til hydroksidene ser vi at de feller ut om lag samme restmetallkonsentrasjon ved samme pH-område [6, pp. 444-445].

### 3.2.9 Flokkulering

Hensikten med flokkulering er å binde utfelte partikler til store nok aggregater slik at de kan separeres fra avløpsvannet. For å bygge fnokker må vannet etter koagulering gjennom en flokkuleringsprosess hvor partiklene kolliderer med hverandre og danner større partikler slik at det lettere fjernes med flotasjon, separasjon eller siling. Når disse partiklene har kollidert med hverandre og dannet store partikler som kan separeres, kalles de for fnokker. Det er viktig at vannet ikke har stor turbulens slik at partiklene ikke separeres, oftest er de slik at det er flere kamre hvor vannet går ifra og turbulensen minker gradvis til vannet nærmer seg separeringsmetoden [6, pp. 449-451].

#### 3.2.10 Blanding av kjemikalier

Destabilisering- og fellingsreaksjon skjer svært hurtig, dermed er det viktig å oppnå rask og god innblanding slik at kjemikalier blir blandet godt sammen med avløpsvannet. Hvis innblandingsprosessen skjer langsommere, vil det kreve mer unødvendig dosering. Det er viktig at doseringspunktet har stor turbulens, slik at innblanding skjer homogent i vannet med høye hastigheter for mest gunstig felling. Det er enkelte kjemikalier som kan blandes inn langsommere, men for aluminium og jernsalter må dette skje veldig hurtig. Når en dimensjonerer for innblanding av kjemikalier er det viktig å tenke på tre ting [6, p. 448]:

- Ved innblanding bør det være en stempelstrømning slik at det vannet som er dosert ikke blir dosert igjen, dette er for å unngå overdosering.
- Den turbulente hastigheten (G) må være stor nok, den bør ligge mellom 500-1000  $\text{sek}^{-1}$
- Oppholdstiden må være lenger enn 10 sekunder.

For å beregne blandingshastigheten (G-verdi) i et rør, kan følgende formel benyttes [6, p. 449]

$$G = \frac{(f \cdot v^3)^{0,5}}{2 \cdot d \cdot \vartheta} [\text{sek}^{-1}] \quad (3.2)$$

G= turbulent hastighetsgradient ( $\text{sek}^{-1}$ )

f= friksjonskoeffisienten

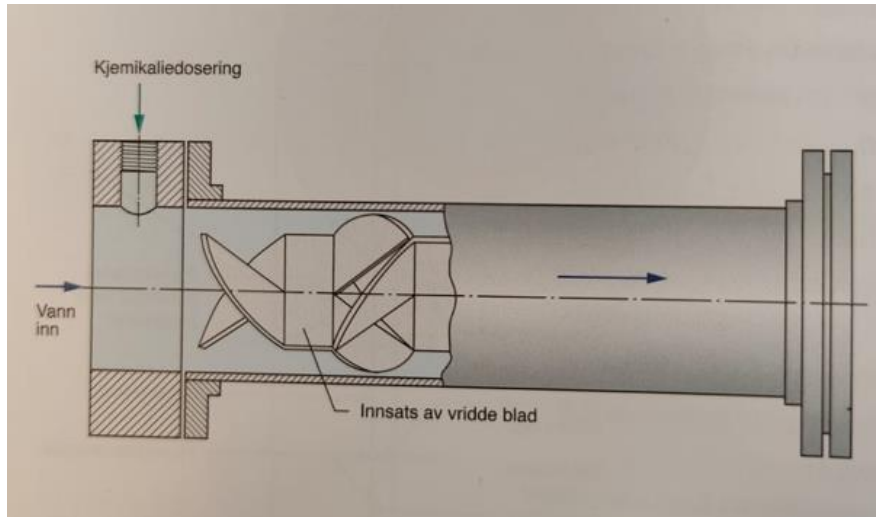
v= vannhastigheten (m/sek)

d= rørdiameter (m)

$\vartheta$ = kinematisk viskositet ( $\text{m}^2/\text{sek}$ )

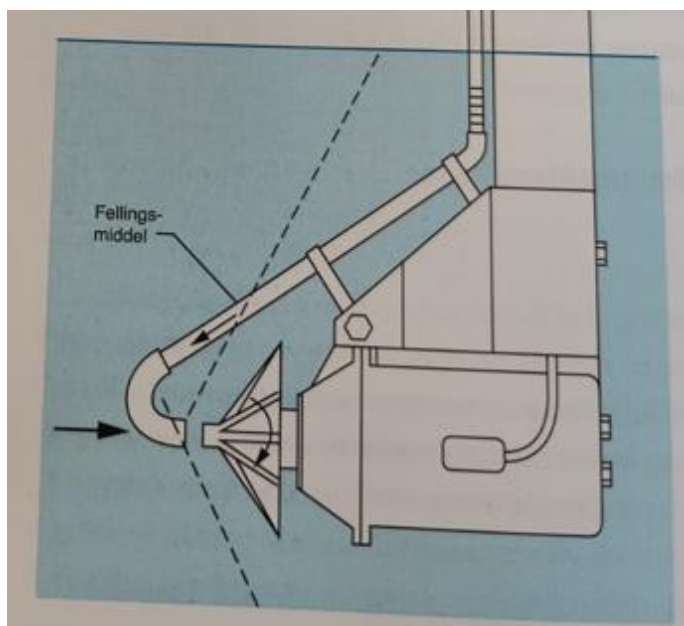
### 3.2.11 Doseringsmetoder

Det finnes flere måter for å oppnå god kjemikalieinnblanding. Noen metoder som kan brukes er å endre retningen på vannet inni røret, ved bruk av mekaniske miksere som blander kjemikalier i vannet, eller forandringer av diameteren i røret, for å skape mer turbulens i vannet. Disse blandingsmetodene kan variere fra anlegg til anlegg, da de har sine fordeler og ulemper. En fellesnevner for alle metodene er at det må unngås å plassere kjemikalieinnblandingen i et sted hvor det er lite turbulens, som fører til dårligere innblanding. Under kan vi se noen eksempler av innblandingsmetodene [6, p. 448].



Figur 3.6 Innblandingsenhet for koagulanter, rør med dreieblader på innsiden av røret som skaper høy turbulens [6, p. 186].

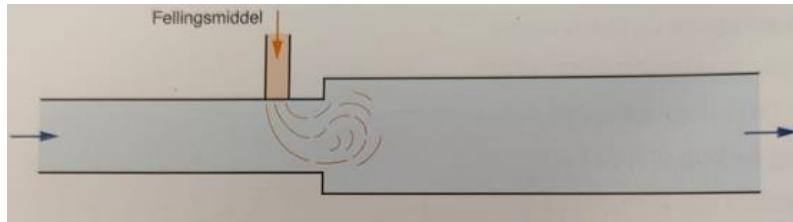
I figur 3.6 over ser vi roterende blader på innsiden av røret og like før bladene doseres kjemikalier. Disse typene av innblandingsenheter er effektive, men over tid vil partikler sette seg fast på propellene/bladene, noe som minker effektiviteten [6, p. 448].



Figur 3.7 Eksempel på mekanisk innblandingsenhet. Avløpsvannet kommer fra venstre side mot en mekanisk mikser og rett før mikseren doseres det med kjemikalier slik at det blir en homogen blanding [6, p. 448].

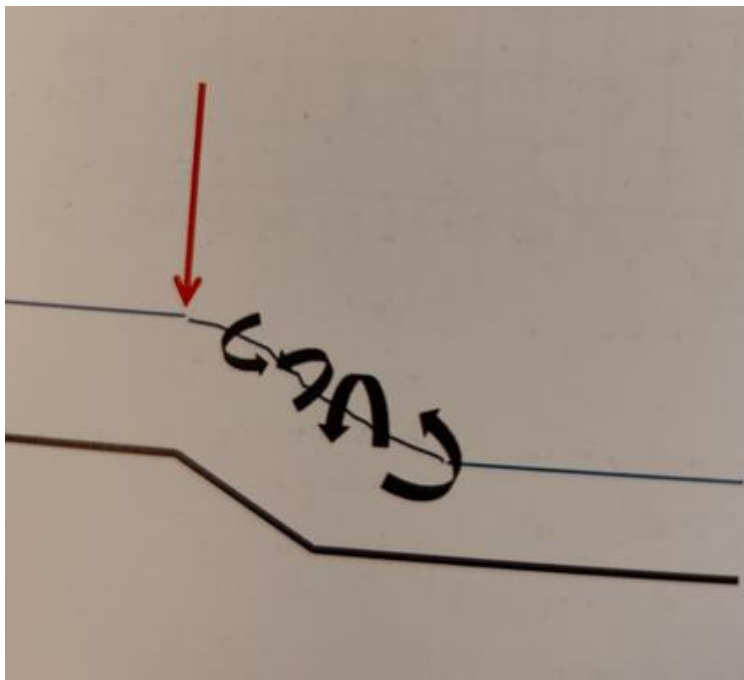


Den mekaniske mikseren plasseres like etter doseringen slik at kjemikalier får en god turbulens og innblandinger skjer hurtig som vist i figur 3.7. Selve enheten bør plasseres slik at vannet lett ledes bort til flokkulering. Den kan plasseres inni et rør som fører det videre til flokkulering. Ulempen med den er at det settes fast hår, filer o.l. på impelleren [6, p. 448].



Figur 3.8: Her blir kjemikalier innblandet i et rør som har mindre diameter, som fører det videre til et med større diameter, for å skape turbulens [6, p. 186].

Denne type innblandingsenhet er mest brukt i Norge for vannverk. Ved å øke den hydrauliske diameteren brått, som vist i figur 3.8, skapes turbulens og dermed gir det gode kjemikalieblandinger. Kjemikaliedosering bør skje rett før den brå økningen av den hydrauliske diameteren for å kunne oppnå en god blandingseffekt [6, p. 186].



Figur 3.8 illustrerer rør som har retningsendring inni røret. Her blir kjemikalier dosert rett før retningsendringen [6, p. 448].

I figur 3.9 blir et retningsendrende rør illustrert, hvor det doseres rett før retningsendringen, som vist på den røde pilen. Retningsendringene skaper god turbulens, som gjør at innblandingen skjer effektivt.

### 3.2.12 Styringsmetoder

Det er viktig at det doseres etter hvor mye fosfor det er i innkommende avløpsvann og dermed trengs det kontinuerlig måling av fosforkonsentrasjon på innkommende avløpsvann. Det er ikke lett å ta kontinuerlige målinger av fosforinnholdet i det innkommende avløpsvannet, som forklart i kapittel

3.1.2 er det en krevende prosess. Dermed er det å dosere etter innkommende fosforkonsentrasjon noe som ikke lar seg gjøre så lett. Det er lagt andre styremetoder for dosering av kjemikalier, og oftest doseres det etter vannmengde og pH-verdien i innløpet, siden det er lettere å ta kontinuerlige målinger av pH-verdier og innkommende vannmengde. Noen steder doseres det kun etter vannmengder, noe som ikke tar i hensyn til vannets sammensetning eller pH-verdi, som er en av de viktigste parameterne som er beskrevet i kapittel [6, p. 449].

I Norge finnes det over 2900 avløpsrenseanlegg og alle er bygget på forskjellige måter [18], med tanke på kravet til utslipp til resipienten. De fleste av dem har egne styremetoder for dosering av kjemikalier. I en KOSTRA-rapportering i 2006 ble 41 renseanlegg i Norge spurt om de klarte 90%-kravet for fosforfjerning. Av de 41 svarte 11 at de ikke klarte kravet. Totalt var det 20 renseanlegg som besvarte spørreskjemaet som kan ses i figuren under.

<b>Styringsprinsipp</b>	<b>Antall anlegg</b>	<b>Antall anlegg som ikke overholdt kravet til 90 % fjerning av fosfor</b>
Konstant dosering evt. manuell regulering	2	1
Vannmengdeproporsjonal dosering	8	3
Vannmengdeproporsjonal dosering med pH overstyring	8	1
Vannmengdeproporsjonal dosering i kombinasjon med ledningsevne måling	1	
pH styrer doseringen	1	

Figur 3.9 viser hvilket styringsprinsipp som ikke når sitt 90% rense krav [19, p. 16].

Tabellen ovenfor viser antall anlegg med ulike styringsprinsipper for kjemikaliedosering. Det er ikke konkludert direkte i at styringsprinsipper er hovedårsaken til for at 90% fosforfjerning ikke overholdes. En medvirkende årsak til dette er at det overdoseres av fellingskjemikalier i forhold til det som er nødvendig [19, p. 16].

### 2.2.13 Overvåkning av avløpsvannet

For den kjemiske renseprosessen er det viktig å ha oversikt over variasjonene i avløpsvannets sammensetning. Som nevnt i kapittel 3.2.1, er fjerning av partikler so effektivt i kjemisk renseprosess at til og det fastbundet organiskes partikler også blir fjernet. Det bør være hovedfokus å dosere fellingskjemikalier i samsvar med nødvendigheten for å fjerne fosformengden som er i avløpsvannet. Unødvendig overdosering fører bare til slamproduksjon [19, p. 39].

## 3.3 Slam

Slam kjennetegnes av at den er en bløt, finkornet og viskøs masse med høyt innhold av vann selv etter avvanning. Dette produseres ofte etter bunnfellingsprosess i vannet. Under kjemisk og biologisk behandling blir kontamineringer videreført fra løst og suspendert form til aggregerte faste partikler som videre blir fjernet fra vannet gjennom sedimentering. Det er dette som blir til slam [15, p. 11].

### 3.3.1 Nytte av slam

Tidligere var kommunalslam sluppet direkte til deponi og lå fritt over landområder. I dag regnes slam som veldig verdifullt og man har funnet ulike måter å ta nytte av det. Etter ulike behandlingsprosesser kan slam utnyttes til gjødsel, en kilde til energi i form av biogass, eller en kilde til næringsstoffer som fosfor. SSB viser at Norge har disponert 68 741 tonn slam til jordforbedring i jordbruket gjennom året 2020. Det samme året ble 11 tonn slam disponert til forbrenning og energigjenvinning i Norge. Dette viser at med riktig behandling kan vi få god nytte av slam som tidligere har vært verdiløs [2].

Gjennom gjødselvereforskriften blir utslippet av tungmetaller, miljøgifter og patogene mikroorganismer begrenset til et nivå som ikke er skadelig for folkehelse, miljøet og dyrehelsen (lovdata 2004) [2]. Det foregår ulike måter for behandling av slam og måten avhenger av sluttforbrukeren.

### 3.3.2 Behandling av slam-prosessen

Slam stammer fra ulike renseprosesser som mekanisk, biologisk eller kjemisk renseprosess. Dette slammet blir samlet og mikses sammen. Deretter gjennomgår den en behandling for å stabilisere slammet. Dette skjer ved at slammet utsettes for anaerob og aerob nedbrytning, som resulterer i volumreduksjon ettersom organiske forbindelser blir omgjort til verdifull biogass.

Før stabilisering vil slammet gjennomgå varmebehandling og slamhydrolysering. Slammet blir varmet over kokepunktet forbi 150 grader under trykkvannsreaktor i en til flere timer. Under denne behandlingen kan trykket stige flere Bar. Denne behandlingen går hovedsakelig ut på å drepe og løse opp mikrobielle celler og annet organisk innhold fra de ulike renseprosessene.

Andre faktorer som inngår i behandling av slam er fortykning og oppbevaring [15, p. 143].

Slam utformes av mikroorganismer omringet med et gelatin-aktig lag som i stor grad tiltrekker seg vann. Det er i dette laget de oppbevarer næringsstoffer for å overleve av og samtidig unngå uttørking. Når slam avvannes, er det stort søkelys på å oppløse dette gelatin-aktige laget. Dette fører til utslipp av vann og skjer ved to ulike metoder. Vanligvis brukes kjemikalier i behandlingen før avvanning av slam. Det er spesielt to typer kjemikalier som øker avvanningsevnen [15, p. 148]:

1. Uorganiske kjemikalier som jern, aluminium og magnesiumsalter
2. Organiske kjemikalier som polymer i form av flokkulering og organisk koagulering.

Den mest brukte polymeren for avvanning i kommunalt slam er kationisk polykrylamider. I noen tilfeller bruker man organisk koagulering (polyaminer og poly-DADMACs). Disse polymerene er forventet å bli erstattet av bio-basert polymer for mer miljøvennlig behandling. Polymerer opptrer som emulsjon, tørre polymerer eller vannbaserte dispersjoner [15, p. 149].

### 3.3.3 Forberedelse av polymerløsning

Forberedelse av polymerløsning fra emulsjon må skje svært nøyaktig for å fremstille det ideelle forholdet for emulsjonen slik at polymerer fullstendig løses i vannet. For å lage en homogen polymerløsning i vannet må emulsjonen tilsettes i vannet og ikke omvendt [15, p. 150].

Konsentrasjonen av polymerløsning bør ha en konsentrasjon mellom 0.5 og 1.5%. En høyere konsentrasjon vil redusere den tiltrengte aldringstiden til den grad at løsningen vil være for viskøs. Dette fører til problemer med pumping og miksing av slammet. En lavere konsentrasjon vil føre til mindre viskøs løsning, til den grad at konsentrasjonen vil være for lavt for pumping og den påkrevde doseringen. Når polymerløsning konsentrasjonen er riktig er det anbefalt aldringstid på omtrent 10 til 20 minutter for full effektivitet. En kan forvente høyest effektivitet ved minimum dose nivåer. Denne aldringen kan opptre i en tank med skånsom blanding, en tank uten blanding, eller bare i røret. Formålet med denne aldringstiden er å dra nytte av den høye molekylære vekten ved å la fullstendig oppløsning av polymerer og full forlengelse av polymermolekyler. I slike tilfeller unngår man sentrifugeringspumper, ettersom det kan føre til skade på polymerkjedene [15, p. 151].

### 3.3.4 Tørre polymerer

Den viktigste faktoren i forberedelsen av tørre polymerløsning er å fullføre fuktgjøring av hver enkelt polymerpartikkel. Etter fuktgjøring bør polymerer få 60 minutters aldringstid for full effektivitet. Videre kan dette plasseres i tanker med skånsom blanding. Tørr polymerløsning kan lages av konsentrasjoner på 0.1 til 1.0% [15, p. 150].

Blanding av polymerer med slam er den viktigste faktoren som påvirker avvanningen. Ettersom polymerer kan være veldig viskøse må den korrekte polymer konsentrasjonen velges for å optimalisere blandingsforholdene. En god start er å sørge for 10:1 ratio slam strøm ( $m^3/H$ ) [15, p. 151].

### 3.3.5 Mekanisk avvanning Sentrifugering

Det finnes ulike metoder og utstyr for mekanisk avvanning av kommunalslam. For eksempel finnes det sentrifugering, som er det mest brukte utstyret for avvanning av kommunalslam. Hovedkomponenten i en sentrifuge er en kjegleformet sylinderbolle som roterer i høy hastighet (2000 – 4000 rpm), og en del av det er en såkalt skrue som roterer i litt ulik hastighet med få rotasjoner per minutt. Rotasjonen i sentrifugeringen lager en type kraft i bollen som separerer væsken fra faste partikler. Deretter vil disse faste partiklene skilles ut gjennom den såkalte skruen i sentrifugeringen [15, pp. 151-152].

For å øke avvanningsevnen ytterligere legges det en del forbedrende behandlinger. Varmebehandling er en prosess der slammet kokes for 30 minutter ved 145 til 165 grader celsius i forkant av anaerob behandling. Dette forbedrer avvanningen vesentlig, og en kan forvente høy grad av avvanning [20].

Selv etter den mekaniske avvanningen vil det aktive slammet ha høyt innhold av vann. På grunn av dens sammensetning og biologiske natur er det utfordrende å avvanne slam. Det er særlig to faktorer som kan forverre og forklarer den svake avvanningen av den aktive slummen. Disse faktorene er nemlig salttilsetning og pH-tilpasning [21].

### 3.3.6 Avvanningsegenskapene til slam

Avvanningsevnen har stor sammenheng med sammensetning av flokkullerte løsning og tilstedeværelse av fine partikler. Både salt innhold og pH-verdiene kan være med på å endre den

flokkullert løsningen som videre fører til utslipp av fine partikler. Utslipp av fine partikler leder til tette porer både i filterkaken og filtermedium. Konsekvensen blir da at filtrasjonshastigheten minker på grunn av høyere gjennomstrøm resistens. På den andre siden vil polymeetriske matrisesammenbrudd aktiveres for å slippe en del av vannet som er i floken til bulk væske fasen som resulterer i mindre innhold av fuktighet i filterkaken. Dette påvirker også avvanningen. Flere ødelagte strukturer leder til mindre elastiske kaker desto blir primære sammenslutning steget lavere [21].

Kapillære vakuumsiden (Capillary Suction time / CST) og spesifikk resistens filtrasjon (SRF) er to kjente parametere som vurderer slam avvanning. CST testen er enkel og billig økonomisk sett ettersom den krever ikke en ekstern kilde av trykk eller vakuum. Metoden går ut på å bregne tid vannet tar for at vannet går fra det ene sirkel ringen til det neste sirkelen. Derimot SRF testen er tidskrevende, komplisert og kostbart fordi den krever at behandlingen foregår i vakuum. SRF testen er mer vitenskapelig basert enn CST på grunn av dens hydrodynamiske karakterer [22].

Begge disse testene har sine ulemper ettersom begge svikter i nøyaktighet. SRF testen er hovedsakelig basert på klassisk filtrasjonsteori. Det testes porøsiteten altså størrelsen på sedimentet (kaken) og vanntrykket er antatt konstant, men denne antagelsen bekrefter ikke den faktiske praksisen. SCT-testen er heller ikke i stand til å forutsi de varierende fysiske egenskapene og prosessene i realiteten på grunn av dens teoretiske begrensninger [22].

## 4. Forskerspørsmål

### 4.1 Bakgrunn for problemstilling

Arendal kommune har egne tabeller for kjemikaliedosering før flotasjon for Saulekilen renseanlegg. Det er variasjonene i innløpets sammensetning som påvirker doseringsmengdene. Arendal kommune vil undersøke om deres tabellverdier er i overensstemmelse med verdiene som oppnås i laboratorieforsøk. Det skal sjekkes om det er avvik mellom doseringsmengdene oppnådd i laboratorieforsøk og tabellverdiene. I tillegg har renseanlegget problemer med å fortykke slammets på vinterstid og mistenker at dette skyldes veisalt som tilføres renseanlegget via overvann. Effekter av ulike konsentrasjoner av veisalt med hensyn på slammets avvanningsegenskaper skal undersøkes i laboratorieforsøk.

### 4.2 Forskerspørsmål

**«Hvordan optimalisere driften av Saulekilen Renseanlegg i Arendal kommune, med tanke på kjemisk felling og slamavvanning?»**

### 4.3 Underspørsmål

For å kunne besvare hovedspørsmål har det blitt laget følgende underspørsmål:

«Hvordan er sammenhengen mellom mengde innkommende avløpsvann  $Q$  ( $m^3/s$ ) og fosforkonsentrasjonen i innløpet og utløpet?»

«Samsvarer Arendal kommune sine doserings-tabeller med doseringsmengde oppnådd i laboratorieforsøkene, når fellings-pH er lik 5,9?»

«Hva er riktig doseringsmengde ved ulike avløpsmengder når målsetting er å nå en fellings-pH på 5,9? Ville en annen fellings-pH gitt bedre resultater mtp. fosforkonsentrasjon i utløpet?»

«Hvordan påvirker veisalt avvanningsegenskapene til slammets fra renseprosessen?»

## 5. Case/Materialer

I dette kapittelet beskrives bakgrunnen for prosjektet og nødvendige materialer i detalj, for å kunne besvare forskningsspørsmålet.

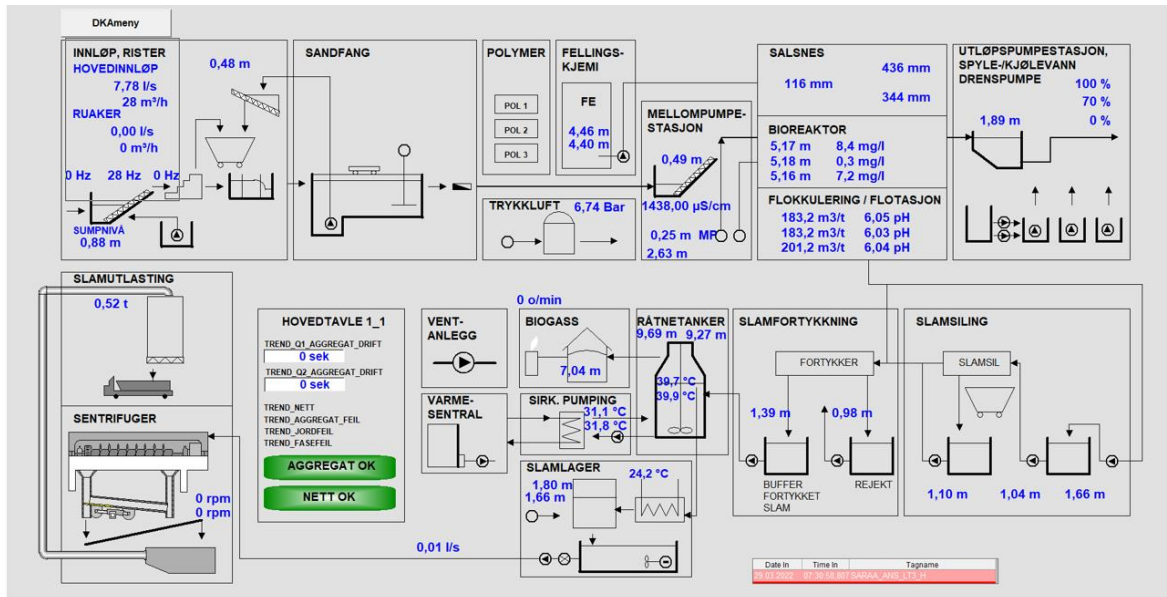
### 5.1 Saulekilen renseanleggs renseprosess

Prosjektet har foregått i Saulekilen Renseanlegg i Arendal kommune. Saulekilen renseanlegg er et avløpsvannrensseanlegg med en beliggenhet rett ved sin resipient – Saulekilen bukt.

Saulekilen renseanlegg består av ulike deler med både mekaniske, biologiske og kjemiske renseprosesser. Renseanlegget er dimensjonert med en kapasitet på 85 000 pe, med rundt 47 000 pe tilkoblet anlegget nå til dags. Det vil si at kun 55% av den totale renseanleggets kapasitet er brukt, og har enda evne til å ta imot 38 000 pe for å nå sin maksimale kapasitet. Den maksimale vannmengden på anlegget er målt til rundt 2000 m<sup>3</sup>/t, mens anlegget er dimensjonert for å kunne ta imot 10 000 m<sup>3</sup>/t vannmengde. Etter behandling sendes det rensede vannet i en 35 m dybde i sjøen utenfor Ærøya og ledes videre utover gjennom strømmen i sjøen.

Anlegget er dimensjonert for at det urensede vannet skal løftet opp, slik at det kan renne med selfall igjennom delprosessene for rensing. Vannet kommer først til den mekaniske rensedelen hvor vannet går igjennom ristene for å fjerne store partikler. Videre går vannet til sand- og fettfang som er kombinert i bassenger, hvor hovedmålet er å fjerne mest mulig fett og sand. Det blåses oksygen i sidene av bassenget slik at fettene går opp og sanden går ned. Hver time går det skrapere i bunnen og på toppen som fjerner fett fra toppen og sand fra bunnen. Deretter fører vannet videre igjennom enda en sil som er smalere enn de forrige for å fjerne litt mindre store partikler. Etter sand- og fettfang føres vannet til den biologiske prosessen hvor hovedmålet er å fjerne organiske partikler ved hjelp av små biologiske filtre og oksygentilførelse. Når vannet har passert den biologiske renseprosessen føres det videre til den siste prosessen, den kjemiske.

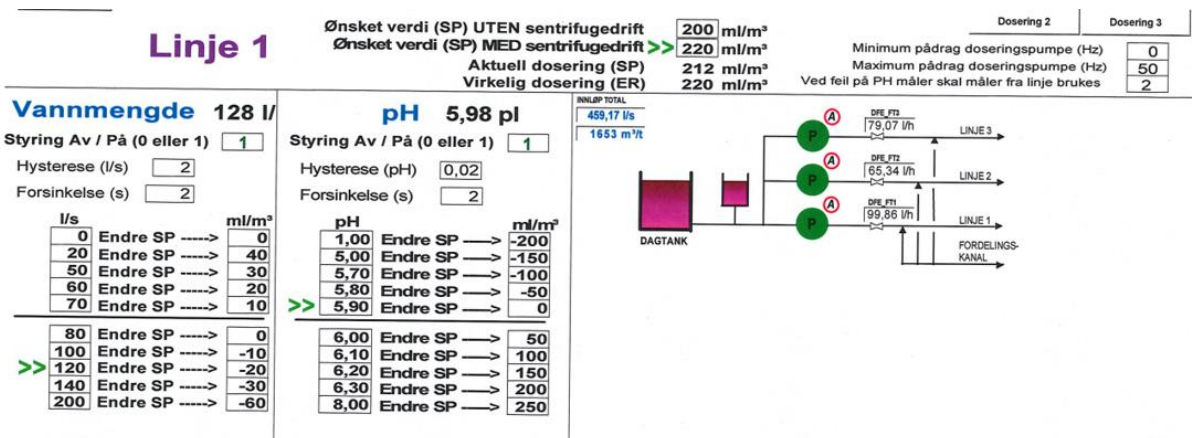
Der fordeles vannet videre på tre linjer. Alle linjer er utstyrt med tre flokkuleringskamre og flotasjon som sørger for å separere vannet. I hver linje måles det konstant pH og vannmengde i l/s, som brukes for å dosere fellingskjemikalier og polymer i det første flokkuleringskammeret. Fellingskjemikalier som brukes i denne prosessen er jernklorid PIX 318. Det er mekanisk omrøring i alle flokkuleringskamrene, og tiden for oppholdet av vannet varierer etter vannmengden som kommer in i anlegget. For separasjonsmetoden brukes det flotasjon hvor det tilsettes luftbobler som fører til at slammet kommer opp i overflaten før den blir skrapet bort, og deretter er vannet ferdig rensed og sendes ut av anlegget.



Figur 5.1 illustrerer flytskjemaet for Saulekilen renseanlegg (vedlegg D).

### 5.2 Dagens kjemikaliedosering

I dag doseres kjemikalier med vannmengdeproporsjonal doseringstabell som er utarbeidet av Kemira for Saulekilen renseanlegg. Parameteren som bestemmer doseringsmengden, er pH på innløpsvannet og vannstrømmen på innkommende avløpsvannet. Det er doseringsverdier for forskjellige fellings-pH-er. I dag prøver Saulekilen å ligge på rundt 5,9 som fellings-pH, da det brukes minst mulig kjemikalier og rensgraden overholdes.



Figur 5.2 På venstre side ser vi tabell for dosering etter vannmengde i innløpet og, på høyre side ser vi verdier for fellings-pH.

Renseanlegget Saulekilen i Arendal kommune sliter med å oppholde renskravet av fosforinnholdet i avløpsvannet ved store nedbørsepisoder. Arendal kommune, lurte også på de doserer riktig mengde for å oppnå fellings-pH på 5,9. Dermed legger denne oppgaven vekt på den kjemiske fellingsprosessen for Arendal kommune.



Et annet problem ved renseanlegget er at, på vinterstid sliter anlegget med å fortykke slam. De mistenker at dette kan skyldes veisaltet som brukes om vinteren, og når snøen smelter så får anlegget store mengder innløpt med veisaltet via overvann, som har ført til dårligere fortykning av slammet.

### 5.3 Utstysrliste

Under er det liste over utstyr som er benyttet i laboratorium, utstyret er lånt fra universitet og Saulekilen renseanlegg.

- Jar-test apparat, Denne tilhører UiA og har flere funksjoner som hurtig omrøring, flokkulering og sedimentering, av leverandøren Kemira.
- Turbidimeter, tilhører UiA og måler vannets partikkelinnhold.
- 5x10dl Jar-glass, 1 liters.
- pH-meter som kan måle med minst 2 desimaler.
- Spectrophometer av type DR3900 produsert av HACH
- 2xkvadratisk prøveglass
- Pipette av størrelse 90-1000
- Pipette av størrelse 100-1000 ul
- Prøveglass rundt 10ml
- 10l kanne
- 5l bøtte
- Sil for å fjerne plastbiter.
- Sprøyte med størrelse 60ml
- 3 begerglass med størrelse 100ml
- Pipette med størrelse på 1-5 ml
- Et CST (capillary suction time)-apparat
- 0.5l flaske for saltløsning
- Vekt

Under er det liste over kjemikalier og materialer som er brukt for dette prosjektet

- PIX 318, fellingskjemikalier som er jern (III)klorid fra renseanlegget vedlegg(kjemikalier)
- Elv-vann som er hentet ved kai i Vesterveien 250, 4817 His
- Permachem reagens, 10ml fosphate reagents sample.
- Vann fra den biologiske renseprosessen.
- Veisalt som er blitt utdelt av Mesta, se vedlegg C.2.

## 6. Metode

I dette delkapittelet blir metoden for å komme til resultater beskrevet. Det er utført to forskjellige tester på laboratorium. Det er utført prøver på avløpsvann fra den biologiske prosessen, hvor vannet har blitt tilsatt forskjellige konsentrasjoner av PIX-318. Det andre prøven går ut på å sette veisaltløsning på slamprøver for å se hvordan slammet reagerer på det.

### 6.1 Jartester

Det har blitt utført flere jar-tester på laboratoriet i Saulekilens renseanlegget, både UIA og renseanlegget har vært hjelpelige med å fremskaffe nødvendige utsyr for å kunne utføre testene. For utføring av jartester på vann, er det blitt hentet vann fra det biologiske trinnet, rett før det skal inn på det kjemiske trinnet. Jar-test forsøkene er utført med samme kjemikalier som brukes av Saulekilen renseanlegg, og er hentet ferdig blandet fra anleggets kjemikalietank. Kjemikaliene som anlegget bruker er PIX 318, som er jernklorid. Det vannet som er hentes fra det biologiske trinnet har en pH mellom 6,8 og 7,5.

#### 6.1.2 Avløpsvann fra biologisks prosess

Avløpsvannet blir behandlet før det ankommer det kjemiske rensetrinnet, det går igjennom mekanisk rensing, sand og fettfang før det kommer til biologisk rensing. Før det tilsettes kjemikalier er vannet i den biologiske renseprosessen. For å kunne få mest mulig realistiske resultater skal vannet hentes rett fra den siste delen av den biologiske renseprosessen før vannet går til den kjemiske renseprosessen. Ved den biologiske renseprosessen er vannet allerede renses for store partikler og inneholder minimalt med partikler.

Ved den biologiske renseprosessen føres vannet ut i et basseng med mange små plastmembraner, hvor vannet blir en stund for å renses for organiske materiale før det går til den kjemiske renseprosessen. Det er her i denne prosessen vannet skal hentes ut, og det er viktig å hente vannet rett før det går til den kjemiske prosessen slik at vannet er klar nok til den kjemiske prosessen. Det er brukt en bøtte for å kunne ta opp over fem liter vann, vannet som tas opp inneholder små plastbiter. Disse må siles og kastes tilbake i bassenget. Da er vannet klar for testing.



Figur\_6.1: Her demonstrerer en driftsoperatør hvordan vannet skal hentes ut og hvordan det skilles ut små plast-biter. Under i bassenget ser vi masse små plastbiter som blir blåst opp av luftbobler.

### 6.1.3 Fortynning av avløpsvannet

Denne våren har det vært veldig tørt, med lite nedbør. For å få mest realistisk svar har avløpsvannet blitt fortynnet med vann fra elva. Siden renseanlegget doserer etter målt pH og strømming, har alle fortynninger blitt omregnet til Q maks, altså liter per sekund. For fortynning har formelen under blitt brukt, hvor det ved bruk av formelen bestemmes ønsket Q maks (l/s) verdi. Totalt skal det være 1000ml i en jar og ved bruk av formelen ser vi hvor mye avløpsvann og ellevann som må blandes for å få en bestemt Q verdi.

$$\text{mengde Avløpsvann} = \frac{Q_{\text{målt}} * 1000\text{ml}}{Q_{\text{ønsket}}}$$

### 6.1.4 Utførelse av Jar-tester

I dette delkapittelet blir det kort fortalt om hvordan det skal utføres jar-tester.

1. Koble apparatet til strøm og ha følgende innstillinger på apparatet. Hurtigmiks på 30 sekunder og omrøringshastighet 400 rpm. Sakteomrøring på 15 minutter og 30 rpm, sedimentering skal settes til 45 minutter.
2. Fulle begerglassene totalt 1000ml med ønske de fortyninger av avløpsvannet fra det biologiske trinnet og elvevann for fortyning.
3. Miksere til jar-testene er nummerert fra en til seks og de skal plasseres i kronologisk rekkefølge og kobles til apparatet i riktig rekkefølge.
4. Sette pH-meter ned i begerglass og tilsette fellingskemikalier samtidig som apparatet starter ved å trykke på den røde knappen. Når pH-måler viser stabile tall, noter det ned i skjemaet. Husk å skylde pH-meter med destillert vann før bruk av den igjen.
5. Etter hurtigomrøring vil apparatet automatisk endre til sakteomrøring i 15 min deretter 45 minutters sedimentering, når prøven er klar for test vil det komme pipelyder og det lyser rødt på apparatet.

Tabell 6.1: Denne tabellen fylles ut under jar-testene, det er målt konsentrasjonen av PO4-P og turbiditet både før og etter.

	Konsentrasjon før				Konsentrasjon etter		
Test nr.	PO4-P [mg/l]	Turbiditet	Dosering ml/m <sup>3</sup>	Q maks [l/s]	PO4-P mg/l	Turbiditet	Fellings-pH
1							
2							
3							
4							
5							

### 6.1.5 Måling av turbiditet

Overføre vann fra jar-testen til et lite prøveglass på 10ml ved bruk av pipette, passe på at vannet er hentet forsiktig slik at det skjer lite omrøring i vannet og pipette er minst 3-5 centimeter under bunnslammet. Husk å tørke godt av glasset med papir slik at den er fri for fingeravtrykk for best mulig resultat. Plasser prøveglasset i måleren og trykk på ``read`` og noter resultatene i en tabell.

### 6.1.6 Måling av fosfat-fosforinnhold

Under er det blitt forklart hvordan Fosfat-fosfor-konsentrasjon måles ved bruk av Spectrophometer av type DR3900 produsert av HACH.

1. Skru på apparatet, velg deretter favorittprogram. Innen favorittprogram velg program for måling av fosfor.

2. Bruk en pipette til å sette 10ml destillert vann i det kvadratiske prøveglasset og tørk med papir. Trykk deretter nullstill for å nullstille apparatet.
3. Ta vann fra 3-5 cm under bunnslammet ved bruk av en pipette til å overføre det til det kvadratiske prøveglasset og tilsett reagensmiddel i den og rør godt om. Sett stoppeklokken på 2 minutter.
4. Når det har passert 2 minutter, plasser testen i apparatet og trykk på "mat", les så av resultatet og noter det i tabellen for jartester.



Figur 6.2: Viser løsnings av avløpsvann som er blandet med permachem reagens, den blå fargen indikerer at løsningen inneholder fosfor som har reagert med permachem reagens.

## 6.2 CST (Capillary Suction Time)

For å teste virkingen av veisaltet på slam er det utført CST-test, denne testen er beskrevet under i kapittel 6.2.1. Testene er utført på slamprøver hvor slammet allerede er dosert to ganger, første gangen doseres det med SUPERFLOC C-491K for å kunne fortykke slammet, også forblir slammet i sakte omrøring før den føres til et annet kammer, hvor den blir dosert igjen med SUPERFLOC C-491HMWP og sakte mikset. Videre føres den til sentrifuge for å avvanne det. Ca 3 liter av det fortykkete slammet blir hentet ut, som allerede er dosert to ganger og testes med forskjellige saltløsninger.

### 6.2.1 Slamprøver

Veie opp 25g salt og løse det i en 0,5l flaske, som gir en 100g/l løsning. Saltløsningen skal blandes med slammet med forskjellige mengder av saltløsning. Det settes totalt 2ml ekstra volum ved hver løsning av saltløsning i en 50ml slamprøve. Etter tilsatt løsning skal slamprøven røres/mikses i ca. 10 minutter slik at løsningen er blandet godt. Under er det skjema som fylles ut under CST-testene med de forskjellige doseringer av saltløsninger.

Tabell 6.2: Tabellen under er benyttet for å samle CST-verdier av slamprøver

Sett nr.	Saltløsning av 100g/l i [ml]	Salt [g/ml]	Vanndosering [ml]	CST-verdi [s]
1	0,00	0	2,00	
2	2,00	0.200	0,00	
3	1,75	0.175	0,25	
4	1,50	0.150	0,50	
5	1,25	0,125	0,75	
6	1.00	0.100	1.00	
7	0,75	0.750	1,25	
8	0,50	0.500	1,50	
9	0,25	0.250	1,75	

### 6.2.3 CST- test

Det er utført flere CST-tester på slam, i punktene under kan vi lese av hvordan dette er blitt utført.

1. Klargjøre apparatet ved å koble den opp til strømmen og resette apparatet.
2. Sette kromatografisk papir over testplate instrumentet slik at vannet blir absorbert av kromatografisk papiret.
3. Sette sensorplate over kromatografisk papir og plassere trakten i hullet over sensorplate.
4. Blande 2ml salt i 5ml slamløsning ifølge tabellen og blande det i 10 minutter.
5. Helle rundt 4ml av ferdigblandet slam slik at trakten ser full ut.
6. Når den første sensoren blir våt, vil CST-apparatet starte og telle tid i sekunder til den når den andre ringen i sensorplaten.
7. Når apparatet lyser rødt kan CST skrives ned i tabellen som er laget.

## 7. Resultat

Innmålingsdata for anlegget er analysert og fremstilt grafisk, slik at det kan analyseres lettere. De innhentende dataene gjelder fra perioden 03.10.2021-29.03.2022. Det inneholder informasjon om anleggets daglige doseringer vannmengde inn på anlegget, fosforkonsentrasjonen inn på anlegget og mengden som går ut etter rensing av avløpsvann. Anleggets tabellverdi som er presentert grafisk kan ses under i delkapittel 7.2.4.

Resultatene fra laboratorieforsøkene er fremstilt grafisk og vises i figurene under i dette delkapittelet. Under laboratorieforsøkene er det forsøkt å sikte på en fellings-pH på 5,9 ved bruk av ulike kjemikaliedoseringer og ulike vannmengder helt mot 200 l/s per line. Anleggets doseringstabell er fremstilt grafisk når fellings-pH er 5,9. Videre er det grafer som viser rensesgraden mot doseringsmengde, turbiditet mot doseringsmengde, fosforkonsentrasjon etter rensing. Disse testene er blitt utført i våren 2022, med varierende innkommende avløpsvann. For å kunne få bredere variasjoner for vannmengder så er selve avløpsvannet fortynt, som nevnt i metodekapittelet.

*(PIX 318)*

Kjemikalien PIX-318 som brukes av renseanlegget er også brukt i laboratorieforsøkene. Koagulanten PIX-318 produseres av Kemira og fungerer både for drikkevann- og avløpsvannsrensing. Kjemikalien er flytende og brukes for å fjerne farge, fosfat og tungmetall. Selve produktet inneholder mellom 37-41% jernkloridsulfat. (Vedlegg C.1)

### 7.1 Litteraturstudie

#### 7.1.1 Norsk Vann rapport 166, 2009

I en rapport fra Norsk Vann undersøkes det tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg. Noen renseanlegg opplever dårligere renseseffekt i kortere perioder hvor 90% av renskravet ikke overholdes. Det viser seg at hovedårsaken er lavere fosforkonsentrasjoner i innløpsvannet som følge av tilførsel av overvann og nedbør til renseanlegget. Rapporten har søkelys på ulike påvirkningsfaktorer som påvirker rensesprosessen, som fører til at 90% av renskravene ikke overholdes. Ifølge Norsk Vann-rapporten kan påvirkningsfaktorer deles in i to deler, eksterne og interne påvirkninger, hvorav eksterne påvirkningsfaktorer for eksempel er avløpsvann som kommer ifra industrier og interne faktorer er for eksempel dårlig styringsopplegg.

Det er gjort forsøk å dosere etter vannmengdeproporsjoner og overstyring av turbiditet i sedimenteringsbassenget. Funnene i forsøkene indikerte at fellingskjemikalier kan reduseres ved å iverksette dette styringsprinsippet. En annen viktig faktor er prosessoppfølging for å oppnå stabilt forhold i den kjemiske fellingsprosessen, hvor fosforkonsentrasjonen i innløpet blir målt ved flere tidspunkt på dagen, slik at fosforkonsentrasjonen blir kjent ved forskjellige tidspunkter og at man deretter kan dosere etter mengde fosforinnhold i innløpet [19].

### 7.1.2 Optimalisering av den kjemiske fellingen ved Saulekilen renseanlegg i Arendal kommune

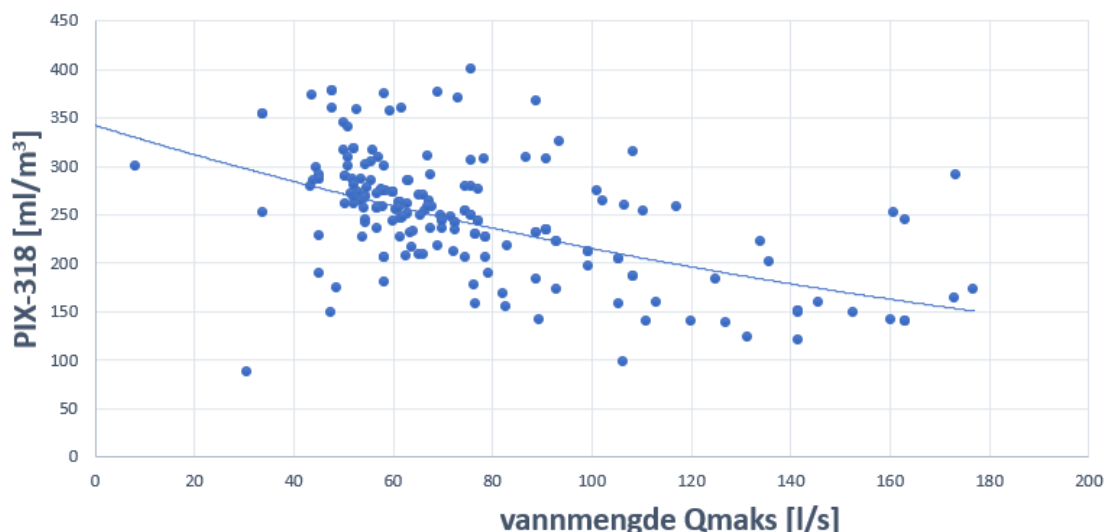
I en masteroppgave våren 2019 ved UiA og samarbeid med Arendal kommune ble det utført en rekke laboratorieforsøk med fellingskjemikalier PIX 318 som er jernklorid. Forsøkene gikk ut på å finne et gunstig pH-område hvor jern og fosfat-fosfor koagulerer til jernfosfat. I laboratorieforsøkene ble det brukt saltsyre (HCL) for å regulere fellings-pH. Resultatene viser at ved pH 4,5 og 5 vil det være lavere restkonsentrasjon, og dermed kan kjemikalieforbruket senkes med rundt 50 % - 60 % om en oppnår fellings-pH mellom 4,5 og 5 [23].

## 7.2 Anleggsdata

Dette delkapittelet gjelder for resultatet av anleggets verdi som er fremstilt grafisk. Fra perioden 03.10.2021-29.03.2022.

### 7.2.1 Dosering av renseanlegg

Figur 7.1 viser hvor mye har Sauekilen renseanlegg dosert i gjennomsnitt per dag i periode 03.10.2021-29.03.2022, på y-akse ser vi dosering av PIX-318 og mens x-aksen viser det innkommende avløpsvannet i døgnet i l/s. Anlegget har tre doseringslinjer og grafen representerer gjennomsnitt av de tre linjene for den bestemte perioden. Av trendgrafene som er basert på anleggsverdier ser vi at doseringsmengden minker når vannmengden øker. Vannmengden varierer fra 45 l/s til 180 l/s per linje på de tre linjene som renseanlegget har. I periode 03.10.2021-29.03.2022 har anlegget hatt et gjennomsnitt innkommende avløpsvann på 76 l/s per linje med et gjennomsnitt doseringsmengde på 249 ml/m<sup>3</sup> PIX 318.(vedlegg A.1).

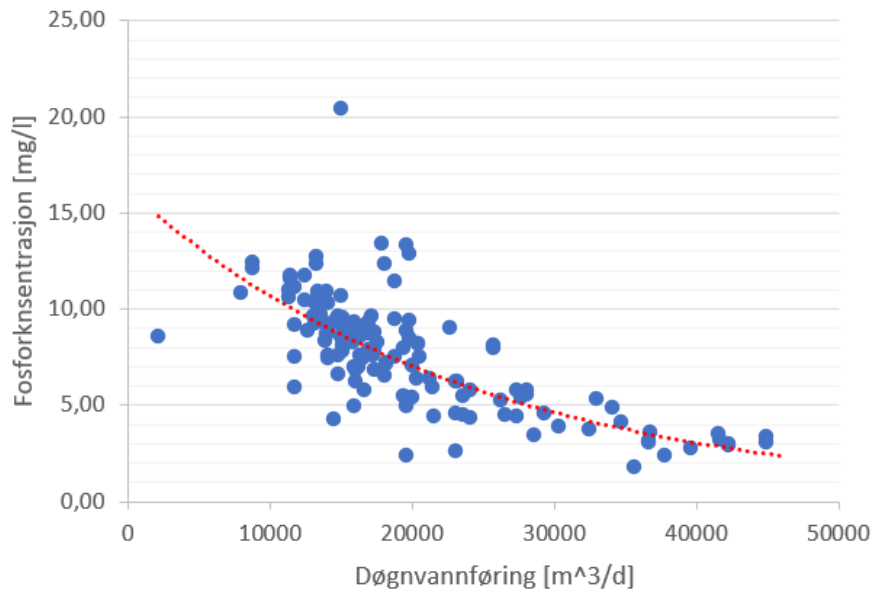


Figur 7.1 illustrerer dosering av PIX 318 i y-aksen og vannmengde som kommer inn på anlegget i x-aksen. (vedlegg A.1)



### 7.2.2 Fosforkonsentrasjon i innløpet

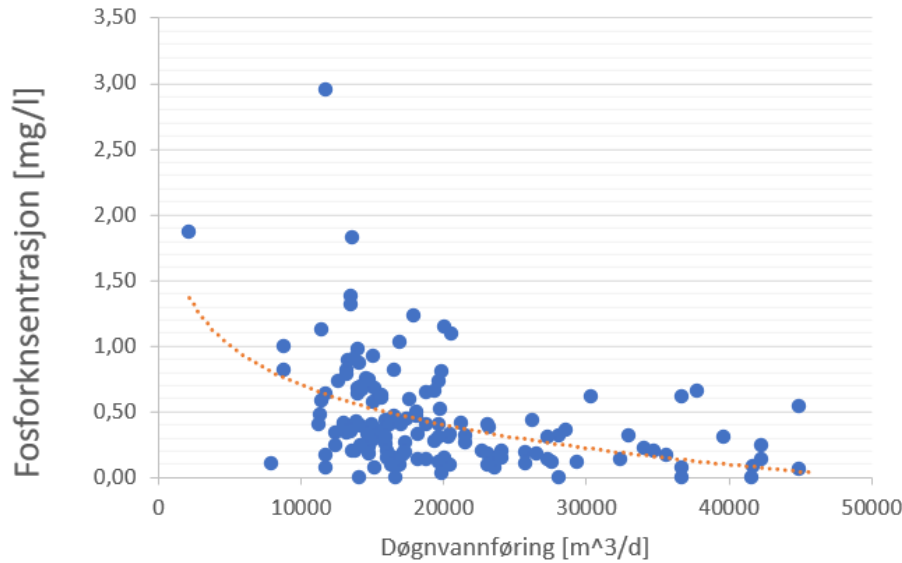
Figur 7.2 illustrerer fosformengden som har kommet inn på anlegget i perioden 03.10.2021-29.03.2022 og døgnavvannføringen i x-aksen. I snitt så kommer det 7.73 mg/l fosfor, og vannmengden inn på anlegget er i snitt 19700 m<sup>3</sup>/døgn. På grafen i figur 7.2 ser vi at når vannmengden øker, så minker fosforkonsentrasjonen i avløpsvannet. (vedlegg B.2)



Figur 7.2 illustrerer fosforinnholdet på innkommende avløpsvann. (vedlegg B.2)

### 7.2.3 Fosforkonsentrasjonen i utløpet

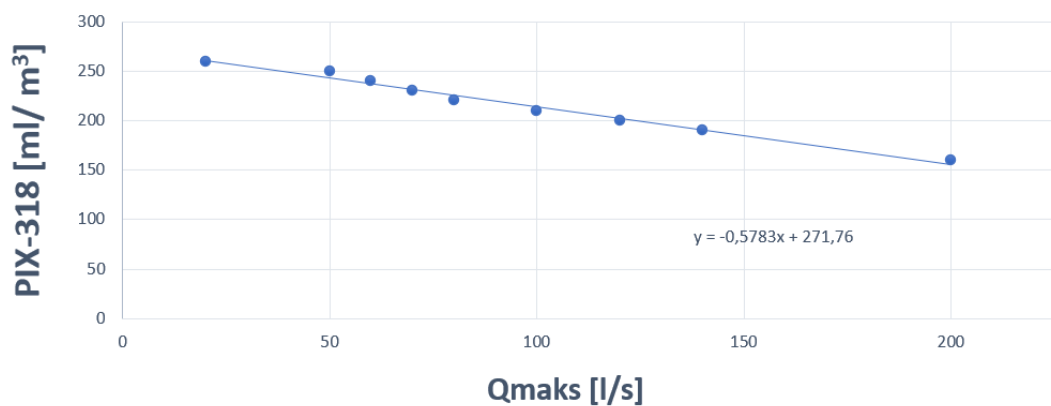
Figur 7.3 illustrerer verdier for fosformengde som går ut av anlegget etter avløpsvannet er ferdig renset. Figuren under inneholder samme punktverdier i x-akse som figur 7.2, mens her er det samme avløpsvannet renset og vi ser reduksjon i fosforkonsentrasjonen som vises i y-aksen. I gjennomsnitt slipper anlegget renset vann som inneholder 0.44 mg/l fosfor med gjennomsnittlig rensegrad på 94.1 % i perioden 03.10.2021-29.03.2022. (vedlegg B.2)



Figur 7.3 illustrerer fosformengden som går ut av renseanlegget etter renset avløpsvann. (vedlegg B.2)

#### 7.2.4 Anleggets doseringsmengde for pH 5,9

I figur 7.4 under er anleggets doseringstabellverdi illustrert i en graf. Grafen forteller hvor mye Saulekilen renseanlegg doserer for å oppnå en fellings-pH på 5,9. Doseringen varierer med innkommende avløpsvannmengder i anlegget. Verdiene er kun for en doseringslinje som har maks kapasitet på 200 l/s. Av figuren ser vi at doseringen av kjemikalier minker når innkommende avløpsvann øker på anlegget. (vedlegg B.3)



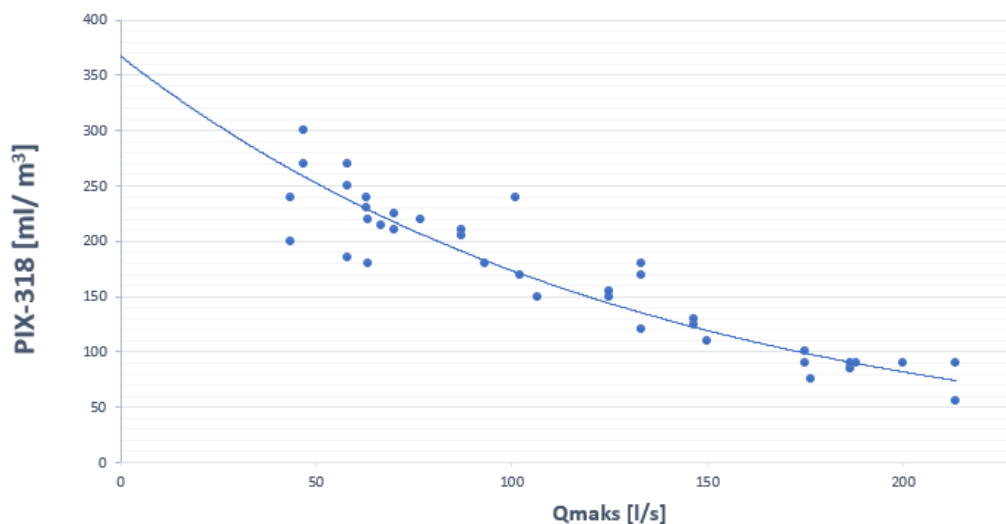
Figur 7.4 illustrerer doseringsverdier fra anleggets tabell grafisk. (vedlegg B.3)

### 7.3 Jar-test resultater

Dette delkapittelet representerer Jar-test resultater som er oppnådd på laboratorium. Det er brukt samme type kjemikalier som anlegget bruker, PIX-318, som nevnt i begynnelsen av kapittel 7.

#### 7.3.1 Jar-tester med fellings-pH mellom 5,8 og 6,0

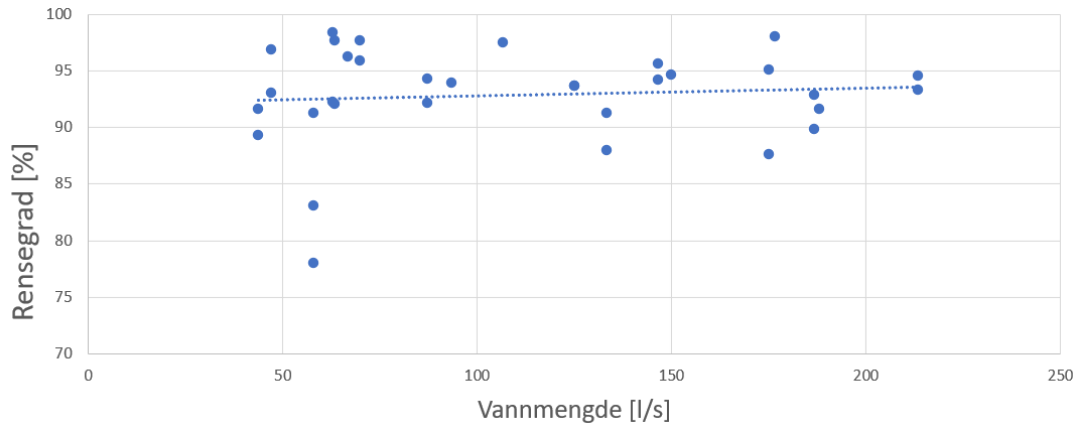
Figur 7.5 viser resultatene for Jar-tester som er utført hvor det er tilsatt PIX-318 som fellingskjemikalie. Det er forsøkt å dosere etter en fellings-pH på 5,9. Doseringsmengden av fellingskjemikalier varierer med vannmengde, som vist i figuren. Det er dosert mellom 55 og 335 [ml/m<sup>3</sup>] av kjemikalie PIX-318. Grafen inneholder verdier for fellinger med pH mellom 5,8 og 6,0. Punktene i grafen representerer jar-tester ved ulike fortyninger som er omgjort til vannmengde l/s. Avløpsvannet er hentet fra den biologiske rensprosessen, og er fortynt i flere fortyninger for å kunne få verdier for høyere vannmengder. I figuren er vannmengden [l/s] presentert i X-aksen og doseringsmengde i y-aksen [ml/m<sup>3</sup>]. (vedlegg B.2)



Figur 7.5 Sammenheng mellom dosering jernklorid ml/m<sup>3</sup> og vannføring l/s. (vedlegg B.2)

#### 7.3.2 Rensegrad ved fellings-pH mellom 5,8-6,0

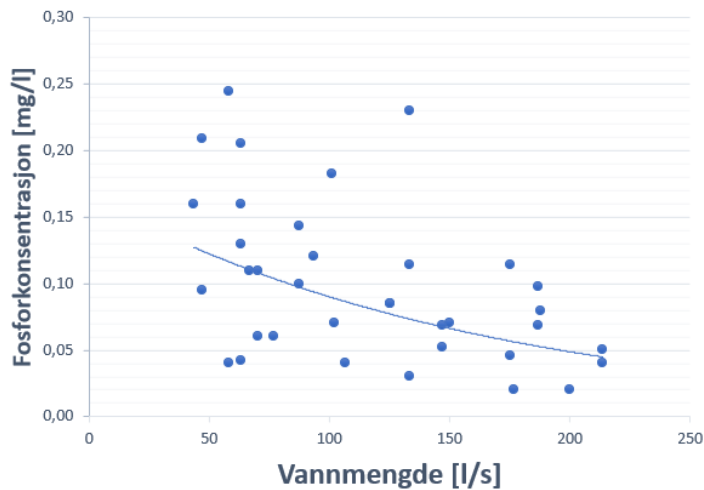
Figur 7.6 ser vi rensgradsresultater fra laboratorium for jartester med pH mellom 5,8 og 6,0. Den blåstripede linjen representerer gjennomsnittlig rensgrad oppnådd i laboratorium ved forskjellige doseringer og vannmengder hvor vannet er fortynt som nevnt tidligere. Gjennomsnittlig rensgrad som er oppnådd i laboratorium er 92,9 %. Det er dosert med flere fortyninger slik som forklart i kapittel 6.1.3. [vedlegg B.3]



Figur 7.6 Rensegrad som er oppnådd i laboratorium ved forskjellige vannmengder. (vedlegg B.3)

### 7.3.3 Fosforinnholdet etter rensing

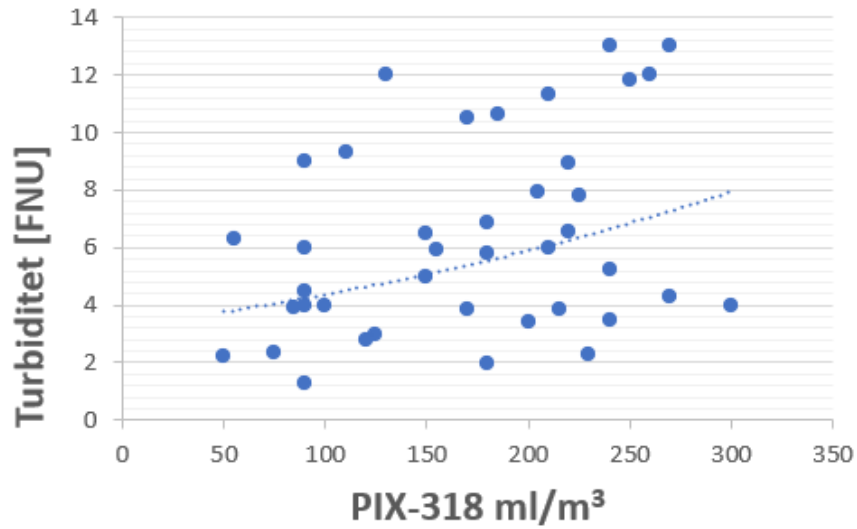
Av figur 7.7 ser vi resultater for fosforkonsentrasjonen som er igjen i avløpsvannet når vannet er renses ved hjelp av fellingskjemikalier på laboratorium. Av figuren ser vi at den høyeste fosforkonsentrasjonen var på rundt 0,24mg/l og den laveste var 0,02. Det er i gjennomsnitt 0,1 mg/l fosfor som er igjen i avløpsvannet etter den er renses. Trendlinjer viser at ved større vannmengder så minker fosforkonsentrasjonen i utløpet. (vedlegg B.4)



Figur 7.7 illustrerer gjenstående fosforkonsentrasjon etter at avløpsvannet er renses. (vedlegg B.4)

### 7.3.4 Turbiditet

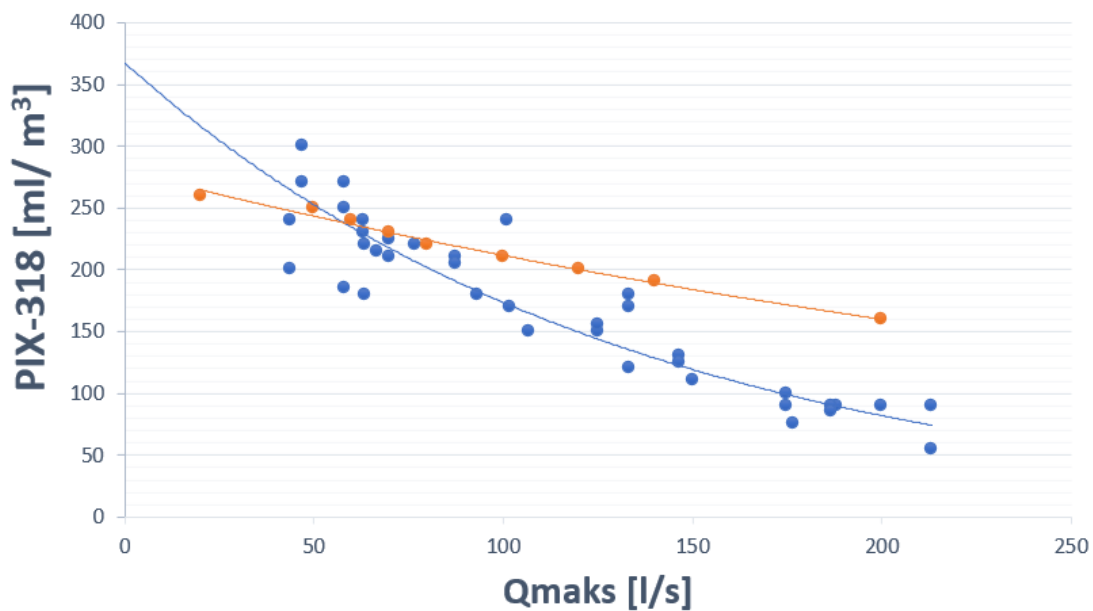
Under i figur 7.8 er det resultater for turbiditet etter at vannet er renses i laboratorium. Turbiditeten har varier mellom 1-14 FNU. (Vedlegg B.5)



Figur 7.8 illustrerer klarheten i vannet etter rensing. (vedlegg B.5)

### 7.3.5 Sammenligning av dosering

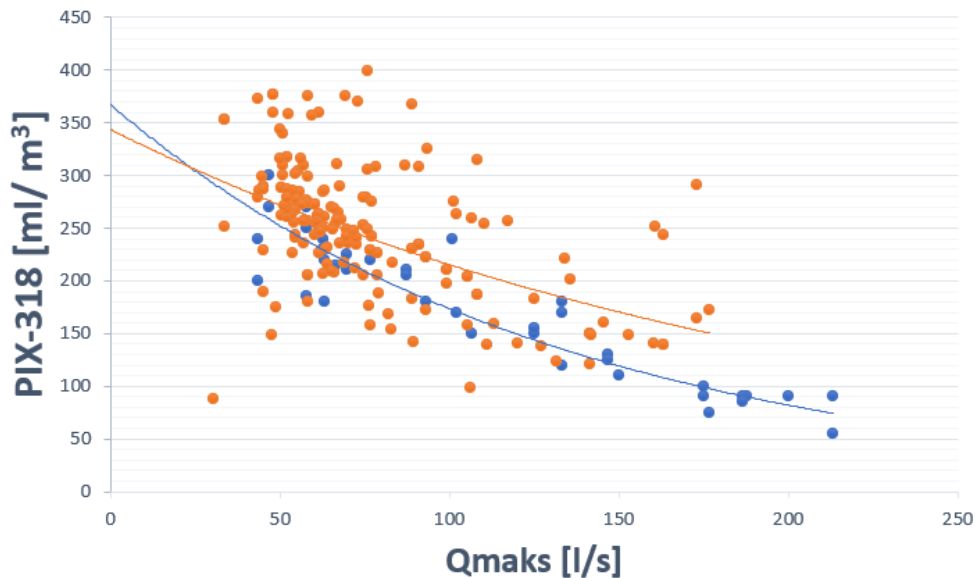
I figur 7.9 ser vi anleggsdoseringstabell sammenlignet med oppnådde laboratorieresultater. Av grafene kan vi se at etter vannmengde på 60 l/s doserer anlegget mer enn det som er dosert på laboratorium. (vedlegg B.6)



Figur 7.9 Den blå linjen viser resultater fra laboratorium mens den oransje linjen er doseringstabellen for Saulekilen. (vedlegg B.6)

### 7.3.6 Sammenligning av anleggsdosering og laboratorium

På figur 7.10 representerer de oransje punktene og linjen om hvor mye anlegget har dosert i periode 03.10.2021-29.03.2022. De blå punktene og linjen representerer dosering ved forskjellige vannmengder på laboratorium. (vedlegg B.7)



Figur 7.10 Viser sammenligning av anleggsdata og laboratorium. (vedlegg B.7)

### 7.4 Slamprøver

I dette delkapittelet presenteres det resultater av slamprøver hvor slammene allerede er dosert to ganger med polymer av type SUPERFLOC C-491K og SUPERFLOC C-491HMWP. På 50 ml slam doseres det totalt med 2 ml vann som inneholder forskjellige mengder av veisalt. (vedlegg B.8)

Tabell 7.1 representerer CST-verdier i den grønne raden. Disse verdiene er fra 06.04.2022. (vedlegg B.8)

Sett nr.	Saltløsning av 100g/l i [ml]	Salt [g/ml]	Vann-dosering [ml]	CST-verdi [s]
1	0,000	0	2,000	180
2	2,000	0.200	0,000	249
3	1,750	0.175	0,250	230
4	1,500	0.150	0,500	219
5	1,250	0,125	0,750	243
6	1,000	0.100	1,000	255
7	0,750	0.750	1,250	220
8	0,500	0.500	1,500	234
9	0,250	0.250	1,750	242

Tabell 7.1 representerer CST-verdier i den grønne raden. Disse verdiene er fra 08.04.2022. (vedlegg B.8)

Sett nr.	Saltløsning av 100g/l i [ml]	Salt [g/ml]	Vann-dosering [ml]	CST-verdi [s]
1	0,000	0	2,000	198
2	2,000	0.200	0,000	237
3	1,750	0.175	0,250	246
4	1,500	0.150	0,500	218
5	1,250	0,125	0,750	251
6	1,000	0.100	1,000	224
7	0,750	0.750	1,250	235
8	0,500	0.500	1,500	217
9	0,250	0.250	1,750	225

Tabellene 7.1 over representerer resultater av slamprøver som ble utført på ulike dager, det er totalt utført 18 prøver og de grønne verdiene på høyre side viser CST-verdier i sekunder.

Etter dosering av veisalt var prøven mer løselig, altså bløtere enn nullprøve hvor det kun ble dosert med 2ml vann. Dette gjelder for alle konsentrasjoner av veisalt som ble tilsatt slamm.

## 8. Diskusjon

### 8.1 Påvirkningsfaktorer for driften av Sauekilen renseanlegg

Den kjemiske fellingen kan påvirkes av flere faktorer som kan gi varierende resultater, mens det også finnes tiltak som kan forbedre denne prosessen. Ut fra analyser av anleggsdata og resultatene fra laboratorieforsøkene indikerer det at Arendal kommune overdoserer for å nå 90% fosforreduksjonskravet. Det er påvist i laboratorieresultater at veisalt påvirker slamavvanningseffekten.

#### 8.1.1 Kjemikaliedosering og pH

Av figur 7.10 ser vi at dosering er svært avhengig av det innkommende avløpsvannet: Desto mer avløpsvann som kommer inn i anlegget i l/s, desto lavere doseres det. Laboratorieforsøkene viser også at ved store mengder av innkommende vann trenges det lavere dosering av PIX-318.

Av teori om jernsulfat i kapittelet 3.2.5 ser vi at jernsulfatet reagerer effektivt med pH mellom 4 og 8, mens beste fellings-pH ligger mellom 5 og 6 slik som vist på figur 3.4. Når metallet har bundet seg til fosforet eller organisk material vil de felles ut som fnokker. Av reaksjonsligning i kapittel 3.2.2 ser vi at det slippes løs  $2H^+$  ioner som øker konsentrasjoner av  $H^+$  i løsningen, dette fører til at pH-verdien reduseres i løsningen.

I masteroppgaven til B. O. Hågensen, som handlet om å finne pH-verdi som gir gode resultater forkjemiske felling hos Sauekilen renseanlegg, kom det frem ved laboratorieforsøk at pH mellom 4.5 og 5.0 gav gode resultater for felling.

Sauekilent renseanlegg doserer for å oppnå en fellings-pH på 5.9, da de vil brukes minst mulig kjemikalier for å nå rensegraden 90%. I kapittel 7.2.3 kan det ses at anlegget godt klarer kravet for 90% fosforfjerning, som er innenfor kravet med en gjennomsnittlig dosering på  $250 \text{ ml/m}^3$ . På laboratorieforsøkene har det blitt også siktet moten fellings-pH på 5.9. Av figur 7.8 ser vi at Sauekilen doserer mye mer enn det som er nødvendig for å oppnå en fellings-pH på 5.9. Unødvendig overdosering fører sløsing av fellingskjemikalier og polymerer, da mer dosering fører til at det produseres mer slam. Av kapittel 3.2.1 ser vi at jernklorid ikke bare reagerer med fosfor, men organiske materialer.

#### 8.1.2 Variasjoner av fosforkonsentrasjon i innkommende avløpsvann

Fra figur 7.2 kan det leses at det er større konsentrasjon av fosfor inn på anlegget når det kommer inn mindre vannmengder. Dette kan forklares med at når det kommer større mengder avløpsvann så er konsentrasjonen av fosfor lavere per  $\text{m}^3$  da den fortynnes underveis. Det skyldes av at det kommer overvann og nedbørsvann inn i anlegget som fortynner avløpsvannet, som nevnt i kapittel 7.1.1. Dette fører til at vannet er mindre forurenset og rensegraden minker ved store nedbørsepisoder, og en overdosering vil bare føre til at det er mer metalhydroksid i løsningen, som nevnt i kapittel 3.2.3.



### 8.1.3 Turbiditet

Arendal kommune måler ikke turbiditeten av avløpsvannet som går til doseringslinjene. Som nevnt i kapittel 3.2.2 forteller turbiditeten av vannet om hvor uklar vannet er, uklarheten skyldes ofte organiske materialer og suspenderte stoffer i form av små partikler. På figur 7.8 viser resultat av turbiditeten av avløpsvann som er rensert på laboratorium. Målingene viser at turbiditeten ligger på under 14 FNU. Disse uklarhetene av vannet kan inneholde fosfor, som er gjemt i partiklene. Fosfor som er bundet til partikler blir ikke oppdaget av «Spectrophometer», da permachem reagens ikke reagerer med fosforet, som nevnt i kapittel 3.1.2.

I kapittel 3.2.1 er det nevnt at den kjemiske renseprosessen fjerner 90 % av suspenderte stoffene i vannet. Før vannet går til kjemisk renseprosess anbefales det å måle turbiditeten jevnlig flere ganger om dagen. Det vil være også en sammenheng av doseringsmengde og turbiditeten. Et slikt styresystem kan kombineres med styresystemet som er nevnt i delkapittel 8.1.6 om dosering etter vannets sammensetning.

### 8.1.4 Rensekrav og oppnådde resultater på laboratorium

Fra myndighetene stilles det krav om hvor mye fosfor som må reduseres ut fra målingene som blir utført ved innløp og utløp. Det er lagt krav med forurensningsforskrifter om at reduksjonen av totalfosfor skal være minimum på 90% ved et normalt eller følsomt område. Sauekilent renseanlegg klarer dette kravet i perioden 03.10.2021-29.03.2022, som nevnt i kapittel 7.2.3 med 94.1% reduksjon. Dette viser at rensegraden er høyt for renseanlegget. Anlegget noterer reduksjon i fosfor i stedet for totalfosfor. Oftest kommer det inn ortofosfat og polyfosfat i anlegget. Disse er bundet til organiske stoffer og det kjemiske trinnet fjerner organiske stoffer, som nevnt i kapittel 3.2.1.

Den mildere kjemikaliedoseringen til Sauekilen ligger på 249 ml/ m<sup>3</sup>, det er høyt i forhold til oppnådde resultater på lab, som forklart i kapittel 7.2.1. Resultater fra laboratorium viser at fellings-pH på 5.9 kan oppnås med lavere kjemikaliedosering enn det anlegget doserer. På figur 7.9 ser vi at Sauekilens tabellverdi, som er fremstilt grafisk, ligger høyere enn de oppnådde resultatene på laboratorium. Dette tyder igjen på at Sauekilen overdoserer for å kunne nå rensekravet på 90%.

Av jar-testene ser vi at, ved større innkommende vannmengder så doserer anlegget altfor mye i forhold til hva de skal dosere for å nå fellings-pH 5.9. Av figur 7.9 kan vi se at kjemikaliedosering for Sauekilen ved vannmengde over 60 l/s, så ligger deres graf mye høyere. Ved maksimal vannmengde som kommer in per linje så doserer anlegget 160 ml/ m<sup>3</sup> PIX-318, mens på laboratorieresultater er det dosert 90 ml/ m<sup>3</sup> PIX-318 for å nå en fellings-pH på 5.9. Dette tilsvarer 43% mer kjemikalie bruk for å oppnå samme fellings-pH.

Den oppnådde rensegraden på laboratorieforsøkene har mildere verdi på 92.9 % reduksjon av fosfor, som vist i figur 7.6. Denne rensegraden stemmer ikke helt, da rensegraden her gjelder fosforinnholdet i avløpsvann som er allerede behandlet av den mekaniske og biologiske prosessen. Ved den biologiske renseprosessen fjernes mye av fosforet som er bundet til organiske stoffer. Dermed vil rensegraden ligge høyere enn oppnådde resultater fra laboratorium.

I delkapittel 7.1.2 er det kommet frem at ved pH 4.5-5 vil det oppnås gode resultater, som også nevnt i kapittel 3.2.5, hvor jern er effektivt med å felle ut fosfor ved pH mellom 4 og 8, samtidig som de beste resultatene oppnås ved pH mellom 4 og 6. Saulekilen ligger godt innenfor dette området med pH på 5.9. Det vil være sløsing av kjemikalier å sikte på lavere pH enn 5,9, som nevnt i kapittel 3.2.2 så kreves det mer dosering for å oppnå lavere pH.

### 8.1.5 Doseringspunkt

Av resultatene fra laben og anleggsdata, ser vi at Saulekilen overdoserer for å nå rensekravet. Dette kan skyldes flere faktorer. En av disse faktorene kan være doseringspunkt for kjemikalier, om doseringspunktet har for lavt turbulent kan det gi dårligere blanding og dermed kreves det mer kjemikalier for å kunne nå rensekravet.

### 8.1.6 Dosering i forhold til fosformengde

Saulekilen renseanlegg doserer etter innkommende vannmengde og pH i innløpsvannet. Dette styresystemet tar ikke i hensyn til sammensetting av mengde avløpsvann som kommer inn i anlegget. Som nevnt i kapittel 3.2.5 så trenges det mellom 1,8 og 2,7 gram jern for å fjerne 1 gram fosfor. Som nevnt i kapittel 3.2.11 så bør hovedfokus være å dosere fellingskjemikalier i samsvar med nødvendigheten for å fjerne fosformengde i innkommende avløpsvann. Unødvendig overdosering fører bare til slamproduksjon og påkostninger i form av kjemikalier. Det er ikke så lett å kunne vite hvor mye fosfor som er i innkommende vannmengde, som nevnt i kapittel 3.1.2, da det er en krevende prosess som må utføres for å finne innholdet av fosfor i vannet. Denne prosessen kan ikke utføres kontinuerlig.

Avløpsvannets sammensetning vil variere fra ukedagene og tidspunkt på dagen. Ved å ta flere målinger om dagen over lenger periode vil en kunne se hvilke dager og tidspunkt vannet inneholder minst og størst konsentrasjon av fosfor og hvilke dager det inneholder mest. For eksempel på nettene sover de fleste og det innkommende avløpsvannet vil inneholde lavere konsentrasjoner av fosfor. Ut fra dette kan det bearbeides en ny doseringsmetode. Denne metoden vil basere seg mer på sammensetting av innkommende avløpsvann. En slik metode vil egne seg bedre enn dagens metode, som baserer seg på innkommende avløpsvann.

I dag måler anlegget fosfor-nivået for innkommende og utløpende avløpsvann en gang om dagen. Hvis man måler fosforkonsentrasjonen til innløpet tre ganger om dagen, engang for eksempel klokken 8 på morgen, og så klokken 12 på dagen, og så en gang klokken 16, og om det er mulig en gang klokken 20 på kvelden. Om det måles i et år vil man få nok informasjon som forteller på hvilket tidspunkt det er mest konsentrasjon av fosfor. Det vil også gi mer informasjon om hvilke dager som gir mest fosforkonsentrasjon. Ved å dosere etter fosforinnholdet i avløpsvannet vil det resultere i mindre bruk av kjemikalier og mindre produksjon av slam.

### 8.1.7 Slam

Av slamprøvene i delkapittel 7.4 ser vi at slammets avvenningseffekt avtar når slammet tilsettes saltløsning. Dette skyldes at saltløsningen bryter ned polymerkjeden som binder slammet sammen til

fnokker, som nevnt i kapittel 3.3.5. Både salt og pH-verdi kan være årsaker til endring av flokkulert slam som fører til utslipp av fine partikler. Disse fine partiklene kan tette porer til både filterkaken og filtermedium. Som konsekvens vil det føre til at filtrasjonshastigheten minker på grunn av høyere gjennomstrøm resistens. Under vintertid kan anlegget øke doseringsmengden av polymer enn det som doseres til vanlig.

## 8.2 Svakheter med resultater

### 8.2.1 Jar-tester

Testene er ikke utført mange flere ganger slik at man kan oppnå et mer optimalpunkt dermed er det noen svakheter ved denne metoden. For å få mer korrekt resultat så må det utføres flere prøver. Samtidig ville det vært mer aktuelt å utføre prøver når det er stor nedbør slik at man ikke fortynnet vannet og man virkelig fikk sett hvordan vannet reagerer med kjemikalier når avløpsvannet er fortynnet med nedbørværet. Tidsbegrensning, og samtidig at lab utstyret ble brukt av flere grupper og til undervisning, gjorde at det ikke kunne utføres mange flere lab-prøver.

Jar-testene er utført i ulike dager, dermed har det vært variasjoner i turbiditet, pH-verdi og fosforkonsentrasjon i innløpet. Disse faktorene har en stor betydning for dosering med tanke på rensegraden. Variasjon i pH-verdi fører til at det ikke doseres like mye hver gang når en vil oppnå en fellings-pH på 5,9. pH-verdiene for avløpsvannet varierte mellom 7 og 7,6. For å nå en fellings-pH på 5,9 for avløpsvann med pH 7,6 kreves det mer kjemikalier.

### 8.2.2 Slamprøver

For å kunne få mer nøyaktige svar på slamprøvene ville det vært mer aktuelt å utføre testene når veisaltet hadde kommet ved overvann slik problemstillingen er, at man kunne utføre tester på slam samtidig som vite hvilken konsentrasjon av veisalt befinner seg i slammet.

En annen svakhet ved slamprøvene er et det testede slammet er allerede blitt dosert to ganger med polymer. Dette fører til at oppnådde resultater fra labben kan ha avvik fra realiteten. Det kan hende at saltet hindrer en fullstendig reaksjon mellom slammet og polymer. Som ville gitt annerledes utfall enn de oppnådde resultatene på laboratorium.

Arendal kommune hadde ikke oversikt over hvor mye doseringsmaskinen doserte av polymer og konsentrasjonen. Dermed ble det bestemt å utføre tester på slam som er allerede tilsatt polymer.

CST-apparatet som ble brukt under forsøkene i laboratorium, var et gammelt apparat med begrenset kromatografisk testpapir. De begrensede papirene ble klippet i to like deler for å kunne utføre flere prøver. Dette kan ha påvirket resultatene for CST-verdier, slik at verdiene ikke er realistiske, men de er sammenlignbare da alle testene er utført på samme måte. En CST-test gir ikke en fullstendig forståelse av avvanningsegenskaper til slam, da den baserer seg på infiltrering av vann på et kromatografisk papir. For å ta en mer troverdig da slammet går gjennom sentrifuge.

## 9. Konklusjon

For å besvare forskerspørsmålet er det valgt lage fire underspørsmål for å spisse oppgaven. For å forstå selve forskerspørsmålet er det viktig å se på oppgaven i større sammenheng, noe som de delte underspørsmålene gjør.

### «Hvordan er sammenhengen mellom mengde innkommende avløpsvann $Q$ ( $m^3/s$ ) og fosforkonsentrasjonen i innløpet og utløpet?»

- Analyser av anleggsdata viser at ved større mengder av innkommende avløpsvann så minker fosforkonsentrasjonen. Dette er likt med utløpet.
- Dette skyldes trolig at det innføres overvann i renseanlegget som fortynner fosforkonsentrasjonen i innløpet.

### «Samsvarer Arendal kommune sine doserings-tabeller med doseringsmengde oppnådd i laboratorieforsøkene, når fellings-pH er lik 5,9?»

- Arendal kommune doserer nesten likt ved vannmengder som er under 60 l/s.
- Ved vannmengder over 60 l/s, så doserer Arendal kommune mer enn de oppnådde resultatene på laboratorium.
- Ved vannmengder over 150 l/s så doserer Arendal kommune over 50 ml/ $m^3$  mer enn det som er oppnådd på laboratorium.
- Ved maksimal kapasitet på 200 l/s doserer Arendal kommune med omtrent 40% mer enn det som er oppnådd på laboratorium.

### «Hva er riktig doseringsmengde ved ulike avløpsmengder når målsettingen er å nå en fellings-pH på 5,9? Ville en annen fellings-pH gitt bedre resultater mtp fosforkonsentrasjon i utløpet?»

- Arendal kommune doserer riktig i forhold til oppnådde resultater på laboratorium ved avløpsvannmengder på under 60 l/s per linje.
- Dosering for avløpsvannmengde på over 60 l/s som er oppnådd ved laboratorium stemmer ikke med doseringstabellen til Arendal kommune, som vist på figur 7.10. De overdoserer når vannmengden er over 60 l/s.
- For å oppnå god rensegrad mtp fosforkonsentrasjonen i utløpet bør pH ligge mellom 4,5 og 5.

### «Hvordan påvirker veisalt avvanningsegenskapene til slammet fra renseprosessen?»

- Avvanningseffekten avtar når veisalt blir tilsatt slamprøven og det flokkulerte slammet gir fra seg finere partikler.
- Løsningen blir bløtere, og det er kjennbart at slammet er mer flytende etter tilsetning av saltløsning. er .
- Laboratorieresultatene for slamprøvene viser ingen trend ved forskjellige doseringer.

**Med bakgrunn i underspørsmålene og resultater fra laboratorium kan forskerspørsmålet besvares:**

### «Hvordan optimalisere driften av Saulekilen Renseanlegg i Arendal kommune, med tanke på kjemisk felling og slamavvanning?»

Av delspørsmålene ser vi at det er flere endringer som kan gjøres når det gjelder doseringsmetode for Arendal kommune. Vi ser av anleggsdata at fosforkonsentrasjonen er mindre ved høyere vannmengde som kommer inn i anlegget. Av oppnådde resultater fra laboratorium og sammenlignet med anleggets data kommer det tydelig frem at Arendal kommune overdoserer for å dekke 90% rensekravet. Det bør

doseres etter samsetting av avløpsvannet for å unngå unødvendig overdosering. Overdosering starter når vannmengden er over 60 l/s per doseringslinje, og ved maksimal vannmengde doserer Arendal kommune omtrent 40% mer kjemikalier enn det som er nødvendig. Anlegget bør prøve å dosere mindre slik at doseringsmengden er tilnærmet lik resultatene som er oppnådd på laboratorium. Veisalt fører til at polymere bindinger brytes ned. Noe som krever mer polymer om vinteren for å kunne fortykke slammet.

## 10. Anbefalinger

Det er anbefalt for Arendal kommune å prøve å tilnærme sin doseringstabell med oppnådde resultater i laboratorium i praksis. Arendal kommune bør starte med å dosere mindre når innkommende avløpsvann øker over 60 l/s. Dosering bør minkes rundt 10ml/m<sup>3</sup> når vannmengden er mellom 60 og 100, også se om rensegraden overholdes over 90%. For vannmengder mellom 100-150 l/s bør dosering minkes med 25ml/m<sup>3</sup>, samtidig som det overvåkes nøye slik at rensegraden overholdes. Ved vannmengder mellom 150-200 bør doseringen minkes med 35ml/m<sup>3</sup>.

Det anbefales at Arendal kommune ser på slamproblematikken i den tiden anlegget får inn saltløsninger i avløpsvannet, eller måler konsentrasjonen til saltløsning i avløpsvannet, slik at det kan jobbes videre i laboratorium med dette. Denne rapporten har ikke tatt hensyn til den opprinnelige saltkonsentrasjonen som kommer i avløpsvannet.

## 11.Referanser

- [1] Statistisk sentralbyrå, «Kommunale avløp 2020. Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisponering,» Statistisk sentralbyrå, 20 desember 2021. [Internett]. Available: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/vann-og-avlop/artikler/kommunale-avlop-2020.ressursinnsats-gebyrer-utslipp-rensing-og-slamdisponering>. [Funnet 11 mai 2022].
- [2] Miljøverndepartementet, «Lovdata.no,» 01 Juli 2004. [Internett]. Available: [https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2004-06-01-931/\\*#&#x2a](https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2004-06-01-931/*#&#x2a). [Funnet 10 Februar 2022].
- [3] Miljødirektoratet1, «miljodirektoratet.no,» Miljødirektoratet, 12 januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/avlop/regulering-avlop/>. [Funnet 12 februar 2022].
- [4] Lovdata, «lovdata.no,» 12 november 2019. [Internett]. Available: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/kap16#kap16>. [Funnet 12 februar 2022].
- [5] FN-Sambandet, «FN.no,» 23 februar 2022. [Internett]. Available: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/livet-i-havet>. [Funnet 01 mars 2022].
- [6] H. Ødegaard, vann- og avløpsteknikk 2. utgave, Hamar: Ødegaard, hallard. , 2014.
- [7] Regulering av avløp, «Miljø direktoratet,» 13 januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/avlop/regulering-avlop/>. [Funnet 15 februar 2022].
- [8] MIVANOR, «www.mivanor.no,» MIVANOR wastewater Treatment, 2022. [Internett]. Available: <https://www.mivanor.no/faq/hvorfor-rense-avlopsvann-article2287-1817.html>. [Funnet 16 februar 2022].
- [9] Espere, «Enironmental Science Published for Everybody Round the Earth,» espere, 16 oktobere 2003. [Internett]. Available: [http://klimat.czn.uj.edu.pl/enid/2\\_\\_N\\_ringssalter\\_i\\_havet/\\_Eutrofiering\\_3oj.html](http://klimat.czn.uj.edu.pl/enid/2__N_ringssalter_i_havet/_Eutrofiering_3oj.html) . [Funnet 17 Februar 2022].
- [10] UNIVERSITETET I OSLO, «Institutt for biovitenskap,» Unversitetet i Oslo , 20 juni 2019. [Internett]. Available: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/forurenset-drikkevann.html>. [Funnet 18 februar 2022].
- [11] STORE NORSKE LEKSIKON, «fosfor,» 12 April 2019. [Internett]. Available: <https://snl.no/fosfor>. [Funnet 20 februar 2022].
- [12] STORE NORSKE LEKSIKON, «apatitt,» 07 November 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/apatitt> . [Funnet 20 februar 2022].
- [13] EPA United States Environmental Protection Agency, «Water: Monitoring & Assessment,» EPA, 06 Mars 2012. [Internett]. Available: <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms56.html>. [Funnet 25 februar 2022].

- [14] LOVDATA, «Forskrift om begrensning av forurensning,» Klima-og miljødepartement, 07 februar 2022. [Internett]. Available: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/\\*#&](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#&). [Funnet 06 februar 2022].
- [15] Kemira, ABOUT WATER TREATMENT, Helsinki: Kemira Oyi, 2020.
- [16] STORE NORSKE LEKSIKON, «Kjemisk rensing (vannrensing),» STORE NORSKE LEKSIKON, 05 juli 2018. [Internett]. Available: [https://snl.no/kjemisk\\_rensing\\_-\\_vannrensing](https://snl.no/kjemisk_rensing_-_vannrensing). [Funnet 15 mars 2022].
- [17] STORE NORSKE LEKSIKON, «PH (Måling av PH),» STORE NORSKE LEKSIKON, 5 mai 2022. [Internett]. Available: <https://snl.no/pH>. [Funnet 8 mai 2022].
- [18] MILJØ DIREKTORATET, «Avløpsrensaneanlegg,» MILJØ DIREKTORATET, [Internett]. Available: [Constructible.trimble.com/construction-industry/the-cad-revolution-in-construction](https://constructible.trimble.com/construction-industry/the-cad-revolution-in-construction) . [Funnet 10 mai 2022].
- [19] Norsk Vann Rapport, «Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske rensaneanlegg,» Ragnar Storhaug, Aquateam AS, Hamar, 2009.
- [20] AMSTERDAM INTERNATIONAL WATER WEB, «New lab method to predict sludge dewatering at wastewater treatment plants,» AMSTERDAM INTERNATIONAL WATER WEB, 25 januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.amsterdamiww.com/news/new-lab-method-to-predict-sludge-dewatering-at-wastewater-treatment-plants/?fbclid=IwAR2NTx-BHtk6sntxLMD16n8M6D3R0SC9Ck2LJfM36h-z7h6OcloLSrv3v8>. [Funnet 13 april 2022].
- [21] J. V. J. O. E. D.-F. J.-C. B. Mickael Raynaudab, «Water Research,» ScienceDirect, 15 september 2012. [Internett]. Available: [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412003855?fbclid=IwAR2qTPaYEluN-00ZCRMIXWJajbP3DYapFOMKNT7\\_KCoU11h-TEiZtMkUnWo](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412003855?fbclid=IwAR2qTPaYEluN-00ZCRMIXWJajbP3DYapFOMKNT7_KCoU11h-TEiZtMkUnWo). [Funnet 19 april 2022].
- [22] B. G. J. R. A. L. H. Y. Hua Wei, «Water Research,» ScienceDirect, 15 oktober 2018. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135418305724>. [Funnet 22 april 2022].
- [23] B. O. Hågensen, «Optimalisering av den kjemiske fellingen ved Saulekilen rensaneanlegg i Arendal kommune,» Upublisert, Grimstad , 2019.
- [24] Miljødirektoratet, «miljodirektoratet.no,» 13 januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/avlop/regulering-avlop/>. [Funnet 12 februar 2022].



## 12.Vedlegg

### VEDLEGG A Anleggsdata

- Vedlegg A.1 dosering av Saulekilen renseanlegg.
- Vedlegg A.2 Fosforkonsentrasjon i innløpet og utløp.
- Vedlegg A.3 Saulekilens Doseringstabell fremstilt grafisk.

### VEDLEGG B Resultater fra laboratorium arbeid

- Vedlegg B.1 Alle LAB-resultater med fellings-pH mellom 5,8 og 6,0
- Vedlegg B.2 Jar-tester med fellings-pH mellom 5,8 og 6,0
- Vedlegg B.3 Rensegrad ved fellings-pH mellom 5,8-6,0
- Vedlegg B.4 Fosforinnholdet etter rensing
- Vedlegg B.5 Turbiditet
- Vedlegg B.6 Sammenligning av dosering
- Vedlegg B.7 Sammenligning av anleggsdosering og laboratorium
- Vedlegg B.8 Slamprøver

### VEDLEGG C Kjemikalier

- Vedlegg C.1 PIX-318.
- Vedlegg C.2 veigsalt.

### VEDLEGG D Flytskjemaet for Saulekilen Arendal kommune.

### VEDLEGG E A3poster