



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp.  
Fakultet for realfag og teknologi

## **Undersøkelser av utfordringer og vurdering av tiltak for renseanlegg tilknyttet Orklas produksjonslokaler på Rygge**

Investigations of challenges and assessment of  
measures to be taken in association with the  
treatment plant at Orkla's production facilities in  
Rygge

Samson Langfeldt  
Vann- og miljøteknikk



# Forord og takk!

Denne masteroppgaven er skrevet ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet våren 2017 i ett samarbeid med Orkla Foods Norge. Masteroppgaven tilsvarer 30 studiepoeng og er fullførende arbeid for min mastergrad i Vann- og Miljøteknikk.

Det er mange å takke for hjelp med oppgaven. Vi kan starte med hovedveileder John Morken og biveileder Zakhar Maletskyi. Dere har vært hjelpsomme og kommet med gode innspill underveis. Takk også til brødrene Omberg hos Eik Idéverksted som gjorde meg oppmerksom på oppgaven, og har kommet med konstruktiv kritikk. Dere har også fungert som sparrepartner og gjort oppgaven til det den er. En stor takk også til Eirin Brakstad som har vært en del av Orkla prosjektet fra oppstarten. Du har vært imponerende tålmodig med tørr humor på en delt kontorplass. Ole Bendik Lilleby som har vært min makker gjennom masterarbeidet, og har vist seg som en kunnskapskilde og stiller av gode spørsmål. Takk også til studiegruppen fra januarblokken som ga en pangstart på masteroppgaven. Takk til mamma som tok en skikkelig språkvask som hun mente oppgaven trengte. Og sist men ikke minst øvrige studiekamerater gjennom årene. Dere har gjort studietiden bedre på alle måter.

Arbeidet med masterprosjektet har vært lærerikt og utfordrende. Forhåpentligvis vil det også gi meg et godt grunnlag for å komme videre inn i arbeidslivet.

Ås, Våren 2017

# Sammendrag

Bakgrunnen for oppgaven ligger i at avløpsvannet fra produksjon av syltete rødbeter, sylteagurker, surkål m.m. ikke overholder kravene som er gitt i påslippsavtalen med kommunen. Dette kan føre til konsekvenser for fabrikkene, og ha negative konsekvenser på avløpsnett. Denne oppgaven har fokusert på å finne årsaken til disse problemene samtidig som den gjør en teknisk analyse av mulige løsninger som kan fungere for anlegget. På anlegget er det blitt gjort undersøkelser avløpsvannets alkalitet, innhold og egenskaper over tid. Denne oppgaven er gjort parallelt med en oppgave som fokuserer på biogasspotensiale i avløpsvannet og løsninger for utnytting av dette.

Undersøkelsene av avløpsvannet viste en forskjell i eddiksyre før og etter lagring. I tillegg ble det funnet en pH-reduksjon ved lagring av anaerobe forhold som kunne tilsvare det som er observert på renseanlegget. Hvis man i tillegg til dette tar hensyn til avløpsvannets høye innhold av lett nedbrytbart materiale kan dette i stor grad tyde på anaerobe nedbrytningsprosesser. Disse nedbrytningsprosessen fører til produksjonen av flyktige fettsyrer (som eddiksyre) og under riktige forhold en forsuring av avløpsvannet.

Det er kommet fram til to tiltak for å forhindre problemer med lav pH ved utløp. Det første tiltaket kan være å flytte dosering av lut til etter buffertankene for å øke pH-en til avløpsvannet direkte. Det andre tiltaket kan være å bygge et lufteanlegg som ville forhindre anaerob nedbrytning av avløpsvannet og følgende forsuring av avløpsvannet. I tillegg anbefales utbedringer av renseanleggets dosering og automasjon. Videre analyser av avløpsvannet anbefales før tiltak utføres og vurderes. Det bør gjøres i samarbeid med ansvarlig kommune for å minimere eventuelle negative effekter et tiltak vil ha på avløpsnett.

# Abstract

This thesis has its background in the wastewater from the production of pickled beetroot, pickles, sauerkraut and more, that does not meet the requirements set by the municipality. This can lead to consequences for the factory owners as well as causing harm to the municipal sewer lines. The thesis has focused on finding the root cause of the problem in addition to reviewing some technical solutions to relieve this problem. At the facility tests were conducted to measure the wastewaters alkalinity, contents and qualities over time. This thesis was also done in parallel to a thesis that investigated the biogas potential in the wastewater and possible solutions to exploit it.

The investigation regarding the wastewater found a difference in the content of acetic acid before and after storage. In addition, a pH reduction after storage in anaerobic condition, that could correspond to observation made at the treatment facility. If you also consider, the high content of easily degradable organic content this could all point to an anaerobic digestion process. These anaerobic processes involve the production volatile fatty acids (like acetic acid) and can under the right conditions lead to acidification of the wastewater.

Measures to prevent future problems could be to move the lye dosing after the buffer tanks, or build an aeration facility to prevent anaerobic digestion. In addition, upgrading of the dosing and automation system is recommended to improve performance. Further analysis could prove beneficial when discussing and evaluating different treatment options. In addition, a close cooperation with the municipality is suggested to minimize the negative effects a facility can have on the municipal sewer system.

# Innholdsfortegnelse

Forord og takk! .....	i
Sammendrag .....	ii
Abstract .....	iii
Innholdsfortegnelse .....	iv
Figuroversikt .....	viii
Tabelloversikt .....	x
1 Introduksjon .....	1
1.1 Bakgrunn .....	1
1.2 Problemstilling .....	2
2 Datagrunnlag og føringer .....	3
1.3 Påslippsavtale og reguleringer .....	3
1.4 Om drift av anlegget og produksjon på Nora .....	5
1.5 Tidligere rapporter og data fra anlegg .....	6
1.5.1 Daglige KOF og pH-målinger .....	6
1.5.2 Avløpsanalyser .....	8
1.5.3 Rapport fra driftsassistansen i Østfold .....	13
3 Anleggsbeskrivelse .....	15
1.6 Beskrivelse produksjonsprosess: .....	15
1.6.1 Jord og steinvask: .....	15
1.6.2 Koking og oppkutting: .....	15
1.6.3 Glass- og vakuumfyller: .....	15
1.7 Oppbygging av renseanlegget hos Nora .....	16
1.7.1 Kort beskrivelse av prosesstrinn .....	16
1.7.2 Beskrivelse av buffertank .....	19
1.7.3 Beskrivelse karbonattilsetning .....	20
1.7.4 Beskrivelse av lut tilsetning .....	21
1.7.5 Beskrivelse av blandekammer .....	22
1.7.6 Beskrivelse av datalogger, PLC og transmittere .....	23

4	Teori .....	25
4.1	Industrielt avløpsvann .....	25
4.2	pH .....	26
4.2.1	Dosering av lut .....	27
4.2.2	Målingsmetoder for pH .....	27
4.2.3	Drift og vedlikehold av pH-måler .....	28
4.2.4	Løsninger og lagring .....	28
4.3	Alkalitet .....	29
4.3.1	Tilsetting av bikarbonat .....	30
4.4	Biokjemisk Oksygenforbruk .....	30
4.5	Kjemisk Oksygenforbruk (KOF) .....	31
4.6	Mikrobiologiske prosesser .....	32
4.6.1	Anaerob nedbrytning .....	33
4.6.2	Aerob nedbrytning .....	39
5	Metode og utstyr .....	43
5.1	Innsamling av prøver .....	43
5.2	pH-målinger .....	43
5.3	KOF-analyser .....	44
5.4	Alkalitetsberegninger .....	45
5.5	Testing for pH-senkning over tid .....	45
5.6	HPLC-analyser .....	46
5.7	Statistikk .....	46
6	Resultater .....	47
6.1	pH-målinger .....	47
6.1.1	Utført 23.02.2017 .....	47
6.1.2	Utført 24.02.2017 .....	48
6.2	pH-endring i blandekammer .....	49
6.3	pH-endring i avløpsvannet over tid .....	50

6.4	KOF-prøver .....	51
6.4.1	KOF-tester 17.02.2017: Produksjon av surkål .....	51
6.4.2	KOF-tester 22.02.2017: Produksjon av syltete rødbeter .....	51
6.4.3	KOF tester utført på avløpsvann fra vakuumfyller .....	52
6.5	Alkalitetstester .....	52
6.6	HPLC-analyser .....	53
7	Diskusjon.....	55
7.1	Mulige årsaker til problemer på anlegget .....	55
7.1.1	Slamlagring .....	56
7.1.2	Blanding av avløpsstrømmer.....	57
7.1.3	Mikrobiologiske prosesser .....	58
7.1.4	Manglende pH-regulering og automatisering .....	59
7.1.5	Oppsummering: Årsak til pH-senkning .....	60
7.2	Forslag til tiltak.....	61
7.2.1	Utbedring av måleinstrumenter og doseringssystem .....	62
7.2.2	Utbygging av blandekammer ved utløp .....	62
7.2.3	Utbygging av luftningsanlegg .....	63
7.2.4	Andre rensealternativer .....	63
7.3	Kostnadsoverslag for utbedringstiltak .....	64
7.3.1	Måleutstyr og doseringssystem .....	64
7.3.2	Blandekammer ved utløp .....	64
7.3.3	Luftningssystemer: .....	65
7.3.4	Oppsummering: Kostnadsoverslag .....	65
8	Konklusjon .....	67
9	Veien videre .....	69
10	Referanser.....	71
11	Vedlegg .....	I
11.1	Statistiske hjelpeverktøy .....	I
11.2	Alkalitetstest fullt resultat .....	III



11.3	HPLC fullstendige resultater.....	IV
11.4	Originalt flytskjema .....	V
11.5	Oppdaterte Flytskjema .....	VI

# Figuroversikt

Figur 1: pH-verdier fra målinger gjort av driftspersonale ved inspeksjon .....	6
Figur 2: KOF-målinger gjort av driftspersonale .....	7
Figur 3: KOF-verdier fra avløpsanalyser utført i prøvedøgn .....	8
Figur 4: pH-målinger utført på utløpsvannet i prøvedøgn. Disse prøvene er gjort ved avløpsanalyser på anlegget i 2016.....	9
Figur 5: Oversikt over fosfor og nitrogen innhold i avløpet fra NORA av prøver tatt i måledøgn. ....	10
Figur 6: KOF og BOF-verdier gjort ved måledøgn.....	11
Figur 7: Andelen suspendert stoff i avløpet fra NORA .....	12
Figur 8: Originale flytskjema for fabrikk på Nora. Se vedlegg 11.4.....	16
Figur 9: Oppdatert flytskjema over det nåværende anlegget på Nora. Se vedlegg 11.5 .....	18
Figur 10: Tekniske tegninger av tankfundamenter i glassfiber.....	19
Figur 11: Tilsetting av karbonat .....	20
Figur 12: Tilsettingstank for karbonat.....	20
Figur 13: Styling av dosering av lut.....	21
Figur 14: Doseringpumpen til lut .....	21
Figur 15: Bilde av blandekammeret fra renseanlegget på NORA .....	22
Figur 16: Figur som viser blandekammer fra flytskjema .....	22
Figur 17: Volumstrømmåler FT1 inn til blandekammeret .....	22
Figur 18: Nivåmåler LT2 som viser nivå i blandekammeret .....	22
Figur 19: PLC system fra Pöyry som brukes til å styre pumper og ventiler, samt logge data fra transmittere .....	23
Figur 20: pH-verdier fra pH-transmittere i blandekammeret, apparatet er levert av LANGE .	23
Figur 21: Oversikt over melkesyregjæringsprosessen (Khan Academy, 2017).....	33
Figur 22: Typisk aktiv slam anlegg (Technische Universität Hamburg, 2017) .....	40
Figur 23: Vekst og bortskraping av biofilm (Ødegård, 2014).....	41
Figur 24: pH-måler fra Bluelab .....	43
Figur 25: Spectroquant Pharo 100 fra MERCK .....	44
Figur 26: COD celletest for område 500 - 10000 mg/l COD fra Spectroquant .....	44
Figur 27: Titreringsapparat for sjekking av alkaliteten til vannprøvene .....	45
Figur 28: Enkel prøverigg for å sjekke om det skjer en pH-reduksjon.....	45
Figur 29: UltiMate 3000 analyseapparat for kjøring av HPLC analyser. ....	46

Figur 30: pH i forskjellige deler av renseanlegg utført 23.02.2017 .....	47
Figur 31: pH i forskjellige deler av renseanlegget, utført 24.02.2017 .....	48
Figur 32: Resultater som svingningen i pH gjennom flere batcher .....	49
Figur 33: Resultater fra måling av pH-endring over tid.....	50
Figur 34: Bilde av innsiden av en tom buffertank.....	56
Figur 35: Full visning av originale flytskjema .....	V
Figur 36: Full visning av oppdaterte flytskjema .....	VI

# Tabelloversikt

Tabell 1: Utslippskrav for Stabburet AS avdeling NORA .....	3
Tabell 2: Utslippskrav for Stabburet AS avdeling Idun.....	3
Tabell 3: Verdi fra KOF-tester tatt fra produksjonen 17.02.2017 .....	51
Tabell 4: Verdi fra KOF-tester tatt fra produksjon 22.02.2017 .....	51
Tabell 5: KOF-verdier på avløpsvann fra Vakuumfyller .....	52
Tabell 6: Gjennomsnittsverdier [mekv/l] for alkalitet fra de ulike prøvene .....	53
Tabell 7: Resultater fra HPLC-analyser [mg/L].....	54
Tabell 8: Kostnadsoverslag for forskjellige utbedringer av renseanlegg .....	65
Tabell 9: Resultater [mekv/l] fra Alkalitetstesting .....	III
Tabell 10: Fullstendige resultater fra HPLC-analyse .....	IV

# 1 Introduksjon

## 1.1 Bakgrunn

Forurensing og ressursutnyttelse er noe som er stadig aktuelt over hele verden. Av nesten alt det som produseres vil det også skapes avfall. Hvordan dette avfallet behandles er viktig for å unngå skader på miljøer. Det kan midlertidig være en stor forskjell på hvor kunnskapen om avfallshåndtering eksisterer og hvor avfallet må håndteres. Dette har skapt Orkla-prosjektet som er et samarbeid mellom Orkla AS og Eik Idéverksted. De forsøker å koble reelle problemstillinger fra næringslivet med ressursfulle studenter for gjensidig fortjeneste og utvikling.

Orkla AS som er ett norsk selskap med hovedvirksomhet i Norden og den baltiske regionen, er en av de ledende leverandører av forbruksvarer og konseptløsninger i flere sektorer inkludert dagligvarebransjen, bakerier og spesialforhandlere. Mye av fokuset deres er merkevarebygging som Stabburet, Toro, Grandiosa også videre (Orkla ASA, 2017). Eik idéverksted er en frivillig forening som jobber for å tilby nærmiljø og interesserte en arena for tverrfaglig samarbeid i sine lokaler ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige universitet (Eik Idéverksted, 2017). Orkla tok kontakt med universitet da de opplevde utfordringer med sin avløpshåndtering.

Utfordringene til Orkla stammer fra deres produksjonsanlegg på Rygge. Disse er delt opp i Idun som blant annet produserer ketchup og dressinger, og Nora som produserer sylteagurker, surkål, rødkål, syltede rødbeter m.m. I forbindelse med produksjon blir det generert avløpsvann som de slipper ut på det kommunale avløpsnett. MOVAR, ett interkommunalt selskap som leverer avløpstjenester i Mosseregionen, setter kravet til avløpsvannkvaliteten som kan sendes ut på avløpsnett. Visjonen som ligger til grunn for kravene er at opphavsstedet skal betale og ta ansvar for utslippet. Det er også her Orkla-prosjektet kommer inn da både anleggene på Nora og Idun har utfordringer med å opprettholde kravene satt av MOVAR på en tilfredsstillende og økonomisk måte.

Industri kan ha stor produksjon av avløpsvann i forhold til det som kommer fra befolkningen. Et eksempel fra anlegget hos Nora kan illustrere dette. På det meste produseres 250 m<sup>3</sup> med avløpsvann per døgn. For en vanlig person er forbruket 150 l/døgn, noe som vil si at fra Nora alene kommer det 1700 personekvivalenter i volum alene. Hvis det i tillegg tar hensyn til avløpskvaliteten (det vil si verdier som andelen organisk materiale, suspendert stoff, nitrogen, fosfor m.m.) er tallet estimert til 10 000 personekvivalenter i året. Dette er basert på

gjennomsnittlige verdier for spesifikk forurensingsmengde per person (Norsk Vann, 168 | 2009). Dette er i Rygge kommune som har en befolkning på rundt 16000, så en betydelig del av volumet til det kommunale renseanlegget kommer fra industri (Statistisk Sentralbyrå, 2017)

Fra renseanlegget ble bygget har det blitt gjort 2 utbedringer for å bedre funksjonen til anlegget. Først etter befaring og rapport gjort av Driftsassistansen i Østfold (rådgiver innen VA-teknikk i Østfoldområdet for kommunene) i 2010. Den andre utbedringer skjedde i 2012 da det ble lagt til to buffertanker på 350 m<sup>3</sup> hver på renseanlegget. Intensjonen bak buffertankene var å kunne fordele avløpsvannet over et større tidsrom for å opprettholde kravene satt med hensyn til organisk materiale. Lagringen i buffertankene viste seg derimot å føre til ett annet problem, nemlig at pH-en sank under kravene satt av MOVAR. Det er kommet nye forslag, men disse innebærer en betydelig investering. For anlegget på Idun er hovedutfordringene høyt innhold av organisk materiale som krever betydelige renseprosesser før avløpet klarer kravene satt av MOVAR. Orkla søker derfor nærmere studier og vurderinger av foreslåtte og alternative løsninger, før det blir brukt betydelige ressurser på utbedring.

## 1.2 Problemstilling

Hensikten med denne oppgaven er å kartlegge og tilegne seg ny kunnskap rundt avløpshåndteringen i forbindelse med industri og påslipp til kommunalt avløpsnett. Utgangspunktet for dette studiet tar for seg Noras anlegg ved Rygge som tilhører Orkla Foods gruppen. Hovedtemaene i denne studien vil være å se nærmere på:

- Identifisere hva som forårsaker brudd på påslippavtalen i henholdt til kravene satt av kommunale myndigheter.
- Gjennomgang av tekniske tiltak som kan iverksettes for å møte kravene satt i påslippavtalen.

For å supplere denne oppgaven ble det også skrevet en parallell masteroppgave av Ole Bendik Lilleby som undersøkte biogasspotensiale i avløpsvannet på både Idun og Nora som en mulighetsstudie på utbyggingen av et biogassanlegg som en alternativ måte å håndtere avfallet på.

## 2 Datagrunnlag og føringer

### 1.3 Påslippsavtale og reguleringer

Bakgrunnen for reguleringen satt av MOVAR ligger i Forurensningsforskriften kapittel 15A, her finnes generelle retningslinjer for påslipp fra industri til kommunalt avløpsnett. I denne forskriften blir kommunen gitt retten til å sette spesifikke krav for tilrettelegging av prøvetaking, varselssystemer for unormalt påslipp og gjennomføring av utløpskontroll og rapportering (Lovdata.no, 2017).

Kommunen kan enten bruke private avtaler eller et vedtak med hjemmel i forurensningsforskriften, sistnevnte er den eneste som gir muligheten til sanksjoner basert i forurensningsloven. Lokale forskrifter og enkeltvedtak er også mulige å bruke, men disse er ikke vanlig i Norge siden det ikke er nok påslipp fra industri til at lokale forskrifter er nødvendige. I tillegg til de overnevnte lover og forskrifter må påslipp også følge internkontrollforskriften og gjødselvereforskriften (Norwegian Environment Agency, 2017). De viktigste momentet i utslippskravet er som følger:

Tabell 1: Utslippskrav for Stabburet AS avdeling NORA

Parameter	Konsentrasjonskrav	Stoffmengde
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)		1150 kg
Fett (mg/l)	<200	
pH (pH-verdi)	6-10	
Temperatur (°C)	<45	
Alkalinitet (mekv/l)	>1	

Tabell 2: Utslippskrav for Stabburet AS avdeling Idun

Parameter	Konsentrasjonskrav	Stoffmengde
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)		300 kg
Fett (mg/l)	<200	
pH (pH-verdi)	6-10	
Temperatur (°C)	<45	
Alkalinitet (mekv/l)	>1	

I tillegg til disse spesifikke kravene nevner også påslippavtalen at dersom vannkvalitetsparameterne varierer mye i løpet av døgnet og i tillegg fører til problemer på det kommunale avløpsnett, må fabrikkene finne løsningene på disse problemene.

Påslippet skal være kontrollert og mengdene skal være dokumentert med en nøyaktighet på +/- 10% av de målte verdiene. Prøvene og analysering skal være gjort av en uavhengig tredjepart med nødvendig kompetanse. Det er selskapets eget ansvar å kontrollere og opprettholde kvaliteten til avløpsvannet. For blant annet å veilede bedrifter med utslipp så er det utviklet rapporter og informasjonsblader fra blant annet Norsk Vann og stiftelsen VA/Miljøblad. Disse kan brukes som retningslinjer ved vurdering og utvikling av anlegg.

**Ifølge påslippavtalen skal følgende parameterne vurderes:**

- KOF
- KOF (Oppløst)
- Biologisk Oksygenforbruk etter 5 dager (BOF<sub>5</sub>)
- Total Fosfor, Tot-P
- Total Nitrogen, Tot-N
- Oppløst material (Suspended Solids)
- Fett (Bare krav for Idun)
- pH
- Alkalitet



## 1.4 Om drift av anlegget og produksjon på Nora

Produksjonen på Nora er sesongbasert, og det samme gjelder for fabrikkens renseanlegg. Sesongen starter fra rundt uke 10 (begynnelsen av mars) til rundt uke 28 (midten av august) er anlegget ute av drift. Dette vises i forbindelser med målinger gjort på anlegget, ved at det ikke er utført målinger i denne tidsperioden. Mens anlegget er ute av drift jobber bemanningen på Idun-anlegget ett par kilometer unna. Avløpsmengden er størst ved produksjon av rødbeter og det kan da være snakk om en volumstrøm på 250 m<sup>3</sup> i døgnet. Det er denne situasjonen som vil være dimensjonerende for renseanlegget. I tillegg til rødbeter produseres det surkål, rødkål, sylteagurker og pizzasaus. Alle disse vil gi forskjellige karakteristikk på avløpsvannet som er viktig å ta hensyn til ved utvikling av løsninger.

De to viktigste parameterne på renseanlegget til Nora er KOF-mengden og pH. KOF-mengden håndteres greit med buffertankene, men kan ha noen problemer ved produksjonen av rødbeter. pH, som nå er hovedproblemet ved utslipp, justeres ved hjelp av lut (NaOH) og natriumkarbonat (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>). Ved drift av renseanlegget kan de bruke en 1200 l tank med NaOH på litt over en uke, med en pris på 5000 kr per tank tilsvarer dette ca. 20000 kr i måneden kun i lut. I tillegg tilsettes natriumkarbonat sekkevis og det går ca. 3 sekker om dagen ifølge driftsansvarlig. Dette er en høy pris, særlig om man ikke opprettholder påslippkravene.

Produksjonen på Nora skjer 24 timer i døgnet med 3 skift. Det er ingen vesensforskjell i hvor mye og hva som produseres under de forskjellige skiftene. Man kan derfor beregne samme avløpsmengden over hele døgnet. En grov inndeling av produksjon er som følger:

- Agurk produksjon fra uke 29 til uke 37
- Kål produksjon (hvitkål/rødkål) fra uke 37 til uke 06
- Rødbeter blir kjørt ca. 3 dager hver måned fra ca. uke 39 og utover
- Pizzasaus ca. 4 dager hvert kvartal

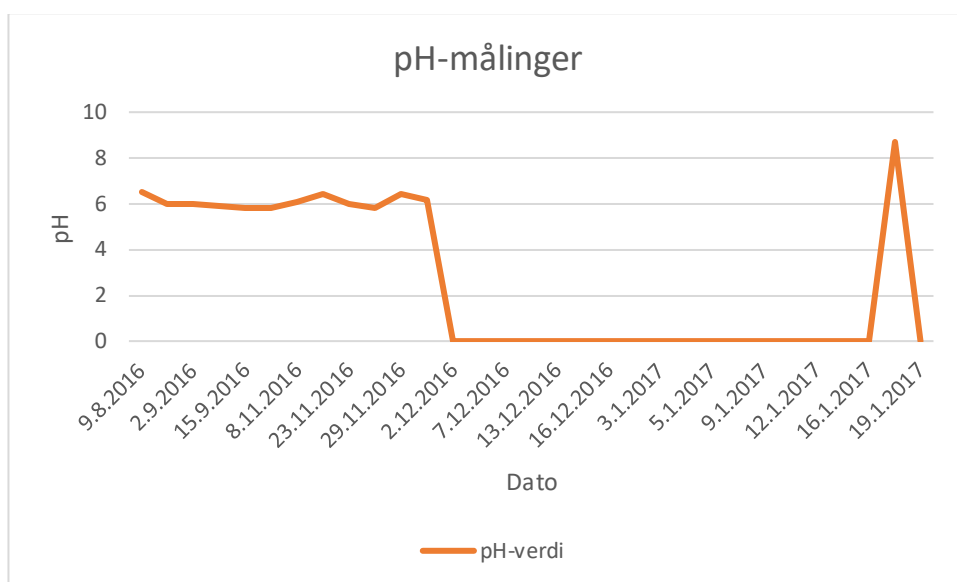
Ved bytting av råvarer som produseres og ved ukesslutt vaskes anlegget for å hindre feilproduksjon og ødeleggelse. Det benyttes et alkalisk vaskemiddel kalt Climax K som er et alkalisk basert vaskemiddel.

## 1.5 Tidligere rapporter og data fra anlegg

For å ha et bedre datagrunnlag ble det utgitt rapporter utarbeidet av driftspersonellet på Nora, disse inneholder jevnlig målinger av KOF og pH. Prøvene er tatt fra buffertankene, forskjellige dager i uka. I tillegg er det gjort avløpsanalyser fra utløpet i prøvedøgn utført av kontrollinstansen i kommunen. Disse prøveresultatene er ment som bakgrunnsinformasjon for vurdering, og som referanser på hvordan anlegget fungerte før videre prøver ble tatt.

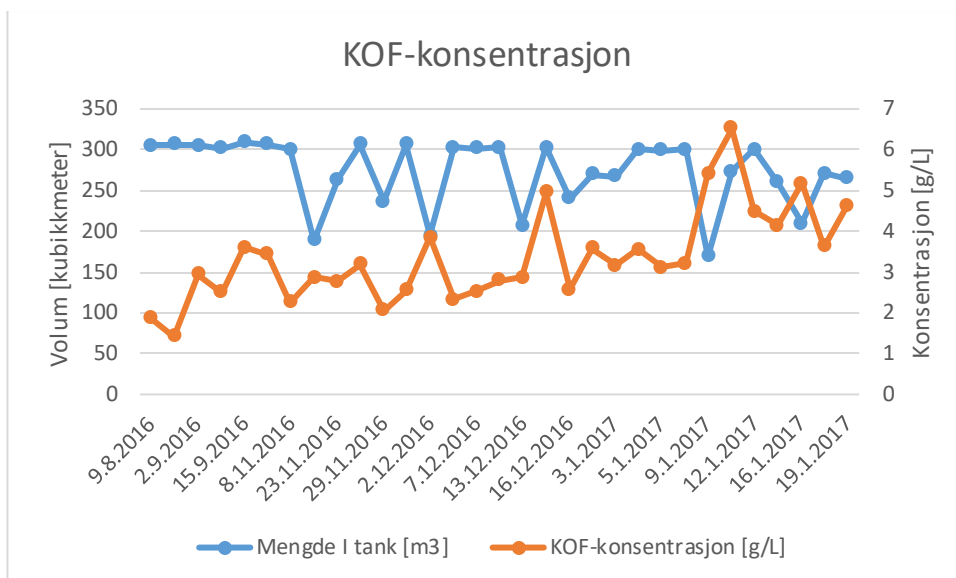
### 1.5.1 Daglige KOF og pH-målinger

Dataene for disse prøvene ble nedskrevet på fysisk papir og for å spare tid ble det valgt å presentere de seneste verdiene da disse er de mest relevante. pH-målingene er gjort med pH-metere på anleggets lab, og dermed kan de sees på som pålitelige målinger.



Figur 1: pH-verdier fra målinger gjort av driftspersonale ved inspeksjon.

I denne grafen ser man at pH-en ved målinger holder seg rett rundt 6 i de fleste prøvene. Verdiene som viser null i pH fantes det ikke verdier for. Disse ble dermed satt til null for å kunne sette opp en graf. Hovedhensikten med disse prøvene er å måle konsentrasjonen av KOF for å bestemme hvor mye avløpsvann som kan slippes ut. pH-prøver blir tatt når det er tid og dette kan nok forklare mangelen på noen data. Det er verdt å notere at disse prøvene er rett ved kravet som er satt i påslippskravet, men det er også observert lavere og høyere pH enn dette. Det er verdt å nevne at disse prøvene er tatt fra buffertanken, mens det er verdiene fra utløpet som ligger til grunn for kravene fra MOVAR.



**Figur 2: KOF-målinger gjort av driftspersonale**

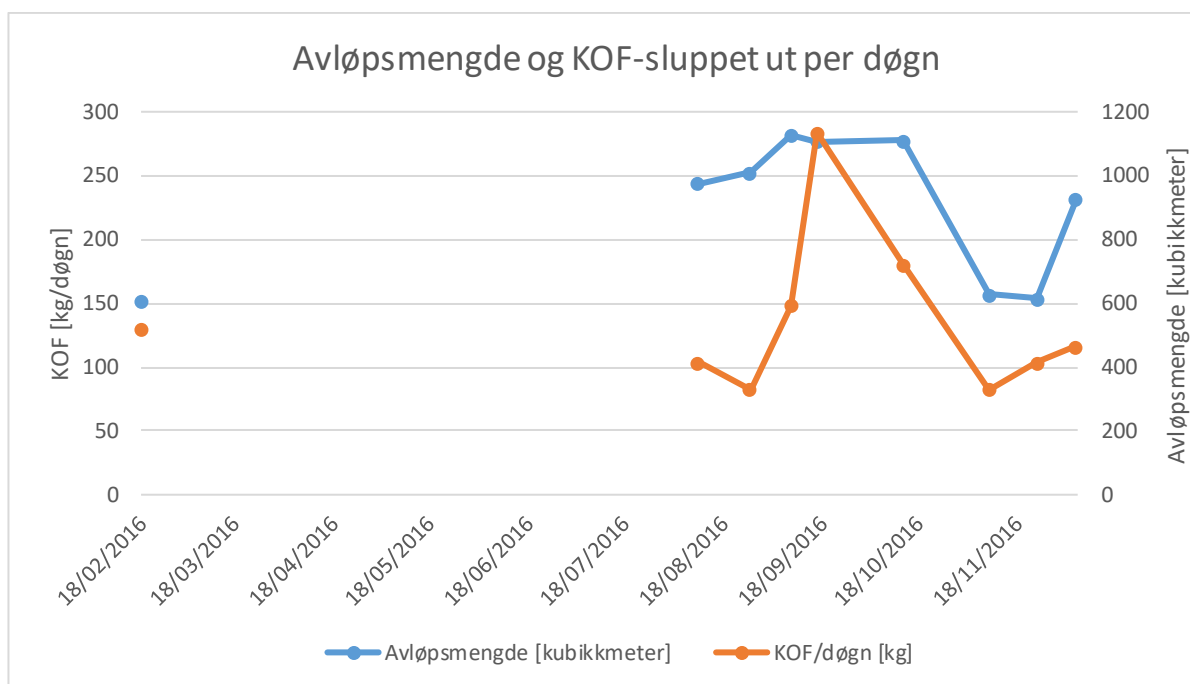
Mengden i tanken er rundt 300 m<sup>3</sup>, mens konsentrasjonen holder seg på rundt 3000 mg/l. Det er disse verdiene som legger grunnlaget for mengden avløpsvann som kan slippes i døgnet. Denne mengden er satt til 1150 kg av Nora. Kravene til KOF-utslipp er i stor grad under kontroll, men under produksjon av rødbeter er kapasiteten til buffertankene i grenseland.

## 1.5.2 Avløpsanalyser

For å gi ett bedre innblikk i kvaliteten på avløpet velges det å presentere kvalitetsparametere som er gjort av kontrollinstans i kommunen. Disse verdiene er tatt fra prøvedøgnene som er en gang i måneden når anlegget er i drift. Derfor vil det ikke være målinger fra begynnelsen av mars til slutten av februar.

### 1.5.2.1 Mengde utslipp:

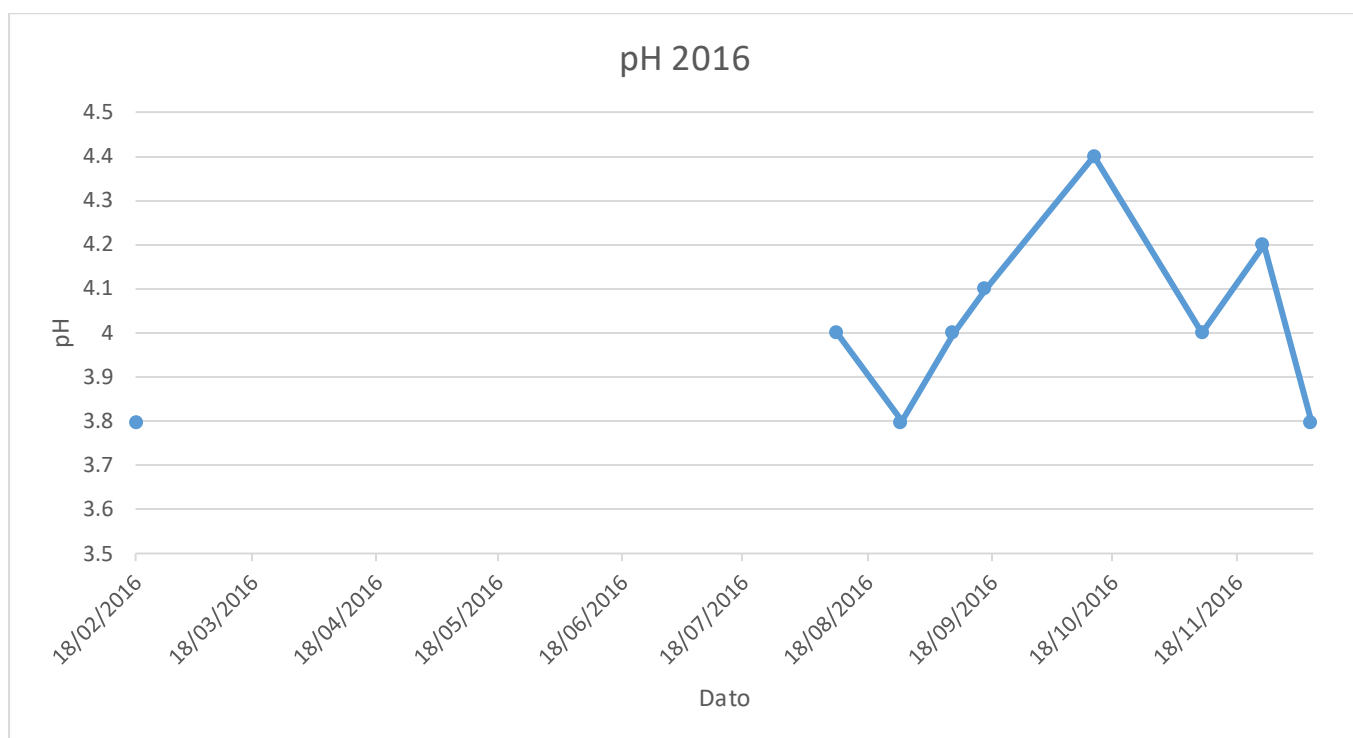
Mengde utslipp blir både målt i både volum/døgn og som kg KOF/døgn. For å få en idé om hvor mye avløp som slippes ut av renseanlegget illustreres dette med grafer. Grafene gir ett innblikk i hvor mye belastning avløpet forårsaker ledningsnett og kommunalt renseanlegg.



Figur 3: KOF-verdier fra avløpsanalyser utført i prøvedøgn

### 1.5.2.2 pH og alkalitetsprøver:

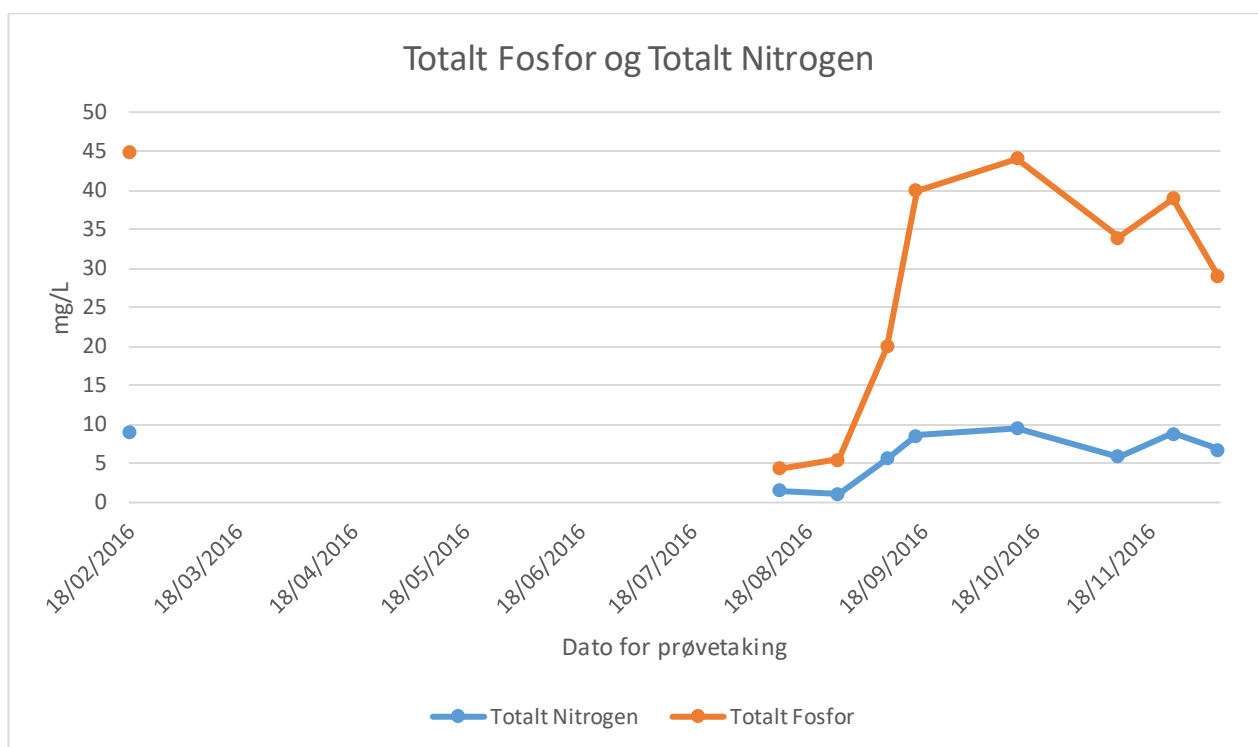
Det kan observeres at pH-en holder seg under 4.5, i alle prøvedøgnene, med laveste verdi på 3.8. Det er disse verdiene som er bakgrunnen for at nye tiltak må gjennomføres. Kravet til alkalitet er satt til 1 mmol/l, og bestemmes av titrering ned til pH 4.5. At alle prøvene hadde pH under denne verdien, forklarer hvorfor alkalitetsmålingene som ble gjort holdt seg under 0.03 mmol/l.



**Figur 4: pH-målinger utført på utløpsvannet i prøvedøgn. Disse prøvene er gjort ved avløpsanalyser på anlegget i 2016.**

### 1.5.2.3 Totalt fosfor og totalt nitrogen:

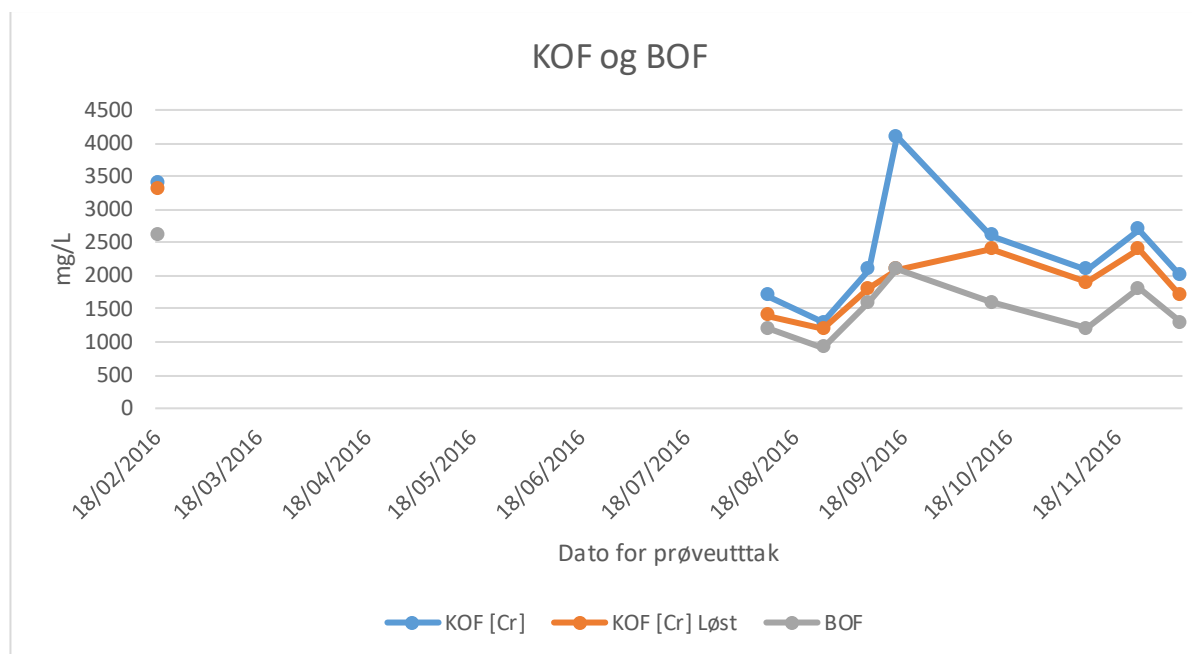
For totalt fosfor og totalt nitrogen er det ikke satt noen spesifikke krav i påslippsavtalen, men de skal måles og vurderes. For totalt nitrogen holder denne seg under 10 mg/l mens totalt fosfor holder seg under 45 mg/l. Men i måleresultatene kan det være stor variasjon i både totalt fosfor og totalt nitrogen. Dette kan skyldes at det var ulike produksjonslinjer da de ulike prøvene ble tatt.



Figur 5: Oversikt over fosfor og nitrogen innhold i avløpet fra NORA av prøver tatt i måledøgn.

### 1.5.2.4 KOF og BOF

Både KOF og BOF måles ved prøvedøgn, selv om det bare stilles krav til KOF. Dette skyldes at BOF gir en bedre indikasjon på hvordan mikroorganismer vil reagere på det organiske materialet. KOF måles både i løst og uløst form. KOF i løst form gir en god indikasjon på hvor mye av organiske materialet som er lett tilgjengelig for mikroorganismer.

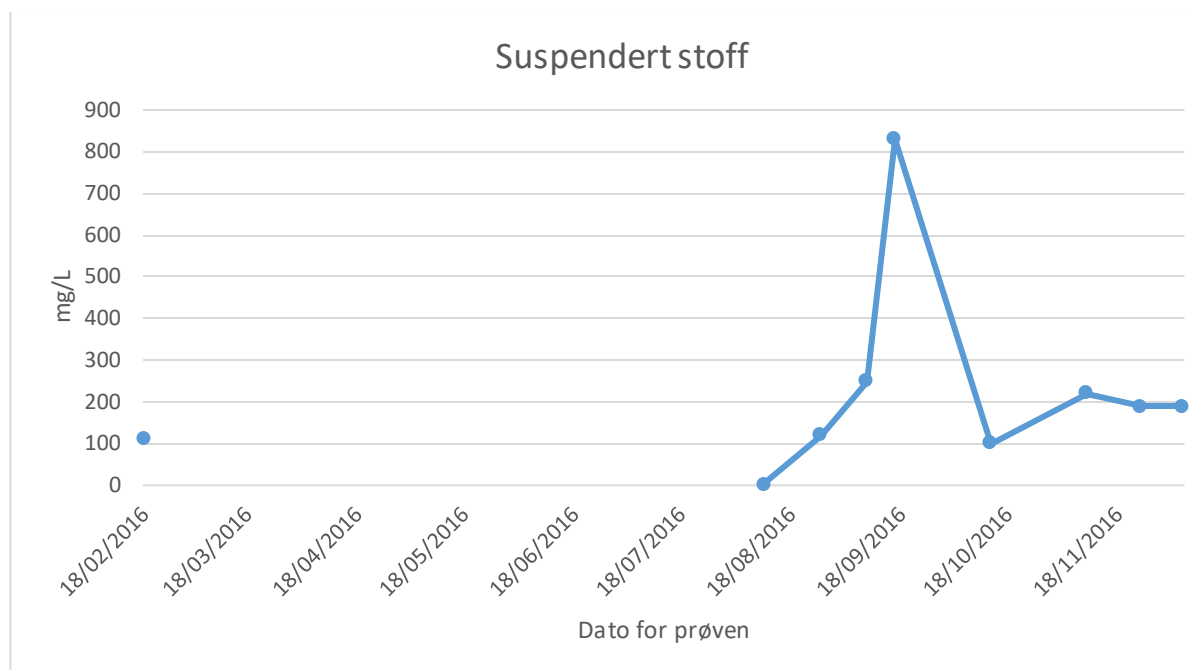


**Figur 6: KOF og BOF-verdier gjort ved måledøgn**

Det er verdt å legge merke til at den oppløste KOF-en nesten overlapper uløst KOF. Dette indikerer at materialet er meget lett tilgjengelig for mikroorganismer for nedbrytning. Hvis KOF løst er høy gir det også mening at BOF-verdiene er høye da disse gjerne følger hverandre. Det er også god overensstemmelse mellom disse verdiene og andre KOF-verdier målt på anlegget.

### 1.5.2.5 Suspendert stoff:

For suspendert stoff ser man generelt stabile verdier, men på testen gjort 16/09.2016, var verdien 830 mg/l. Denne verdien er meget høy, men kan også observeres på KOF-målingene. Det er ikke satt noen spesifikke krav til innholdet av suspendert stoff, men det er kjent at suspendert stoff kan føre til slitasje på måleinstrumenter.



Figur 7: Andelen suspendert stoff i avløpet fra NORA

### 1.5.2.6 Andre data:

Det er satt krav til innholdet av maksimumsinnhold av fett på 200 mg/l, men det er ikke gjort målinger på dette av kontrollinstans. Det skyldes at det ikke er forventet store mengder fett da det for det meste dreier seg om produksjon av vegetabiliske produkter og planterester ikke har høyt innhold av fett. Under produksjon av pizzasaus brukes det olje, men det er ikke snakk om store mengder, og heller ikke ofte.



### 1.5.3 Rapport fra driftsassistansen i Østfold

I februar 2010 ble det utført en utbedring og kontroll av en VA-tekniker hos Driftsassistansen i Østfold IKS. Denne rapporten gir oss et innblikk i tidligere utfordringer og tiltak som er utført på rensesanlegget. Dette er viktig å ta med i en videre vurdering av anlegget. Her gjøres det en vurdering av rensesanlegget generelt samtidig som en rekke punkter ble kontrollert:

1. Kontroll av pH med eget utstyr på forskjellige steder i «innløps- og utløpskasse»
2. Kontroll av kobling mellom pH-meter og doseringspumpe.
3. Kontroll av doseringspumpe. Greier pumpe og levere nok mengder lut i forhold til forskjellige typer prosessvann?
4. Kontroll av lut og innblanding. Er «mikser» god nok, fungerer lufting? Test med manuell blanding ved bruk av «blandestav».
5. Kontroll av anlegget generelt.

Kontrollen viste at ved produksjon av surkål viste utløpet greie verdier, men ved produksjon av rødbeter falt pH under anbefalt nivå ved utslipp. Det ble etter utført inspeksjon tatt følgende konklusjoner og foreslått følgende tiltak:

1. I utløpskassen (blandekammeret) var pH lavere ved utløp enn innløp. En av grunnene til lavere pH skyldes at vann som siver ut av avfallet fra trappesilen, sendes tilbake til utløpskassen nært utløpet til denne. Dette vil da falle utenfor pH-styringen og dermed ikke ha noen innvirkning på hvor mye lut som doseres.
  - a. **Forslag til tiltak:** Flytte innløp av dreneringsvann nærmere innløpet i utløpskassen
2. Kontrollen av koblingen mellom pH-meter og doseringspumpe er i orden
3. Doseringspumpen greier ikke å levere nok lut når prosessvannet har en pH på 3.9 (altså produksjon av rødbeter). Vanngmengden er da på ett maks på 8 l/s (eller 28800 l/h).
  - a. Doseringspumpen ga i dette tilfellet maks 15 l/h (eller 4 ml/s). Mengden prosessvann ble da målt til ca. 8 liter per sekund. Dette tilsvarer et blandingsforhold på 1:2000. Her valgte de å gjøre ett forsøk ved å tilsette 0.5mL lut til prosessvannet inntil pH ble akseptabel.

b. Resultat av forsøk:

- i. Prosessvann: pH 3.9
- ii. Etter tilførsel av 0.5 ml lut til 0.5 l prosessvann: pH 4.9
- iii. Etter tilførsel av 0.5 ml lut til 0.5 l prosessvann med 0.5 ml lut: pH 9.6

Resultatet av forsøket er at selv ved en dobling av doseringspumpens kapasitet så forblir pH ganske lav. Ved en tredobling av tilsetning stiger pH-en til 9.6.

Det kan dermed virke som om lut-doseringen er underdimensjonert for maksstrømmer.

**Forslag til tiltak:** Gjennomføring av tiltak nr. 1 bør avvantes, og vurderes etter nye pH-målinger.

4. Lufteanlegget er ikke sterkt nok til å lufte i begge kassene. Ved justeringen av ventile ne ble det registrert redusert luting i begge kassene. Det ble også observert at det ikke er noen lufting i delkammer 2, her var det også mye slam i bunnen. Ved måling av pH-en i slammet ble det funnet at dette hadde en pH på 5. Resten av vannet hadde en pH på 9.8.

**Forslag til tiltak:** innstallering av større kompressor for luftingen med ekstra rør ned i delkammer 2 for å sikre bedre suspensjon. Alternativt kan det opprettes rutiner for oftere tømning og spyling av kassene.

5. Den generelle kontrollen av renseanlegget viser at det virker i stand til å kunne utføre oppgaven sin dersom det er bedre styring av lut og ved omkobling av urensset prosessvann ved utløpet.

Sluttkommentar fra rapporten: Stabburet har i en lengre periode hatt problemer med for lav pH på vannet som leveres til kommunalt nett. Ved utføring av ovennevnte tiltak kan bedriften få med kontroll på pH utslipp. En prøveperiode hvor man kobler av avrenningen fra container ute til sluk, vil kunne påvise om anlegget fungerer utenom tilføringen av dette vannet.

Ved inspeksjon av anlegget i seinere tid ser man at alle foreslåtte tiltak er utført. I 2012 ble anlegget igjen ekspandert til å inkludere 2 buffertanker, som ble plassert etter blandekammeret. Ved innstallering av buffertanker opphørte reguleringen av lut-dosering basert på pH, slik det var på tidspunktet for rapporten fra driftsassistansen i Østfold (Hagen, 2017). På dagens anlegg er det både lut og alkalitetsdosering, grunnet problemene med lav pH ved utslipp.

## 3 Anleggsbeskrivelse

### 1.6 Beskrivelse produksjonsprosess:

Det er viktig å vite om hva som skjer før renseanlegget for å kunne ha et godt grunnlag for karakteristikene til avløpet. Det er valgt å ikke ta med bilder da mye av produksjonsarealet inneholder sensitiv informasjon. Det fantes ingen målinger på hvor mye avløpsvann som kom fra de ulike prosessene, men det kan gis et anslag basert på observasjoner av de ulike avløpsstrømmene.

På produksjonsanlegget er det flere produksjonslinjer, som blir brukt etter hva som skal lages og hvordan det skal konserveres. Disse produksjonslinjene har ikke samme produksjonstrinn, som vil si at avløpsmengdene og kvaliteten vil være annerledes etter hva som produseres. Videre vil det fokuseres mest på produksjon på glass, som blant innebærer rødbet produksjon.

#### 1.6.1 Jord og steinvask:

Inne på produksjonsanlegget går grønnsakene først gjennom vasking for å fjerne det meste av jord og steiner som kan komme med grønnsakene. Mengden jord og stein er ulik for de ulike grønnsøkene. Agurker er i stor grad fri for jord og stein. På kålen blir de ytterste bladene fjernet og det er lite jord og stein å forvente. Rødbetene har størst andel jord og stein, noe som er typisk for rotgrønnsaker. I denne delen av prosessen er det et eget jord- og steinfang for å fange opp størsteparten av jord- og steinmateriale før det sendes til renseanlegget. Undersøkelser gjort viste at pH-en på avløpsvannet var rundt 7.4.

#### 1.6.2 Koking og oppkutting:

Spesielt rødbeter må kokes før de konserveres og kuttet opp. Dette krever mye vann, og sørger for en god temperaturøkning. Etter oppkoking blir grønnsakene kuttet opp av maskiner. Denne delen av produksjonen krever lite vann, men kan sørge for en god del organisk avfall. Undersøkelser av pH-en på dette avløpsvannet viste at den lå rundt 6.3.

#### 1.6.3 Glass- og vakuumfyller:

Etter oppkutting blir grønnsakene satt på glass. Deretter settes det på lokk, som krever bruk av en vakuumfyller. Vakuumfylleren suger med seg en del av lakevannet, som sendes videre til renseanlegget. Undersøkelser målte en pH på rundt 4.38, og en volumstrøm på ca. 0.12 l/s. Dette er ca. 4.1 % av vannet under en produksjon på 250 m<sup>3</sup>/døgn. Den rene laken fra ferdig produkt har pH rundt 3.2, lite til ingenting av ren lake sendes direkte ut på nettet.



**Sandfang:** Vaskevann og prosessvann sendes i samme rør fra produksjonslinjene med selvføll. Her fjernes de største partiklene som synker til bunnen, mens partikulært materiale holdes i suspensjon ved blåser B1, som går kontinuerlig. Her er det plassert en nivåmåler, LT 1 som kontrollerer tømning av sandfang. Ved målinger på anlegget viste det at frekvensen for tømning av sandfanget var ca. 10 – 15 minutter under produksjon av rødbeter. Fordi rødbeter er det mest vannkrevende av produktene er frekvensen ventet å avta for andre produkter.

**Trappesil:** Gammel buesil, som er vist på de originale flytskjema, er fjernet og byttet ut med en trappesil. Trappesilen har en poreåpning på 1-2 mm, men under drift dannes det en slamkake på toppen av silen, det kan dermed antas at poreåpningen er en del mindre. For å pumpe vannet til buesilen er det plassert 2 parallelle pumper, P1 og P2, av vedlikeholds hensyn. Pumpene P1 og P2 blir styrt vha. signaler fra nivåmåler LT1. De går med fast turtall og alterneres ved hver pumpesekvens. Det er verdt å merke at pumpe P3, og spylesystem er fjernet i forbindelse med installering av trappesil.

**Containere:** Avfallet fra trappesilen blir tømt i containere, og blir håndtert eksternt. Avrenning fra containere og evt. trappesil blir sendt direkte til blandekammer gjennom et sluk.

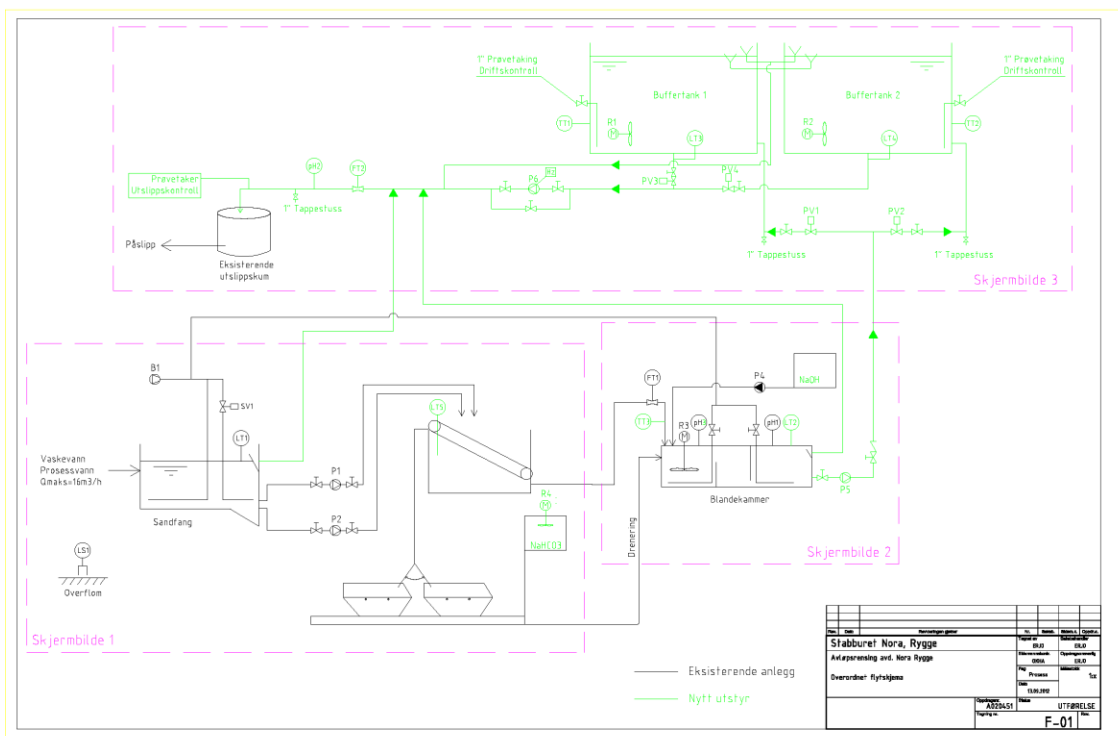
**Blandekammer og dosering av lut:** Fra trappesilen blir det sendt til blandekammeret, på veien hit blir volumstrømmen målt i flowtransmitter (FT1). I blandekammeret måles pH [pH1], temperatur (TT3) og nivå (LT2). I blandekammer tilsettes NaOH ved hjelp av en doseringspumpe der doseringen justeres manuelt, men dette er ikke vist i flytskjema. I tillegg til NaOH tilsettes også Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> for alkalisering, men dette går igjennom drenering og ikke eget rør. Ifølge funksjonsbeskrivelse reguleres tilsetning ved hjelp av pH-meter plassert i blandekammeret, men i praksis stemmer ikke dette. Blandekammeret er også koblet til lufte-systemet B1, men dette er ikke kraftig nok til å tildele luft til både hele sandfanget og hele blandekammeret. I tillegg til dette befinner det seg en omrører (R3) som er plassert i det første delkammeret i blandekammeret for å sørge god innblanding av lut og avløpsvann.

**Buffertanker:** Det er installert 2 buffertanker med volum 350 m<sup>3</sup>. Deres funksjon er å sørge for at man holder seg under tillatt utslippsmengde over tid. Buffertankene drives satsvis annenhver dag, hvor den ene fylles mens den andre tømmes. I hver av tankene er det en omrører (R1 & R2), suspensjon, nivåmåler (LT3 & LT4), temperaturmåler, og prøvetakingspunkt for driftskontroll. Funksjonen til omrørerne er å holde eventuelle partikler i suspensjon for å hindre bunnslam. Daglige prøver av KOF må tas for å styre utløpspumpen/utløpet som kan gå på kommunalt nett.

**Utløpskum:** Rett før tappestussen som ligger før utslippskummen er det plassert både en volumstrømmåler og et pH-meter. Her er det også plassert en tappestuss for prøvetaking ved utslippskontroll.

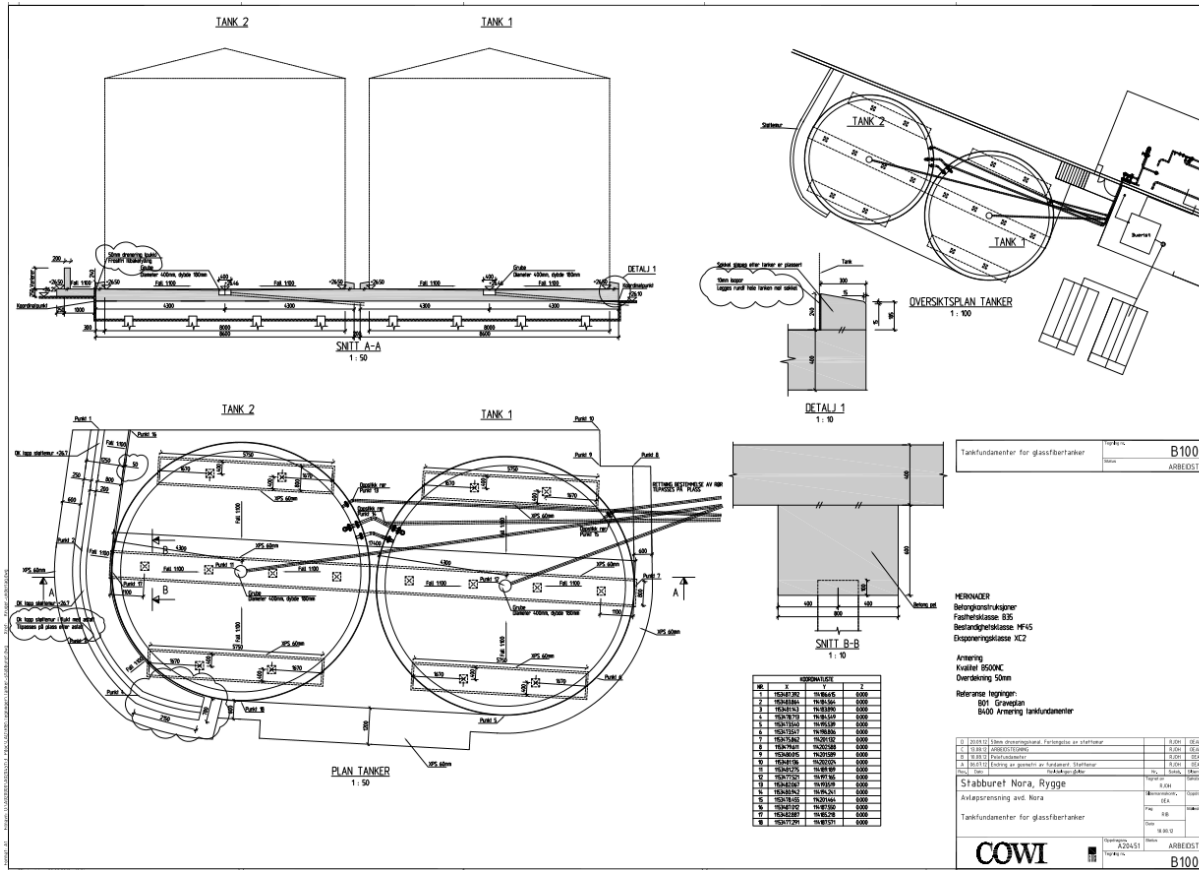
**Overløp:** Her vil alt vannet som av en eller annen grunn forlater systemet, sendes direkte på avløpsnett. Dette kan for eksempel skje ved prøvetaking, tette rør, vasking eller søl.

Det ble notert noen forskjeller på det nåværende anlegget og derfor ble det laget et oppdatert flytskjema som vist under, de viktigste oppdateringen gjelder at det er en ekstra pH-måler i blandekammeret. Det er også lagt til en karbonattilsetningstank som tilsetter karbonat gjennom dreneringssystemet. Som nevnt over er også buesilen byttet ut med en trappesil.



Figur 9: Oppdatert flytskjema over det nåværende anlegget på Nora. Se vedlegg 0

## 1.7.2 Beskrivelse av buffertank



Figur 10: Tekniske tegninger av tankfundamenter i glass fiber.

Tankene er så å si identiske med hvert sitt volum på 350 m<sup>3</sup>, og en radius på 4300 mm. Helningen i bunnen av tankene er meget liten med verdien 1:1000. De har et lite hull i midten med diameter 400 mm og dybde 180 mm, og det er her rørene til utløpene går. Bemanning på stedet har observert bunnslam med en tykkelse på rundt 20 cm ved inspeksjon av tanken.

Prosedyre for buffertank:

- Buffertank fylles opp annenhver dag. Det vil si at den ene fylles mens den andre tømmes.
- Rengjøring på innsiden av tanken skjer omtrent en gang i året. Forrige rengjøring ble utført i romjulen 2016.

### 1.7.3 Beskrivelse karbonattilsetning

For anlegget ble det ved en inspeksjon tatt bilder av lut og karbonattilsetning.



Figur 11: Tilsetning av karbonat



Figur 12: Tilsettingstank for karbonat

Det er verdt å nevne at det tilsettes natriumkarbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) og ikke natriumbikarbonat ( $\text{NaHCO}_3$ ) som vist i flytskjemaet. Ved inspeksjon ble det funnet bruk av produktet natriumkarbonat fra Ciech Soda Polska, med CAS-nummer 497-19-8 (eller EG/EC-nummer 207-838-8).

Doseringsprosedyre:

- Natriumkarbonat tilsettes i bagger gjennom døgnet. Ved produksjon av rødbeter tilsettes det 3 bagger. Denne doseringen er det ikke funnet et godt grunnlag for. Blandingsforholdet mellom vann og temperaturen er ikke bestemt. Det samme gjelder temperaturen på vannet når dette blandes.
- Tilsettingstanken er gammelt utstyr som er brukt igjen, og ikke tilpasset dette anlegget.
- Som vist på bildet kan det også observeres at karbonatet ikke blandes ordentlig ut i tanken, og at mye avsettes på sidene.
- Det er heller ingen pumpe, og tilsettingen styres av en manuell ventil som åpnes og lukkes av driftsansvarlig. Denne blandingen av vann og natriumkarbonat sendes til dreneringen, som er det samme som vann fra containere, og sendes til blandekammeret.



## 1.7.4 Beskrivelse av lut tilsetting



Figur 13: Styring av dosering av lut



Figur 14: Doseringspumpen til lut

På bildene over ser man doseringspumpen til lut. Den er fra IWAKI CO., LTD, og av modellen EH-E46V6-20PE5. Den har en maks kapasitet på 750 ml/min (Iwaki pumps, 2006). Luten som doseres suppleres av Solberg Industri AS og har CAS-nummer 1310-73-2 (eller Einecs nr. 215-185-5). Konsentrasjonen til luten som doseres er på 32 %, og kommer i tanker på 1200 l. Under de mest vannintensive prosessene har det til nå gått over en slik tank i uken.

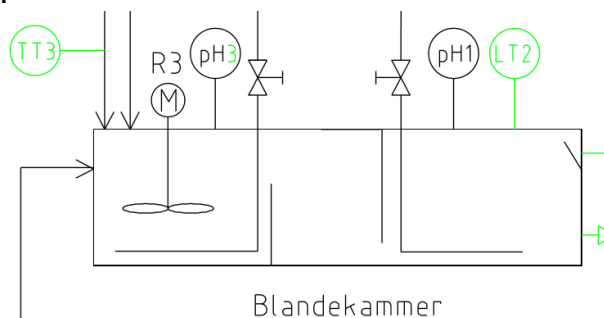
Doseringsprosedyre:

- Doseringspumpen stilles manuelt av driftsansvarlig. Det vil si at den ikke justeres etter noen av de parametrene som måles i tanken som volumstrøm eller pH.
- Det er ingen kontroll på når tanken med lut er tom. Dermed er det en fare for at pumpen blir kjørt i tomgang, samtidig som anlegget går uten lutdosering.
- Ett problem med denne typen pumping er at den ikke greier å ta ut siste resten som befinner seg i tanken. Nåværende håndtering av dette problemet er at det blir dumpet ned i sluket som går til blandekammeret.

### 1.7.5 Beskrivelse av blandekammer

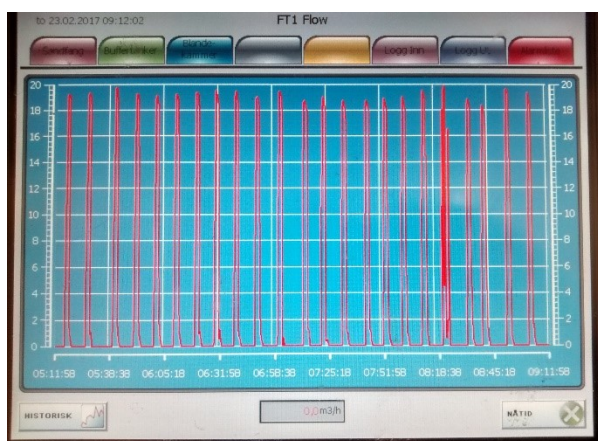


Figur 15: Bilde av blandekammeret fra rensanlegget på NORA

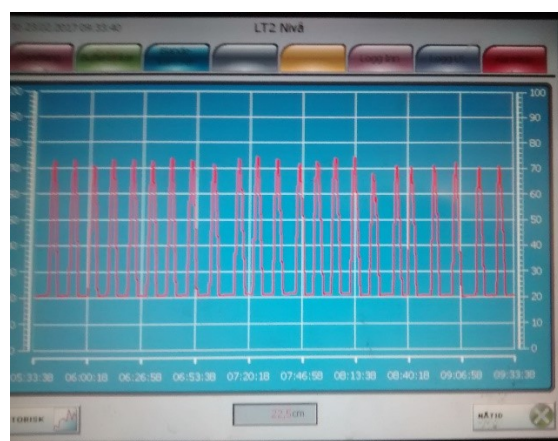


Figur 16: Figur som viser blandekammer fra flytskjema

Blandekammeret består av 3 delkammer. Det første delkammeret benyttes til å blande inn Natriumhydroksid, Natriumkarbonat og eventuelt vann fra drenering.



Figur 17: Volumstrømmåler FT1 inn til blandekammeret



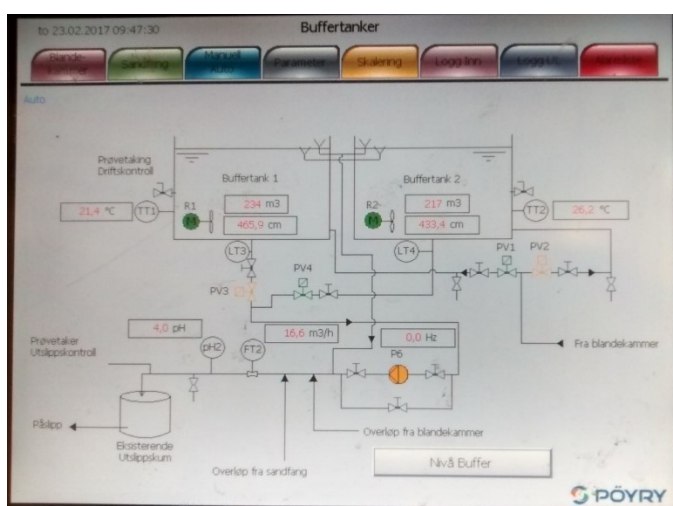
Figur 18: Nivåmåler LT2 som viser nivå i blandekammeret

I Figur 17 kan det observeres hvordan volumstrømmen, som kommer inn i sandfanget, varierer med tiden. Dette kan indikere at pumpene P1 og P2, drives sekvensielt og at sandfanget fungerer som et oppsamlingskammer. Figur 18 viser hvordan volumet i det helt ytterste delkammeret i blandekammeret forandrer seg over tid. Ut ifra grafen leses 24 topper på 4 timer, noe som betyr at det fylles hvert 10. minutt. Denne pumpingen skjer ut ifra nivået i sandfanget, og vil derfor variere ut ifra hva som produseres og vannmengdene dette krever. Disse målingene er data tatt under produksjon av rødbeter.

## 1.7.6 Beskrivelse av datalogger, PLC og transmittere

Anlegget består av flere transmittere, blant annet for volumstrøm, nivå, pH og temperatur. Dette skal gi en oversikt og datagrunnlag for kontroll, vurdering og problemutredning av rensenanlegget. PLC og datalogger fungerer stort sett greit, men det har en tendens til å nullstille seg noen ganger. Dette kan fikses med skift av batteri. Dette har ført til problemer med å vurdere parameterne som er målt på anlegget og sammenligne ulike produksjonstilstander.

Ved inspeksjon av anlegget ble det funnet at noen av transmittere ikke ga overensstemmelse med verdier målt med egne apparater. Dette gjelder spesielt transmitteren pH1 og pH3. pH2 ble nylig byttet ut og gir en akseptabel overensstemmelse. Ellers er det egentlig 2 pH-metere i blandekammer som vises på en separat skjerm. Det er ikke overensstemmelse mellom «kammer-1: DOS», som vist i Figur 20, og pH1 som vises på PLC system fra Pöyry. I tilfellene som er observert har PLC gitt verdier på 13, mens skjermen fra LANGE, Figur 20, gir verdier på rundt 6. Ingen av disse samsvarer godt med målinger gjort på stedet.



Figur 19: PLC system fra Pöyry som brukes til å styre pumper og ventiler, samt logge data fra transmittere



Figur 20: pH-verdier fra pH-transmittere i blandekammeret, apparatet er levert av LANGE



## 4 Teori

### 4.1 Industrielt avløpsvann

Industrielt avløpsvann kan ha meget ulike karakteristikk enn kommunalt avløpsvann. Sammensetningen på industrielt avløpsvann varierer fra industri til industri, men kjennetegnes generelt av mye høyere konsentrasjoner av de samme komponentene som finnes i kommunalt avløpsvann. Industriavløp fra for eksempel metallarbeidene eller galvanotekniske kan inneholde toksiske stoffer, og må renses før det slippes til kommunalt nett (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014).

Det er ikke uvanlig at vannmengden fra industri kan oversige forurensingsmengdene fra befolkningen. Vanlig praksis for mange industrier er å slippe avløpsvann til kommunalt nett. Ved noen anlegg forbehandles også avløpsvannet. Den store variasjonen i sammensetning og mengde avløpsvann gjennom døgnet, uka og sesongene kan føre til utfordringer på både ledningsnett og renselanlegg. Blant annet kan det ved vask ofte benyttes syre, base og vaskemidler som kan føre til store svingninger i pH. Det er derfor ofte generelle krav til avløpsvannets kvalitet og interne tiltak som bør gjennomføres i bedriften før utslipp (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014)

Ved brudd på utslippskrav kan det før til (Norsk Vann, 2011):

- Brudd på utslippskrav påpekes og krav om utbedring sendes.
- I forbindelse med krav om utbedring kan det fastsettes vedtak om tvangsmulkt
- Alvorlige brudd kan være straffbare, enten enkeltpersoner eller virksomheten.
- Overtredelser av utslippskravene kan gi grunnlag for krav om skadeserstatning.

## 4.2 pH

pH er en måling av konsentrasjonen til hydrogenioner ( $H^+$ ) i en væske. Konsentrasjonsmengden indikerer om væsken er sur eller basisk. Nærmere bestemt er pH bestemt av likningen:

$$pH = -\log_{10}(H^+) \quad (1)$$

På allmennspråket sier man at vannet er nøytralt ved pH 7. Dersom pH-en er mindre enn 7 sier man at vannet er «surt». Det betyr at det har ett overskudd av  $H^+$ -ioner. Hvis pH-en derimot er over 7 sier man at det er «basisk» (alkalisk er også brukt). Det betyr at den har et overskudd av  $OH^-$ -ioner. Dette er en sannhet med modifikasjoner, da pH vil bli påvirket av temperatur. Desto høyere temperatur, desto mer  $H^+$  vil være oppløst i vannet. Dermed vil pH-verdiene synke. Men konsentrasjonen av  $OH^-$ -ioner vil også øke. Det som faktisk skjer er pH-en hvor vannet er nøytralt (hverken surt eller basisk) endres. Det man vanligvis betegner som nøytralpunktet til pH er 7.0, men dette er kun når vannet holder temperaturen  $25\text{ }^\circ\text{C}$  under standardbetingelser. Dette nøytralitetspunktet vil øke til over 7 ved temperaturer over  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , og synke under 7 ved temperaturer som er lavere enn dette (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2012, pp. 249-251) (Clark, 2017).

pH-en er en viktig parameter i forbindelse med avløpsrensing da den vil påvirke prosesser, mikrobiologi og skade infrastruktur. For anlegg med kjemisk felling, vil pH-en påvirke effektiviteten til aktuelt fellingsmiddel. I anlegg med biologiske prosesser, er det anbefalte pH-område mellom 6 og 9 (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014). De fleste bakterier fungerer derimot i området mellom 4 og 9, og de har optimalt pH-område rundt 6.5 – 8.5. Det finnes i midlertidig bakterier som kan funksjonere utenom disse områdene, men disse er sjelden av interesse ved biologisk behandling (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2012). Hensikten med lut-doseringen i Noras renseanlegg er å øke pH-en for å opprettholde kravene satt i påslippsavtalen. Årsaken til dette har bakgrunn i korrosjonsfaren som oppstår om avløp har en lav pH på ledningsnett.

### 4.2.1 Dosering av lut

Dosering av lut bør kontrolleres vha. av vannmengden, men også ha muligheten for å kunne overstyres av pH-verdien. pH-området som avløpet skal holde seg innenfor bør velges størst mulig, Hensikten med dette er at man da unngår unødvendig mange start og stopp i lut dosering, noe som vil øke slitasje på utstyr (Stiftelsen VA/Miljø-blad, 2009).

### 4.2.2 Målingsmetoder for pH

Det er flere metoder for å kontrollere og måle pH. I Norge er det hovedsakelig 3 prøvetakingsinstrumenter som brukes for å måle pH:

- Indikatorer: Designet til å skifte farge ved forskjellige pH-nivåer
- Kolorimeter: Denne metoden bruker fargeendring hvor bestemte mengder vann tilsettes en indikator. pH-en kan man finne ved sammenligning med fargeskalaer eller ved fotometriske analyser.
- Elektrokjemiske: Denne metoden tar i bruk en referanseelektrode, og en pH-sensitiv glasselektrode. Ved å måle spenningsutslaget mellom disse to elektrodene kan den angi pH-en i målemediet.

Av disse metodene er det den siste den metoden som er ansett som den sikreste og denne er også mest benyttet i norske VA-anlegg. Selv om metoden er den sikreste er pH-måling en vanskelig prosess som behøver jevnlig kalibrering, samtidig som utstyr krever jevnlig rengjøring.

For avløpsrenseanlegg er vanlig anbefaling å plassere pH-målere ved:

- Innløp
- Luftebasseng
- Sedimenteringsbasseng
- Utslippspunkt
- Utråtning/slam

Dette skal gi nødvendige målinger for kontroll inne på anlegget og informasjon om utløpskvalitet. Ved alle anlegg er det verdt å vurdere om det trenges ekstra pH-målere for å oppnå størst mulig effekt og kontroll av anlegget (Norsk vann, 192 | 2012).

### 4.2.3 Drift og vedlikehold av pH-måler

Hvordan man drifter og vedlikeholder pH-målere kommer an på dets type og merke, men det er generelle likhetstrekk mellom alle pH-målere. Ved høye andeler suspendert stoff, slik tilfellet er på Noras renseanlegg, vil kalibrering bli nødvendig oftere enn om vannet hadde vært av drikkevannskvalitet. Det anbefales kalibrering ukentlig om ikke oftere. Frekvensen til kalibrering kan også vurderes på renseanlegget. Om man ser at pH-målere viser riktige verdier kan frekvensen reduseres, og dersom de ikke viser riktige verdier øker man frekvensen. Ved vurdering på stedet, bør det være ett eksternt pH-meter som verdiene sjekkes opp mot, gjerne flere ganger og ved ulike situasjoner. Når man eventuelt kalibrerer pH-meter, er det viktig å kalibrere for det forventede måleområde (surt eller basisk). Dette gjøres for å få nøyaktige målinger. Ved lagring eller stillstand på anlegget, skal pH-elektrodene befines i egnet bufferløsning for å ikke tørke ut.

Levetiden til pH-metere pleier å være på minst ett halvt år, og generell anbefaling er årlig utskiftning. Dette anbefales av flere grunner, en av de viktigste er at elektrodene er sensitive og fort kan skades. Ved røffere forhold som for eksempel utsettelse for støt og slag, eller mye grums, vil levetiden reduseres.

### 4.2.4 Løsninger og lagring

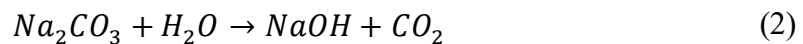
Det finnes 5 vanlige lut og sodaløsninger:

- Kaustisk soda ( $\text{NaOH}$  i granulert form)
- Lut ( $\text{NaOH}$  i væskeform)
- Lesket kalk ( $\text{Ca(OH)}_2$  som hvitt pulver)
- Kalsinert Soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$  som hvitt pulver)
- Krystallsoda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3 \times 10\text{H}_2\text{O}$  som vannklare krystaller)

Alle disse har forskjellige egenskaper, og leveres på forskjellige måter (Stiftelsen VA/Miljøblad, 2009). I dagens anlegg på Nora brukes lut i væskeform som leveres i tanker på  $1.2 \text{ m}^3$ . Dette er en 32 % lut-blanding ( $\text{NaOH}$  i væskeform), og er beskrevet nærmere i delkapittel 1.7.4.



I Kaustisk soda, lut og lesket kalk vil saltet løses opp, og OH<sup>-</sup> konsentrasjonen vil da økes. Dette fører til at pH-en i vannet også øker. For de andre løsningene er det karbonatet (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) som er den aktive komponenten. Karbonatet vil reagere med vann for å skape lut og CO<sub>2</sub> (Norsk Vann, 2017):



Lagring og oppbevaring av tanker under bruk skal skje i ett sikringstrau. Formålet er å forhindre flukt av kjemikalier ved f.eks. skade på tanken. Beskrivelsen av krav og utføring finnes i VA/Miljøblad nr. 36 (Stiftelsen VA/Miljø-blad, 2009).

### 4.3 Alkalitet

Alkalisering er ofte betegnet som vannets evne til å nøytralisere en syre, og omtales av og til som «syrenøytraliseringskapasiteten». Alkalitet og pH er nært knyttet til hverandre, men alkalitet tar i tillegg til pH også hensyn til vannets bufferkapasitet. Analytisk er vannets alkalitet bestemt av mengden sterk syre som kreves for å titrere en prøve til en forhåndsbestemt pH (ofte nær pH 4.7). I Norge definerer man det som den syren man må tilsette for å titrere vannprøven ned til pH 4.5. Det er også denne verdien som er brukt for å definere alkaliteten på Noras anlegg. Dette er interessant å vite da pH alene ikke gir en god nok indikasjon på hvor mye syre som må til for å endre pH-en.

Det finnes flere metoder for å bestemme alkaliteten til en løsning. Den mest vanlige er å tilsette en sterk syre som nevnt over. I ett system dominert av karbonatforbindelser, som er det man vanligvis håndterer i rensesammenheng, er alkalitet definert vha. ligningen:

$$Total\ alkalitet \left[ \frac{mmol}{l} \right] = [OH^-] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] - [H^+] \quad (3)$$

I tillegg til total alkalitet eksisterer også karbonatalkalitet, som er mengden syre som må til for å nå ekvivalenspunktet pH<sub>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></sub>. Kaustisk alkalitet eller OH-alkalitet er en annen referansem metode, som tilsvarende er definert som mengden syre som må tilsettes for å nå ekvivalenspunktet pH<sub>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></sub>. Man kan i tillegg til alkalitet omtale aciditet som er definert som vannets evne til å nøytralisere en base opp til en forhåndsbestemt pH. Aciditet er ikke en like vanlig parameter å forholde seg til, men kan være interessant dersom man har en øvre pH man må forholde seg til. For å omtale alkalitet bruker man enheten mmol/l eller mekv/l (1 mmol/l tilsvarer 1 mekv/l).

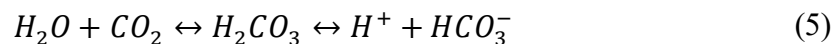
### 4.3.1 Tilsetting av bikarbonat

Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ), også kjent som «bikarbonat», kan brukes for å øke alkaliteten til avløpsvannet, og dermed øke syrenøytraliseringspotensialet. Dette er en «amfolytt» som består i at den kan fungere både som en syre og som en base, og kan dermed virke som en buffer.

Når Natriumbikarbonat tilsettes i vann løses det opp:



Bikarbonat er en del av karbonatsystemet, og konsentrasjonen av  $\text{H}^+$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  vil påvirke likevekten i systemet (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014):



Prosessen innebærer at bikarbonat reagerer med vann og danner karbonsyre ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), og  $\text{OH}^-$ . Videre er det mulig for karbonsyren og splitte seg opp i vann,  $\text{H}_2\text{O}$ , og Karbondioksid. I Norge er dette den vanligste metoden for å øke bufferkapasiteten, men tilsetting av karbonatforbindelser vil også ha en liknende effekt.

## 4.4 Biokjemisk Oksygenforbruk

Dersom man måler oksygenforbruket ved hjelp av biokjemisk nedbrytning brukes måleenheten BOF eller biokjemisk oksygenforbruk, også betegnet som BOD etter det engelske begrepet «Biochemical Oxygen Demand». BOF er definert som «mengden oppløst oksygen som forbrukes til biokjemisk oksidasjon av oppløste og suspenderte organiske stoffer under definerte forhold og innen en angitt tidsperiode» (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). Måleenheten for BOF er ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) eller ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ). Målene angir mengden oksygen som forbrukes per liter.

Det finnes flere versjoner av BOF-målingen, etter antall døgn prøven oppbevares og etter hvilken temperatur. Det vanligste er å måle biologisk oksygenforbruk etter 5 døgns inkubasjon ved  $20^\circ\text{C}$ , og omtales da som  $\text{BOF}_5$  eller  $\text{BOD}_5$ . Den endelige verdien for mikrobiologisk oksygenforbruk oppnås egentlig etter 20 – 30 dager. Men disse verdiene er ikke praktisk å måle fordi mesteparten av aktiviteten vil skje de første dagene (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014). I Norge er kravet til organisk stoff i avløpsvannet bestemt av  $\text{BOF}_5$ -verdien på utslippene. Årsaken er at dette er den parameteren som best beskriver oksygenforbruket som ville skjedd i en eventuell resipient.

## 4.5 Kjemisk Oksygenforbruk (KOF)

Dersom man bestemmer mengden organisk stoff i en prøve ved hjelp av kjemisk oksidasjon brukes måleenheten KOF eller kjemisk oksygenforbruk, også betegnet som COD etter det engelske uttrykket «Chemical Oxygen Demand». Måleenheten for KOF er ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) eller ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), altså det samme som for BOF. KOF er mye vanligere enn BOF som driftsparameter i vann og avløp fordi noen av de mest effektive metodene kan vise resultatene etter rundt 20 minutter. KOF har også den fordel at det kan gjøres uten store investeringer eller mye kunnskap. KOF er derfor den testen som gjøres oftest på renseanlegg.

De vanligste metodene for å bestemme det kjemiske oksygenforbruket består enten av å bruke kaliumpermanganat ( $\text{KMnO}_4$  - betegnes  $\text{KOF}_{\text{Mn}}$ ) eller kaliumdikromat ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  - betegnes  $\text{KOF}_{\text{Cr}}$ ) som oksidasjonsmiddel. Som katalysator brukes gjerne sølvsulfat ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) og/eller kvikksølvulfat ( $\text{HgSO}_4$ ), og testene må derfor håndteres med forsiktighet. Fordi kaliumdikromat er ett sterkere oksidasjonsmiddel enn kaliumpermanganat vil disse verdiene ofte være høyere selv om samme prøvevann er brukt. Dikromatmetoden har evnen til å splitte opp mesteparten av det partikulære organiske materialet og er derfor mer vanlig å bruke på avløpsvann. Permanganatmetoden er derimot mer vanlig å anvende ved prøvetaking på drikkevann som har lavt partikkelinnhold (Heistad, 2016).

KOF er det nærmeste analytiske verktøyet man har for å bestemme Totalt Oksygenforbruk (TOF/TOD). Kaliumdikromat vil oksidere prøvene til en verdi nærmest mulig TOD. Oksidasjonsmiddelet reagerer ikke med ammonium, men vil reagere med  $\text{NO}_2^-$  og  $\text{NO}_3^-$  som kan føre til forhøyede verdier. BOF<sub>5</sub> er sjelden en adekvat målemetode for hvor mye organiske stoffer som totalt kan bli brutt ned i et anlegg. KOF er derfor oftest den parameteren som brukes for designmessige forhold i anlegg (Christensen, 2011, p. 878).

KOF gir ingen informasjon om hvordan det organiske stoffet foreligger, det derfor vanlig å måle KOF på både filtrerte og ufiltrerte prøver. Når man filtrerer en prøve sitter man igjen med oppløste organiske stoffer, dette anser man ofte som lett nedbrytbart organisk materiale da det er lett tilgjengelige for mikroorganismer som næring. Man får da et bedre innblikk i hvor lang tid det vil ta å bryte ned det organiske materialet av mikroorganismer.

## 4.6 Mikrobiologiske prosesser

I alle tilfeller hvor man håndterer organisk materialer vil det være mikrobiologisk aktivitet. Denne aktiviteten er årsaken til eutrofiering, fiskedød i innsjøer og forråtning av matvarer. Slike mikrobiologiske aktiviteter kan derimot også være nyttige om de brukes riktig, da det kan rense avløpsvann eller brukes til å produsere matvarer som øl og yoghurt.

For at mikrobiologiske aktiviteter skal skje må de rette forholdene være til stede. Man har funnet at det er hovedsakelig seks faktorer som påvirker veksten og aktiviteten til mikroorganismer. Disse er vanninnhold, temperatur, næringsinnhold, pH, oksygeninnhold og inhibitorer (Steinkraus, 1992). Disse kravene er forskjellige for alle mikroorganismer, og mikroorganismenes evne til å forbrenne proteiner, karbohydrater og fett. Ved å manipulere disse faktorene kan man kontrollere hvilke bakterier som vokser og hvor fort de vokser.

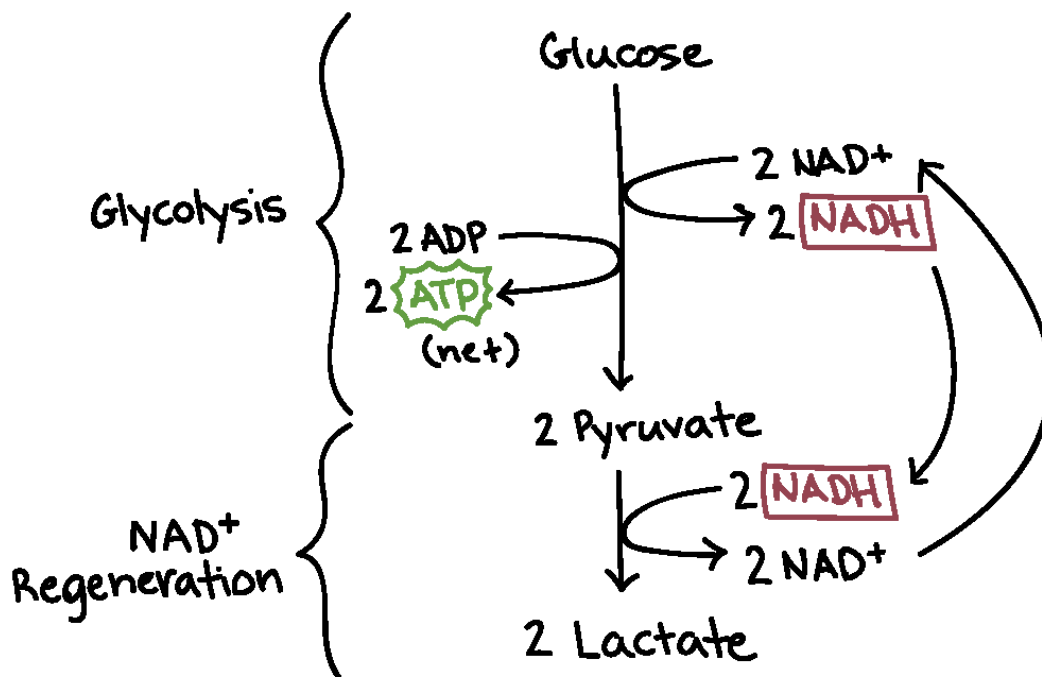
Videre vil det fokuseres på relevante mikrobiologiske prosesser for avløpsrensing og matproduksjon. Grunnet den høye andelen lett nedbrytbart organisk materiale velges det å fokusere på biologiske, fremfor kjemiske, rensemetoder. Dette skyldes at ved høye belastninger av lett nedbrytbart materiale er biologiske renseanlegg de mest effektive (Ødegård, Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann, 1992). Biologiske prosesser brukt til rensing eller behandling av avløpsvann kan deles inn i hovedkategoriene aerob og anaerob nedbrytning.

### 4.6.1 Anaerob nedbrytning

Anaerob nedbrytning (også kalt anaerob respirasjon) er nedbrytning, som oftest av organisk materiale, uten tilgang til oksygen. Anaerob nedbrytning kjennetegner prosessene som skjer ved gjæring og fermentasjon. Når et stoff brytes ned under anaerobe forhold skjer det en delvis nedbrytning av substratet. Energiutbyttet er betydelig mindre enn ved aerob nedbrytning.

#### 4.6.1.1 Melkesyregjæring

Melkesyregjæring er definert som «en katabolsk prosess, begynner med glukose, som produserer melkesyre for å reoksidere NADH» (Tortora, Funke, & Case, 2014, p. 9). Melkesyregjæring består av flere trinn, der det første er glykolyse, her brytes glukose ned til to molekyler av pyrovatsyre. Dette steget er det som generer energi, som brukes til å lage to molekyler av ATP. I neste steg blir de to pyrovatsyre-molekylene redusert av to molekyler av NADH. Dette sanner laktat (melkesyre) og 2 molekyler  $\text{NAD}^{2+}$ . Melkesyre er endeproduktet og vil ikke oksidere videre i denne prosessen, men kan være grunnlag for oksidasjon av andre bakterier. Denne prosessen skaper lite energi, og mesteparten av den energien som blir produsert er lagret i melkesyren (Tortora, Funke, & Case, 2014).



Figur 21: Oversikt over melkesyregjæringsprosessen (Khan Academy, 2017)

Saltlakebehandling og melkesyre-gjæring er i mange land verden over en ønsket prosess da den har lave kostnader, lavt energiforbruk, og fører til nye og ønskete smaker. Det er melkesyre-gjæring som gjør melk om til yoghurt, kål til surkål og sylteagurker av agurker (Tortora, Funke, & Case, 2014). Ved å behandle grønnsakene med salt kan man styre den seinere fermentasjonen/gjæringen ved å trekke ut vannet som fungerer som substrat for veksten av melkesyrebakterier. Melkesyrebakterier vil vokse med letthet på de fleste matsubstrater, men er mer kravstore til medier av kunstig opphav (Steinkraus, 1992).

Det eksisterer et mangfold av melkesyrebakterier som eksisterer, to av de viktigste typene er *Streptococcus* og *Lactobacillus*. Disse melkesyrebakteriene vil senke pH-en til ett punkt hvor andre konkurrerende bakterier ikke lenger kan vokse. Dermed vil de forhindre mikrobiell forringelse av matvarene. For bakterier av typen *Leuconostocs* og *Lactic streptococci* senkes pH-en oftest til rundt 4.0 – 4.5. Andre bakterier av typen *Lactobacilli* og *Pediococci* kan senke pH-en til ned mot 3.5 for egen vekst inhiberes (Steinkraus, 1992)

Surkålproduksjon:

Melkesyre-gjæring av kål er vanlig i den vestlige verden i form av surkål, og i asiatiske land som kimchi. Kålen blir delt opp og omtrent 2 % salt blir tilført. De første organismene som opptrer er vanligvis *Leuconostoc mesenteroides*. Disse initierer veksten i revet kål over større temperaturområder og saltkonsentrasjoner. Denne bakterien produserer CO<sub>2</sub>, melke- og acetatsyrer, som raskt senker pH-en og inhiberer veksten av uønskede mikroorganismer. CO<sub>2</sub>-en vil også erstatte luften og legge til rette for de anaerobe forholdene som kreves for fermentasjon. Fermentasjon avsluttes av *Lactobacillus brevis* og deretter *Lb. Plantarum*, der *Lb. Plantarum* er det som forårsaker den høye aciditeten. Hvis saltkonsentrasjonene eller temperaturene er høye vil *Pecicoccus cerevisiae* utvikles og bidra til syreproduksjonen (Steinkraus, 1992).

Hvor fort fermentasjonen foregår avhenger hovedsakelig av temperatur og saltkonsentrasjon. Ved 7.5 °C er denne prosessen meget saktegående og bakterien *L. Mesenteriodes* vil vokse meget sakte. Heller ikke *Lactobacilli* eller *pediococci* trives i disse temperaturområdene og fullstendig fermentasjon kan ta opptil 6 måneder. Dersom temperaturen økes til 32 °C vil dette 4-6 doble dannelsen av aciditet i løpet av en 10 dagers periode. Det som også kan sees er at om saltkonsentrasjonen øker fra 2 – 3.5 % så vil 90 % av veksten og syreproduksjon avta (Steinkraus, 1992).

Syltete grønnsaker

På Nora produseres det syltete agurker og rødbeter som fylles i glass. Det er flere teknikker som er i bruk i dag, men en av de vanligste er å plassere f.eks. agurker i en 5 % saltløsning. Da vil grønnsakene absorbere salt til det er en likevekt mellom saltet i grønnsakene og laken. Her vil en aciditet på 0.6 – 1.0 (som melkesyre) med en pH på 3.4 – 3.6 oppnås på omtrent 2 uker avhengig av temperatur (Steinkraus, 1992). I Nora sine produkter består laken av en blanding av vann, eddik, sukker, salt og essenser, som er laget for smaken og konserveringsegenskapene.

#### **4.6.1.2 Metanproduksjon**

Metanproduksjon er en form for anaerob nedbrytning, og vil skje med de fleste typer slam og annet organisk avfall. Prosessen skjer typiske i lukkede og oppvarmete tanker, og kan deles opp i flere trinn. De første trinnene omdanner organiske rester til løste forbindelser, for eksempel organiske syrer og alkohol. Det siste trinnet er den videre omdanningen til metan. Relevante faktorer for produksjonshastighet og kvalitet er temperatur, pH, oppholdstid, slamkvalitet og type slam (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014) (Christensen, 2011).

Litt nærmere beskrevet vil anaerob utråtning av slammet gjøre organisk karbon om til uorganisk karbonholdig gass. Denne inneholder metan og karbondioksid, i tillegg til små mengder H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> og H<sub>2</sub>S. Samtidig vil det også dannes forråtnet slam (biorest). Slam eller avløpsvann blir ført inn i en lukket og oksygenfri tank. Her vil det foregå flere prosesser, De viktigste er hydrolyse, fermentasjon (også kalt «acidogenese» eller «syredannelse»), acetogenese (acetatdannelse) og metanogenese (metandannelse). Sluttproduktene blir hovedsakelig metangass og karbondioksid, der cirka 60 – 70 % er metangass og resten er CO<sub>2</sub> og sporgasser. Dette blir sluttproduktene uansett hvordan den anaerobe nedbrytningen ser ut (Christensen, 2011) (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014).

Man kan skille mellom biogassproduksjon med mesofile (35 – 38 grader celsius) og termofile (50 - 65 grader celsius). Mesofil anaerob nedbrytning er det mest vanlige systemet, og er mer stabilt og mindre energikrevende enn den termofile prosessen. Reaksjonshastigheten vil øke med temperatur og den mesofile prosessen vil dermed ha en lavere biogassproduksjonsrate. En mesofil prosess vil heller ikke føre til en reduksjon av patogene organismer, som gjerne er ønskelig ved gjenbruk av bioresten. I tillegg til inndeling etter temperaturområde er det vanlig å dele inn i våt- og tørrkompostering basert på tørrstoffinnholdet. Hvis tørrstoffinnholdet er under 12 % er det «våt» og hvis den er over 30 % sier man at den er «tørr». Enda en inndelingskategori er kontinuerlige og diskontinuerlige prosesser, avhengig av hvordan avløpet mates inn i prosessen (Christensen, 2011) (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014).

For at prosessene skal foregå optimalt bør pH-en være rundt 7. De metanogene bakteriene er de mest sensitive for pH-ending. En eventuell avvikelse fra den optimale verdien skyldes vanligvis noe som er introdusert i innstrømningen. Eventuelle avvikelser kan også oppstå som en konsekvens av overflødig produksjon eller akkumulasjon av syre eller base konversjonsprodukter. Eksempler på dette er flyktige fettsyrer eller ammoniakk (Cavinato, 2017). Det er også normalt at lagring av avløpsvannet kan føre til syredannelse som hemmer biogassprosessen (VITO, 2017). I boken «Biological wastewater treatment» er det nevnt at i ett enfase-system med høy volumetrisk belastning (VOL) kan produksjonen av flyktige fettsyrer øke. Dersom denne raten øker fortere enn de metanproduserende prosessene kan dette føre til en opphopning av flyktige fettsyrer og en tilhørende pH-senkning (Grady Jr., Daigger, Love, & Filipe, 2011).

I tillegg til påvirkningen av pH på prosessen er det nevnt at for det mesofile temperaturområdet skal man ved temperaturer lavere enn 32 °C overvåke prosessen forsiktig. Dette skyldes at produksjonen av flyktige syrer kan fortsette med en rask rate helt ned til 21 °C. Metanproduksjon stilner i stor grad under disse temperaturene (Gerardi, 2003).

#### Hydrolyse

Hydrolyse er en kjemisk reaksjon hvor et molekyl blir splittet gjennom en reaksjon med ett vannmolekyl (The Oxford Dictionary, 2017). Den generelle likningen for nedbrytningen ved hjelp av hydrolyse foregår som følgende likning:

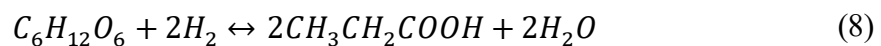
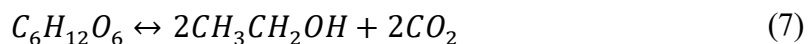


Her representerer AB ett sammensatt molekyl, H<sub>2</sub>O er vannmolekylet og AH består av delen A fra AB og et H<sup>+</sup>-ion men BOH består av B fra AB og delen OH<sup>-</sup> fra H<sub>2</sub>O (Encyclopædia Britannica, 2016). Det er tre hovedklasser av stoffer som kan bli hydrolysert: karbohydrater, proteiner og lipider. Noen enkle karbohydrater finnes i sukker, stivelse o.l. Disse er lett nedbrytbare, mens for eksempel lignocellulose (bestående av cellulose, hemicellulose og lignin, og bygger opp det vaskulære systemet til planten) er tungt nedbrytbare. Matavfall består vanligvis proteiner og lipider, som er lettere nedbrytbare enn karbohydrater. Produktene fra nedbrytningen ved hjelp av hydrolyse er enkle sukkerkjeder, aminosyrer og langkjedede fettsyrer (Christensen, 2011). Hydrolysen har et optimalt pH-område på mellom 5-7 (Cavinato, 2017).



Fermentasjon (Acidogenese)

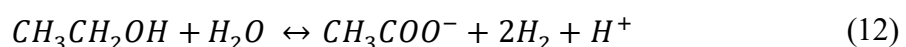
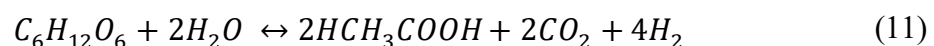
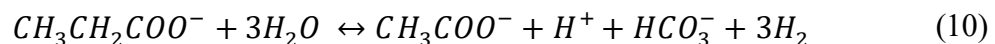
Gjennom fermentasjon blir sukker og aminosyrer videre konvertert til flyktige fettsyrer, alkoholer, ketoner, hydrogen og CO<sub>2</sub>. Dette skjer ved hjelp av acidogene (syredannende) bakterier, og er derfor ofte kalt acidogenesasjon, og den vil fortsette nedbrytningen som ble startet i hydrolyse. Fermentasjon er en rask prosess med mange reaksjonsveier, mellomprodukter og endeprodukter. De flyktige fettsyrene består av maursyre (HCOOH), eddiksyre (CH<sub>3</sub>COOH), propionsyre (CH<sub>3</sub>CH<sub>2</sub>COOH), melkesyre (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O<sub>3</sub>), metanol (CH<sub>3</sub>OH) og etanol (C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH) med flere (Serna, 2009). 3 typiske ligninger for nedbrytningen av glukose er som følger:



Her blir glukose konvertert til etanol, propansyre og eddiksyre respektivt. Acidogenese prosessen har et optimalt pH-område på 5-7, men vil også foregå ved lavere pH (Cavinato, 2017).

Acetogenese:

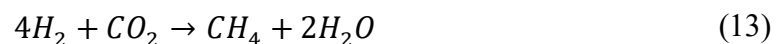
I denne prosessen blir de resterende produktene fra fermentasjonsprosessen: melkesyre, smørsyre, og alkoholer oksidert av acetogene (acetatdannende) bakterier til hydrogen, CO<sub>2</sub> og eddiksyre(etansyre). Innholdet av hydrogen har en viktig rolle, fordi denne prosessen kun skjer dersom deltrykket til hydrogen er lavt nok. Det er 3 reaksjonsligninger som kan forklare det som skjer:



Eddiksyre kan virke inhiberende på metandannelse ved lave pH-verdier. Ved pH-verdier under 5, vil den ikke-ioniserte formen være fremtredende. Dette kan forårsake en overbelastning av eddiksyre inne i cellen. Ved pH-verdier over 8, vil eddiksyre være på ione-form, og vil dermed ikke passere cellemembranen. Dette kan forårsake en akkumulasjon på utsiden av cellen, som fører til overbelastning i påfølgende prosesser (Cavinato, 2017). Ved eksperimenter gjennomført på eddiksyreproduserende bakterier, ble det funnet at noen kan senke pH-verdien fra rundt 6 ned til rundt 3.5 for aerobe bakterier. For anaerobe bakterier kan denne pH-verdien senkes fra rundt 7 ned til 5. Denne prosessen tok 20 – 30 timer for de aerobe bakteriene og rundt 50 for de anaerobe bakteriene (Menzel & Gottschalk, 1985). Acetatproduksjon foregår helt til pH-en nærmer seg 5, men har også vært observert på lavere pH før den inhiberer egen vekst (Shah, Mahmood, Shah, Pervez, & Asad, 2014).

Metanogenese:

Den fjerde og siste fasen i anaerobisk nedbrytning kalles metanogenese. I denne fasen konverterer mikroorganismer hydrogen og eddiksyre til CH<sub>4</sub> og CO<sub>2</sub>. Bakteriene som sørger for denne konverteringen trives best i anaerobe og kalles metanogener (metandannere). Reaksjonene som skjer kan beskrives med ligningene:



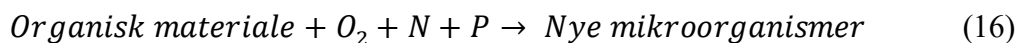
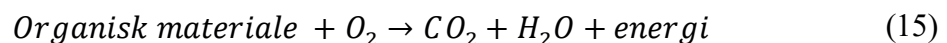
Den øverste ligningen beskriver prosessen som forårsakes av hydrogenotrofe metanogener, og står for omtrent 1/3 av metanproduksjonen. Hydrogenotrofe metanogener har høyere vekstrate og er mindre sensitive enn sin motpart acetoklastiske metanogener (*Methanosarcina*, *Methanosaeta* (*Methanotherix*)). Sistnevnte forårsaker reaksjonen beskrevet i den nederste ligningen, og står for de resterende 2/3 av metanproduksjonen (Cavinato, 2017). I tillegg til disse produktene, blir det også igjen noen materialerester som ikke er biologisk nedbrytbare. Eddiksyre oksidasjon er en alternativ prosess for nedbrytningen av eddiksyre. Denne prosessen er mer vanlig for termofile prosesser, det vil si rundt 60 °C, hvor denne prosessen i større grad favoriseres (Petersen & Ahring, 1991).

Metanproduserende bakterier er sensitive til både høye og lave pH-verdier, i større grad enn andre mikroorganismer. pH-verdier mellom 6.5 – 8, anses som nødvendig for å opprettholde tilstrekkelig aktivitet. Fordi både acidogenese og hydrolyse er syreproduserende prosesser vil

disse prosessene senke pH-verdien. Både acidogenese og hydrolyse kan dermed hemme metanproduksjonen under. Men dette skjer vanligvis ikke da produksjonen av metan øker alkaliteten. Prosessen vil da være stabil under riktige forhold (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014). De metanproduserende bakteriene er som nevnt svært sensitive og trives best under anaerobe forhold. I tillegg til å være pH-sensitive er de også sensitive til tilstedeværelsen av tungmetaller, vaskemidler, ammoniakk, sulfider og varierende temperaturer. Metanproduserende er også saktevoksende og det er stor sannsynlighet for at de spyles ut dersom de ikke blir tatt vare på (Sanin, Clarkson, & Vesilind, 2011).

#### 4.6.2 Aerob nedbrytning

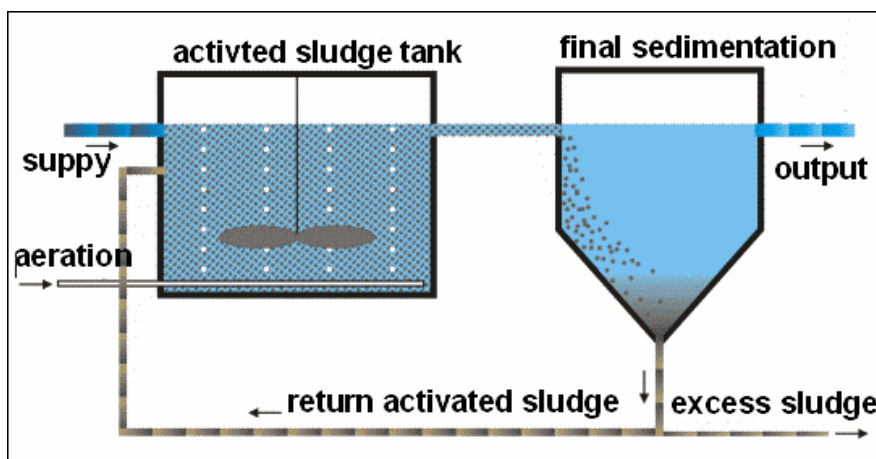
Aerob nedbrytning er en form for biologisk aktivitet hvor det er tilgang til luft. Biologisk behandling av avløpsvann innebærer vanligvis lufting for å bryte ned og fjerne organisk materiale. Den aerobe behandlingen (luftingen) fungerer best på oppløst organisk materiale. Partikulært organisk materiale vil også fjernes, men dette er en mer krevende prosess. Grunnlaget for aerob behandling ligger i omdanningen av organisk materiale ved hjelp av oksygen som elektronakseptor:



Biologisk avløpsbehandling kan deles inn i følgende prosesser «aktivslam prosesser» og «biofilm-prosesser». I tillegg bør man nevne «biologisk forbehandling». Ved biologisk forbehandling foregår også lufting so sørger for biologisk nedbrytning, men i denne prosessen fjernes ikke slammet etter behandling. Man kan også snakke om aerobe avfallshåndteringsmetoder som våtkompostering, der den største forskjellen fra avløpsbehandling er formålet. Formålet med avløpsvannrensing er for å forbedre vannets kvalitet før utslipp til resipient. Mens formålet med avfallshåndterings er å stabilisere og hygienisere avløpet før gjenbruk. Metodene ligner i stor grad på hverandre, og bruker mange av de samme prinsippene, men vil grunnet ulikt formål også ha andre spesifikasjoner og krav ved behandling

#### 4.6.2.1 Aktivslam anlegg:

Ett aktivslam system benytter en suspendert bakteriekultur. Det finnes flere prosessutførelser, avhengig av forventet belastning og kvalitet på avløpsvannet. Kjentegnet ved en aktivslamprosess er bruken av returslam. Dette innebærer at noe av slammet sendes tilbake til begynnelsen av prosessen. Formålet er å bevare en aktiv bakteriekultur. Denne aktive bakteriekulturen sørger for et bedre grunnlag for videre nedbrytning. Alternativet hadde vært å starte hele prosessen på nytt igjen, som hadde tatt mye lenger tid (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014).



Figur 22: Typisk aktiv slam anlegg (Technische Universität Hamburg, 2017)

#### 4.6.2.2 Biofilm-anlegg

Biofilm-anlegg er også kalt avløpsrensingsystemer med «fastsittende bakteriekulturer». Årsaken til denne betegnelsen, er at den biologiske nedbrytningen foregår på en biofilm som vokser på en overflate. Denne overflaten kan enten være i form av et bæremateriale som er suspendert i vannet, slik som i ett MBBR-anlegg. Eller et system hvor biofilmen vokser på en fast overflate, slik som i ett biorotoranlegg eller risfilteranlegg hvor det får tilgang på oksygen.

På et biofilmanlegg skjer det en kontinuerlig vekst og bortskraping av biofilm fra vekstmediet som er illustrert i Figur 23. Denne bortskrapingen skjer konstant og på forskjellige steder, men merkes ikke da tilveksten vokser med samme hastighet. Dermed kan man i praksis anse biofilmen som konstant. De mikrobielle aktivitetene foregår inni denne biofilmen, mens det organiske materialet som skal bli behandlet finnes i vannet. Dette betyr at det skjer en utveksling fra utsiden hvor det organiske materiale, ammonium, oksygen også videre blir sendt innover. Samtidig vil en tilsvarende utveksling skje fra innsiden der  $\text{CO}_2$ , nitrat også videre sendes ut i vannet igjen.



Figur 23: Vekst og bortskraping av biofilm (Ødegård, 2014)

#### 4.6.2.3 Biologisk forbehandling

På industrielle prosessanlegg er det ikke vanlig med fullverdig behandling av avløpsvannet. Mer vanlig er biologisk forbehandling uten slamretur. Dette vil si at det ikke er noen slamseparasjon på anlegget, og derfor vil slammet bli sendt videre til rensenanlegget. På et slikt anlegg vil man sørge for at mesteparten av det oppløste organiske materialet brytes ned til partikulær form. Hoveddelen av den biologiske renseprosessen, vil da være utført. Biologisk forbehandling sparer derfor sentrale rensenanlegg for en stor del av behandlingen. Det eneste som gjenstår for de sentrale rensenanleggene er dermed å separere ut slammet fra vannfasen. Ved vurdering av et slikt tiltak, bør det vurderes om risikoen for sedimenteringen av dette slammet øker i avløpsvannsledningene. Dette er spesielt aktuelt å vurdere ved lange overførselsledninger. Over tid vil en slik sedimentering kunne føre til redusert kapasitet og luktproblemer. Fordelene med en slik biologisk forbehandling bør dermed også revurderes fra et kommunalteknisk perspektiv (Norsk Vann, 2011).

#### 4.6.2.4 Våtkompostering

Våt- og tørrkompostering er to av de mest vanlige formene for aerob avfallshåndtering. Ved våtkompostering er vanninnholdet mer enn 90 %, og biomassen er flytende. Ved gjenbruk eller håndtering av de fleste flytende industrielle avfallene kreves det våtkompostering (Christensen, 2011).

Våtkompostering er innblanding av luft i en våt masse for å skape et miljø hvor aerobe mikroorganismer trives. Denne komposteringsteknikken vil føre til en effektiv nedbrytning av organisk materiale (Bjørn, Skjelhaugen, & Stevik, 1997). Våtkompostering ved aerob nedbrytning foregår når avløpsvannet har en andel av 2-3 % suspendert stoff (SS). Prosessen foregår i lukkede og isolerte tanker med tilgang til oksygen. Aerob nedbrytning utvikler varme og temperaturer vil ligge mellom 40 – 70 °C. For å opprettholde varmen kreves det spesielle luftesystemer som beholder varmen til tross for lufting. Avtrekksluften fra slike anlegg kan grunnet luktdannelse bli ett problem nær bebyggelse. Luktjerningsutstyr er dermed et anbefalt tiltak. Jo høyere temperaturer avfallet har, desto bedre hygienisering opplever man. Men det kan allikevel være ønskelig å holde temperaturen lavere for å unngå tap av næringsstoffer (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014).

Det finnes flere aktuelle måter å drive våtkompostering av avfall. Valg av metode avhenger av mengde og fordeling av avfallsproduksjon, byggetekniske forhold samt hva som man ønsker å oppnå. Noen anbefalinger for å få et godt hygienisert og stabilisert slam etter kravene i gjødsselforskriftene er:

- Minimum 2 reaktorer i serie
- Satsvis (batch) drift med 1 ut- og innpumping av slam pr. døgn
- Hydraulisk oppholdstid: minimum 5 døgn
- Kombinasjoner av temperaturer og holdetider: 55 °C i minimum 10 timer eller 60 °C i minimum 4 timer uten tilførsel av nytt råslam.

(Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014)

## 5 Metode og utstyr

### 5.1 Innsamling av prøver

Prøveinnsamling ble utført på Noras renseanlegg i Rygge. Innsamlingen foregikk ved manuell prøvetaking med prøveflasker som rommet rundt ½ liter. Grunnet faren for sterke lut konsentrasjoner og generelle forhåndsregler ble det benyttet hansker og vernebriller. For å sørge for mest mulig representative prøver ble prøveflaskene skylt mellom hver prøve der dette var aktuelt. Dersom prøver ble tatt med fra renseanlegget ble prøvene plassert i kjøleskap på 5 °C. Dette ble gjort for å hindre mikrobiologisk vekst i størst mulig grad. Siden melkesyrebakteriene fortsatt er aktive på disse temperaturene ble prøver som skulle oppbevares over lengre tid fryst.

Prøvene som ble tatt med fra renseanlegget ble analysert på NMBU's labanlegg på Vollebekk. Her fantes utstyret som trengtes, og behjelpelig og kompetent lab personell. Prøver som ble analysert målte pH, alkalitet, syreinnhold og KOF.

### 5.2 pH-målinger

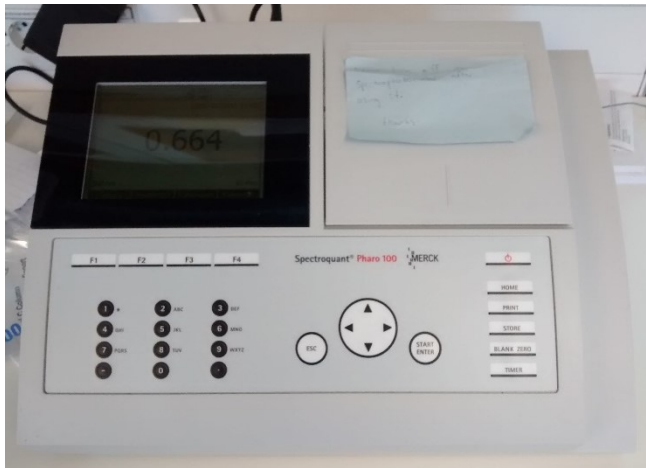


**Figur 24: pH-måler fra BlueLab**

For pH-målinger ble BlueLab® soil pH pen brukt. Denne ble kalibrert før hver bruk, med pH-løsning på 4 og 7. pH-måleren ble vasket etter bruk. Det ble også brukt pH-metere på lab-anlegget ved Vollebekk. Samme prosedyre ble fulgt for begge pH-metrene. Noe som er verdt å nevne, er at pH-metre ble justert for det sure område, men allikevel brukt til å måle basiske løsninger. Basert på samtaler med veileder er har denne kalibreringen liten innflytelse på pH-målingene. Temperaturen på målingene ble holdt nærmest mulig romtemperatur ved prøvetaking som mulig. Temperatur ble også notert om mulig, som er normen ved prøvetaking.

I tillegg til generell pH-måling ble det også målt pH i blandekammer over tid. Formålet med dette var å kartlegge om pH-nivået holdt seg stabilt. Siden blandekammeret blir drevet batchvis er det stor sjanse for at enkeltprøver kan føre til store avvik. En høyere oppløst måling av pH i blandekammeret kan kartlegge pH-verdien på forskjellige tidspunkt i batchen nærmere.

## 5.3 KOF-analyser



Figur 25: Spectroquant Pharo 100 fra MERCK



Figur 26: COD celletest for område 500 - 10000 mg/l COD fra Spectroquant

KOF-tester blir gjort for å måle kjemisk oksygenforbruk. Dette gir et innblikk i hvor mye organisk materiale det er i vannet. I vårt tilfelle har det blitt brukt Spectroquant® Pharo 100 fra MERCK som vist i Figur 25, dette brukes i kombinasjon med settet vist i Figur 26. Dette er en av metodene som bruker krom som oksidasjonsmiddel.

For hver prøve ble det brukt 3 parallelle KOF-tester. Gjennomsnittet av disse ble brukt i videre sammenhenger.

### Metoden

1. Rist løs bunnfall i kyvetten
2. Pipetter 1.0 ml prøve i kyvetten
3. Ta på kork, og rengjør beholderen
4. Sett i koker på 148 °C i 2 timer
5. Løft ut kyvetten og vend den om 2 ganger forsiktig
6. La kyvetter kjøles ned til romtemperatur før avlesningen
7. Husk å rengjøre kyvetten før avlesning (skitt og møkk på glasset kan føre til feil avlesning)



## 5.4 Alkalitetsberegninger



Figur 27: Titreringsapparat for sjekking av alkaliteten til vannprøvene

For å sjekke alkaliteten ble det benyttet et autotitreringsapparat av typen Titrator Titroline® 6000 fra SI Analytics med 0.1 M svovelsyre. Formålet var å sjekke alkaliteten til de ulike vannprøvene, og dermed få et innblikk i hvor mye sterk base som trengtes for å øke pH-en til ett ønsket nivå.

Når man benytter denne testen måles både start og slutt pH som referanseverdier. Samtidig måler testen alkaliteten ned til 2 pH-nivåer, 8.3 (p-verdien) og 4.5 (m-verdien).

## 5.5 Testing for pH-senkning over tid



Figur 28: Enkel prøverigg for å sjekke om det skjer en pH-reduksjon

For å sjekke om avløpsvannet endret pH-nivå ved anaerob oppbevaring over tid, ble pH-en målt med jevne mellomrom i en periode på 48 timer.

Prøvene ble tatt fra sandfang og blandekammer (delkammer 1), i forskjellige tidspunkt i batchen. De to prøvene lengst til høyre, 4 og 5, ble tatt fra sandfang mens resten var fra blandekammer (delkammer 1).

## 5.6 HPLC-analyser



**Figur 29:** UltiMate 3000 analyseapparat for kjøring av HPLC analyser.

HPLC står for High Performance Liquid Chromatography, og brukes til å separere, identifisere og kvantifisere hver komponent i en løsning. Apparatet som ble brukt i disse forsøkene var av typen UltiMate 3000 fra ThermoFisher Scientific.

Formålet med denne testen vil være å påvise og kvantifisere mengden av ulike frie fettsyrer som melkesyre og eddiksyre. Testresultatene vil kunne indikere om det befinner seg melkesyreproduserende eller acetatproduserende bakterier i prøvevolumet. Slike bakterier sørger nemlig for nedbrytning av avfallet til frie fettsyrer

For denne prøven trenger man ett testvolum på 2 ml av hver prøve. Prøver blir tatt fra flere steder på anlegget, men det viktigste vil være å ta prøver fra før og etter lagring/buffring av avløpsvannet for å påvise en eventuell syreproduksjon ved lagring

## 5.7 Statistikk

For å analysere resultatene ble dataprogrammet Minitab 16 brukt. For å verifisere en hypotese ble det brukt et 95 % konfidensintervall. For å vite hvilken metode som skulle brukes, ble flytskjemaet kalt «Statistiske hjelpeverktøy» i vedlegg 11 fulgt. Det ble lagt vekk på å få innsyn i om innhentete resultater var signifikante, og om de viste noen betydelige endringer fra tidligere resultater.

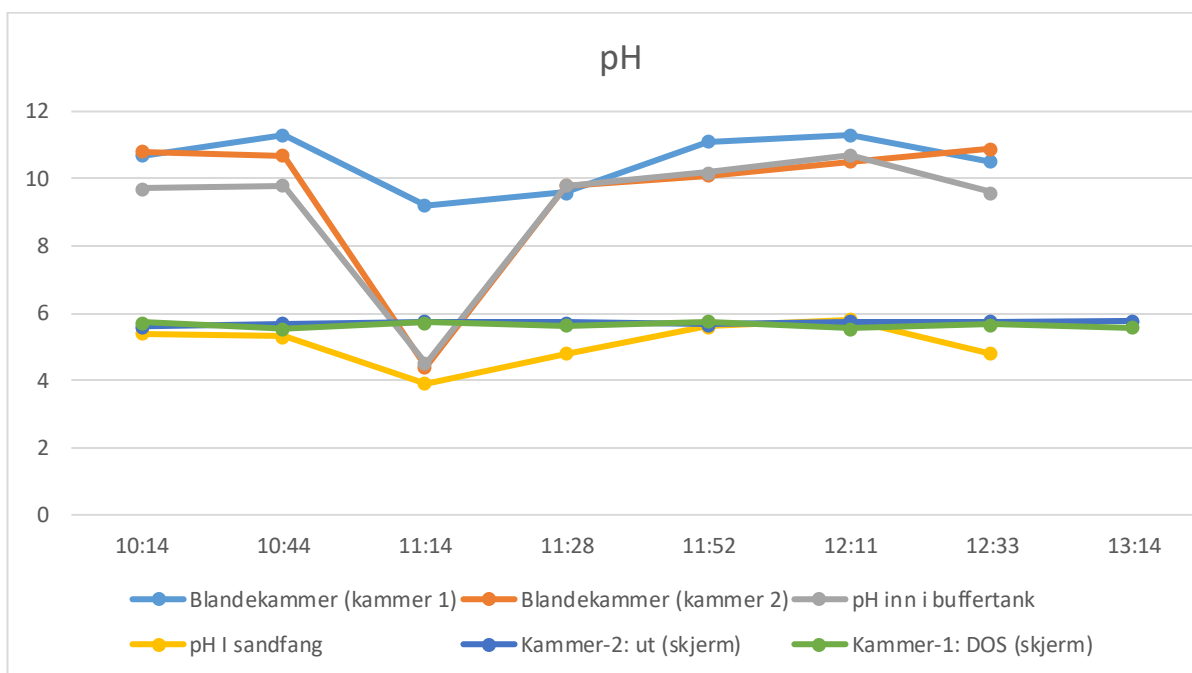
## 6 Resultater

Her vil resultater fra målinger gjort på anlegget presenteres. Disse målingene ble utført i perioden februar og tidlig mars. Flesteparten av prøvene er gjort under produksjon av rødbeter, Rødbeter er den mest kritiske produksjonsvaren å håndtere da denne krever mest vann, skaper større avløpsvannvolumer, og har de høyeste KOF-verdiene.

### 6.1 pH-målinger

#### 6.1.1 Utført 23.02.2017

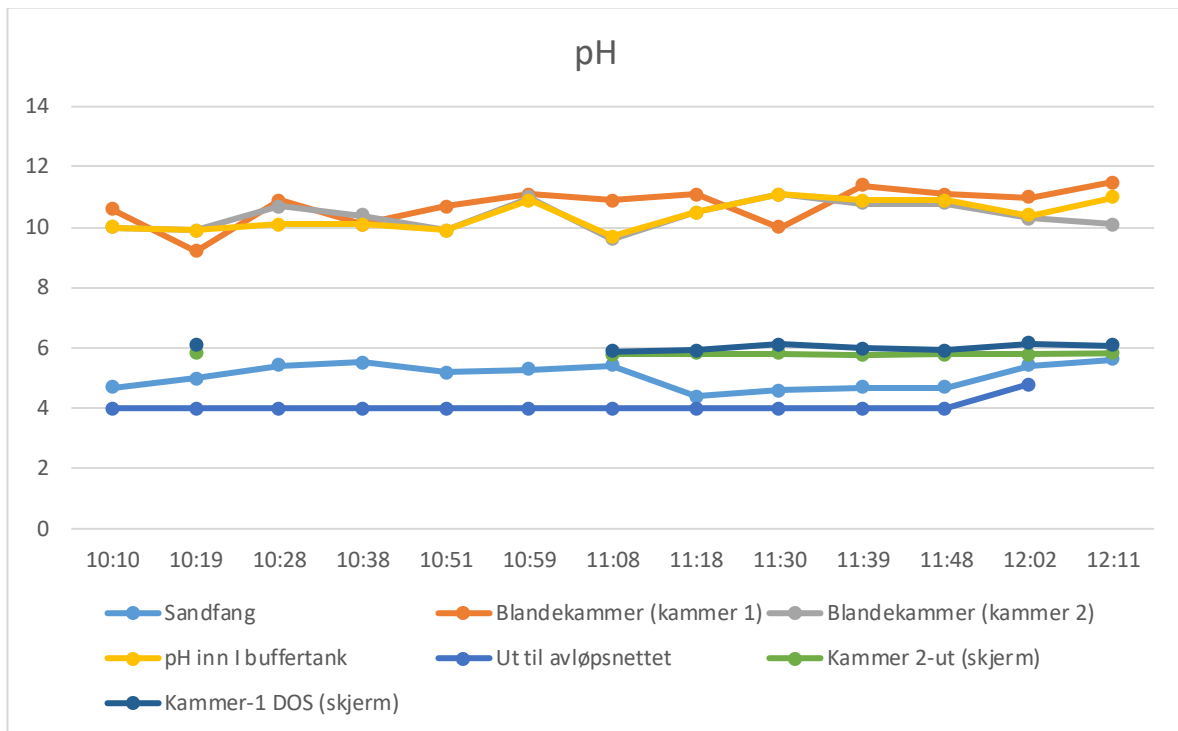
Her er det gjort målinger for å sjekke pH i ulike steder på renseanlegget til ulike tider. Det ble også gjort sammenlikninger mellom pH som er vist på skjerm og pH målt i kamrene. Prøvene var ikke tatt på nøyaktig samme tidspunkt, men de er av samme serie og i samme tidsrom. Det ble tatt åtte prøver fra kl. 10:14 til 13:14. Prøvene ble tatt med jevne mellomrom.



Figur 30: pH i forskjellige deler av renseanlegg utført 23.02.2017

### 6.1.2 Utført 24.02.2017

Her ble samme prøver gjort, men med flere flasker. Dermed var det lettere utføre flere prøver i samme tidsrom. Det ble tatt tretten prøver fra kl. 10:10 til 12:11 med jevne mellomrom.



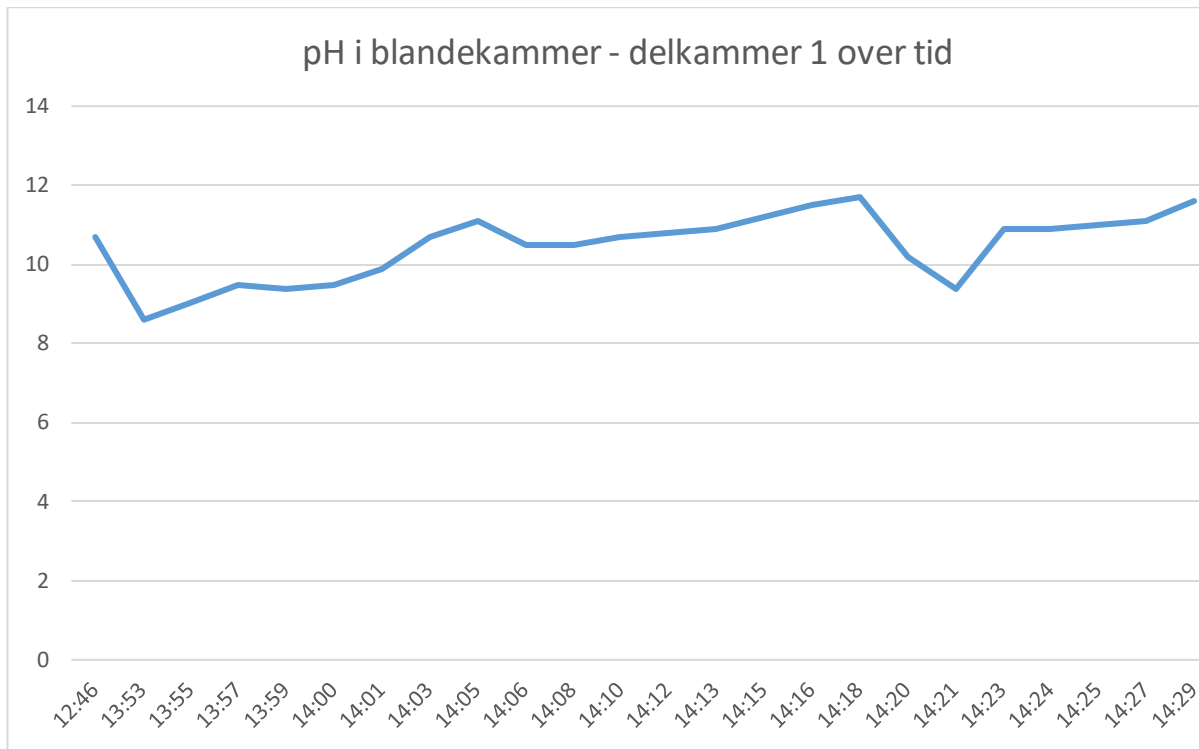
Figur 31: pH i forskjellige deler av renseanlegget, utført 24.02.2017

Det kan observeres at pH-en på vei inn i buffertanken (merket «Blandekammer (kammer 1)», «Blandekammer (kammer 2)» og «pH inn i buffertank») hadde pH-verdier som på begge dagene holdt seg rundt pH 10. Prøveverdiene overholdt dermed kravene satt i påslippsavtalen. Prøvene fra sandfang holdt seg rundt pH 5-6, mens prøver fra utløpet var jevnt rundt pH 4. Avløpsvannet som gikk inn på buffertank 23.02, skal være samme vannet som gikk til utløpet 24.02. Det kan dermed indikere en pH-endring fra rundt 10 ned til 4 i løpet av et døgn.

Det som i tillegg er verdt å merke seg er at prøvene tatt fra blandekammeret («blandekammer (kammer 1 & 2)») ikke stemmer overens med verdiene som er vist på skjermen («Kammer-1: DOS» og «Kammer 2-ut»).

## 6.2 pH-endring i blandekammer

For å se på hvordan blandekammeret greide å blande inn og opprettholde pH under batchen, ble pH-en målt med jevne mellomrom. Denne testen ble utført 24.02.2017 fra kl. 12:46 til kl. 14:29. Prøvene ble gjort i delkammeret lengst til venstre (delkammer 1) på blandekammeret. Det er her lutten blir tilsatt og omrøring finner sted.

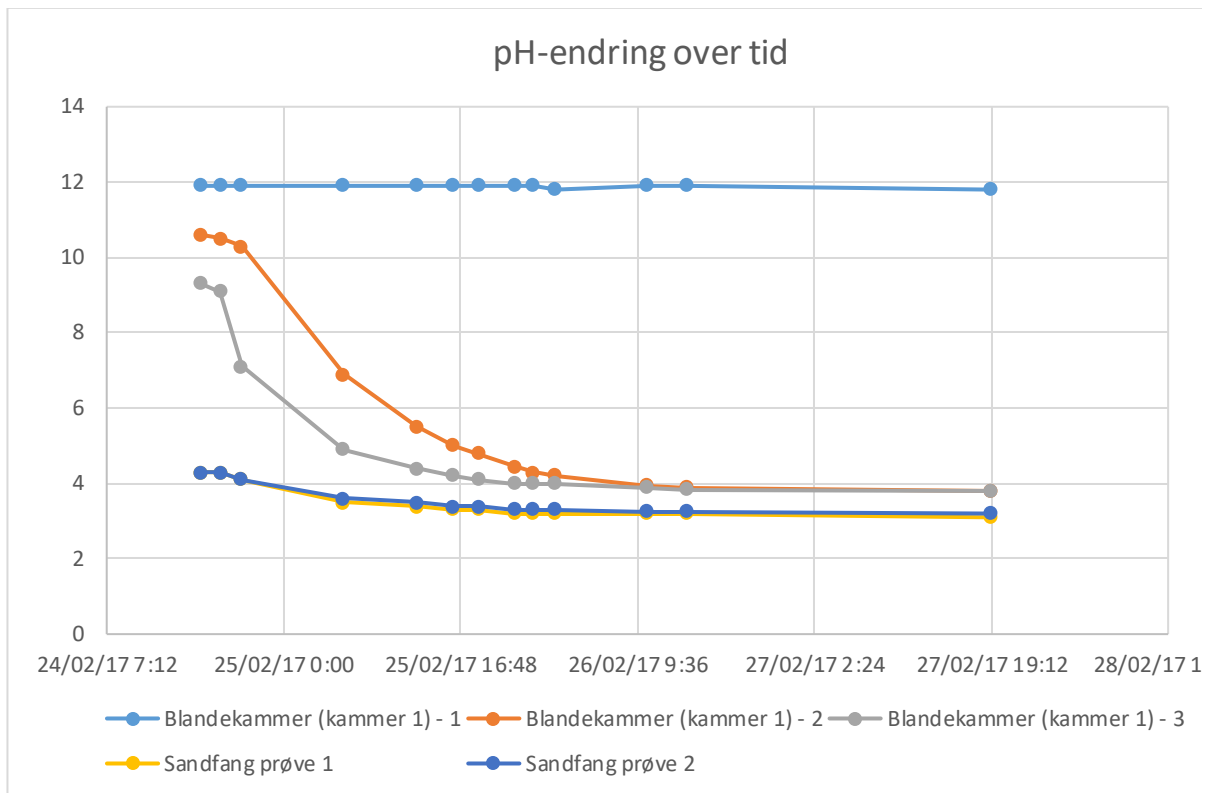


**Figur 32: Resultater som svingningen i pH gjennom flere batcher**

Det kan observeres at pH-en varierer fra rett under 12 til litt under 9, mens gjennomsnittlig pH ligger på rundt 10. Dette viser også pH-målingene fra testene på pH på anlegget.

### 6.3 pH-endring i avløpsvannet over tid

Som en enkel undersøkelse ble noen prøver tatt fra sandfang og noen fra blandekammeret. Alle disse ble tatt når det var forskjellige nivåer i tanken.



**Figur 33: Resultater fra måling av pH-ndring over tid**

«Blandekammer (kammer 1) – 1» beholdt pH-en seg stabil på rundt pH 12. For de 2 andre prøvene fra blandekammeret sank pH-en ned til rundt 4 etter rundt 48 timer. Begge prøvene fra sandfang viste samme tendenser og pH-en sank fra litt over 4 og ned til litt over 3.

## 6.4 KOF-prøver

### 6.4.1 KOF-tester 17.02.2017: Produksjon av surkål

For disse ble det kjørt tre parallelle tester på samme prøve. Prøver ble tatt fra sandfang, buffertanken som det ble pumpet inn på «buffertank inn» og buffertanken som det ble pumpet ut av «buffertank ut».

**Tabell 3: Verdi fra KOF-tester tatt fra produksjonen 17.02.2017**

KOF [mg/l]	Gjennomsnitt	parallell 1	parallell 2	parallell 3
Sandfang	0	0	0	0
Buffertank inn	2135	400	2905	3100
Buffertank ut	2927	2940	3025	2815

### 6.4.2 KOF-tester 22.02.2017: Produksjon av syltete rødbeter

Her ble det kjørt samme prosedyre som over med tre paralleller. Prøver her ble også tatt fra sandfang, buffertanken som det ble pumpet inn på, og buffertanken det ble pumpet ut fra.

**Tabell 4: Verdi fra KOF-tester tatt fra produksjon 22.02.2017**

KOF [mg/l]	Gjennomsnitt	parallell 1	parallell 2	parallell 3
Sandfang	1837	1855	1840	1815
Buffertank inn	1720	1720	1735	1705
Buffertank ut	2238	2195	2250	2270

### 6.4.3 KOF tester utført på avløpsvann fra vakuumfyller

For disse prøvene ble det også utført 3 paralleller. En ting som er verdt å kommentere er at prøvene ble tatt på renseanlegget 2-3 uker før KOF-test ble utført. Oppbevaring i mellomtiden skjedde i en fryser på 5 °C.

**Tabell 5: KOF-verdier på avløpsvann fra Vakuumfyller**

KOF [mg/l]	Gjennomsnitt	parallell 1	parallell 2	parallell 3
Vakuumfyllerlake	370	330	385	395

For KOF-testen fra surkålproduksjon, ble ikke KOF oppdaget i prøvene fra sandfanget. Prøven ble ikke tatt direkte fra sandfanget, men fra en strøm til sandfanget. Denne strømmen viste seg å være nærmere rent vann som stemmer overens med at det ikke ble oppdaget KOF. KOF-analysene kan sammenlignes med tidligere målte verdier og stemmer godt overens.

## 6.5 Alkalitetstester

Her ble det utført totalt 16 prøver:

- 1 fra vakuumfyller («Vakuumfyller»)
- fra buffertank som det ble pumpet inn på («Buffertank inn (tank 1)»)
- fra buffertank som det ble pumpet ut fra («Buffertank ut (tank 2)»)
- fra sandfang («sandfang»)
- 3 prøver fra blandekammer etter at alt var pumpet fra sandfang («efp»)
- 3 prøver fra blandekammer før alt var pumpet fra sandfang («ffp»)

Prøvene ble tatt 27.02.2017, og hadde stått ett par dager i kjøleskap på 5 °C før de ble analysert.



Her presenteres gjennomsnittlige verdier fra alkalitetsmålingene. For mer spesifikke resultater sjekk vedlegg 11.2.

**Tabell 6: Gjennomsnittsverdier [mekv/l] for alkalitet fra de ulike prøvene**

Prøve	Start pH	Slutt pH	p-verdi	m-verdi
Vakuum Lake	4.38	4.25	0	0.09
Buffertank inn (tank 1)	4.88	4.28	0	1.48
Buffertank ut (tank 2)	4.70	4.28	0	1.27
sandfang	5.41	4.22	0	0.47
efp	7.79	3.94	0.093	2.71
ffp	11.20	4.08	2.7	4.18

Det kan observeres at prøvene tatt fra blandekammer (merket «efp» & «ffp») oppfyller kravet satt i påslippsavtalen med en m-verdi eller alkalitet på over 1 mekv/l. Det samme gjelder prøvene både inn og ut av buffertank. For både vakuumlake og sandfangsprøvene er alkalitet lavere enn kravet.

## 6.6 HPLC-analyser

Prøvene ble tatt mandag 27.02.2017, og hadde vært avkjølt noen dager på 5 °C før de ble puttet i kapsler og fryst ned. Dette ble gjort for å hindre ytterligere biologisk aktivitet. Grunnet feil på anlegget ble ikke buffertank 1 tømt. Avløpsvannet fra denne tanken besto dermed for det meste av avløpsvann som var lagret over helgen.

Her vises resultatene fra kromatografiapparatet HPLC. Svarene kom ut i mM (antall mol per liter), og er ganget med den respektive molare massen til de respektive stoffene. Der verdier er gitt 0, ble det ikke funnet noe av stoffet. Det ble i tillegg til stoffene (som vist i tabellen under) også analysert for andre syrer. Men disse syrene ble ikke påvist og er derfor ikke presentert her. Hele analysetabellen kan sees i vedlegg 11.3. Det ble i tillegg til prøvene under tatt prøver av vakuumlake, men disse resultatene har ikke blitt funnet igjen.

Tabell 7: Resultater fra HPLC-analyser [mg/L]

<b>FULLT NAVN</b>	<b>FORMIC ACID (MAURSYRE) (MG/L)</b>	<b>ACETIC ACID (EDDIKSYRE) (MG/L)</b>	<b>LACTIC ACID (MELKESYRE) (MG/L)</b>
<b>SANDFANG 1</b>	4.8877	30.9252	105.5288
<b>SANDFANG 2</b>	5.0361	38.8313	117.8567
<b>SANDFANG 3</b>	0.0000	33.5283	97.0921
<b>TANK 1 PRØVE 1</b>	10.7245	293.7637	91.9799
<b>TANK 1 PRØVE 2</b>	11.5314	305.6882	110.8047
<b>TANK 1 PRØVE 3</b>	12.8422	304.5458	124.1550
<b>TANK 2 PRØVE 1</b>	13.1173	276.6955	0.0000
<b>TANK 2 PRØVE 2</b>	12.5269	291.0867	0.0000
<b>TANK 2 PRØVE 3</b>	12.5732	280.9867	0.0000
<b>BLANDEKAMMER BEGYNNELSE AV BATCH 1</b>	0.0000	72.5869	137.8325
<b>BLANDEKAMMER BEGYNNELSE AV BATCH 2</b>	0.0000	28.7028	65.7233
<b>BLANDEKAMMER BEGYNNELSE AV BATCH 3</b>	0.0000	21.4390	54.2776
<b>BLANDEKOMMER PÅ ENDEN AV BATCH 1</b>	0.0000	33.9660	67.1839
<b>BLANDEKOMMER PÅ ENDEN AV BATCH 2</b>	0.0000	48.9881	80.3707
<b>BLANDEKOMMER PÅ ENDEN AV BATCH 3</b>	0.0000	67.1021	288.7700

Det ble påvist maursyre, eddiksyre og melkesyre i de fleste prøvene. Prøvene før lagring er de fra blandekammer og sandfang, mens de etter lagring er fra buffertank nr. 1 og nr. 2. Mann-Whitney testen ble brukt for å se om det var en reell forskjell i syrenivå mellom prøvene før og etter lagring. Det var en reell forskjell mellom syrenivå før og etter lagring for eddiksyre, men ikke for de andre syrene. Dette betyr derimot ikke at for eksempel melkesyre ikke dannes. Dette er fordi melkesyre kan konverteres videre til eddiksyre på et senere tidspunkt, og dermed vil kun eddiksyre påvises.

## 7 Diskusjon

Den sesongbaserte produksjonen på Nora-anlegget ble avsluttet i uke 8 i 2017. Dette gjorde at det var lite tid til å planlegge og utføre forsøk. Dessverre ble det ikke mulighet til å undersøke reguleringen av renseanlegget og avløpskvaliteten på flere forskjellige produksjonstyper. I den tidsperioden som forsøkene ble utført, var det rødbeter som ble produsert på Nora. Rødbetproduksjon er den prosessen som fører til de største avløpsmengdene, og dermed også skaper de største problemene. Dermed er det rimelig å anta at dimensjonering for produksjon av rødbeter, også vil føre til riktige dimensjoner for andre produksjonsprosesser. Det vil derfor være hensiktsmessig å dimensjonere renseanlegget med henblikk på produksjon av rødbeter, men en verifisering ved andre produksjonsprosesser er fornuftig.

### 7.1 Mulige årsaker til problemer på anlegget

Etter vurdering av anleggets oppbygging og kvaliteten til avløpsvannet etter behandling. Ble det kommet fram til flere elementer som kan føre til driftsproblemer ved anlegget:

- **Slamlagring i buffertanker**
- **Blanding av avløpsstrømmer**
- **Mikrobiologisk aktivitet**
- **Utilstrekkelig doseringssystem og kontroll**

Disse fire elementene vil være hovedfokuset når problemene ved anlegget blir undersøkt. I tillegg har det blitt undersøkt hvilke vaskemidler som blir brukt ved vasking av produksjonslinjene. Dette er fordi vaskemidler ofte kan føre til store endringer i pH-verdien (Ødegård, Vann- og avløpsteknikk, 2014). Det ble funnet at alkaliske vaskemidler (Nærmere bestemt Climax k) ble brukt. Dette vaskemiddelet vil øke pH-verdien til avløpsvannet, og ikke senke den. I tillegg har også problemene med pH-senkning vedvart på dager hvor vaskemidler ikke er brukt. Dersom man tar hensyn til disse faktorene, blir ikke bruken av vaskemidler ansett som en sannsynlig årsak til problemene ved renseanlegget, og ble derfor ikke undersøkt videre.

### 7.1.1 Slamlagring

Slamlagring i buffertanker kan føre til at det finnes en aktiv bakteriekultur som lagres i slammet. På denne måten akselerer den mikrobielle nedbrytningsprosessen, grunnet at slammet bevarer en bakteriekultur, som gjør at den har mye bedre grunnlag for å bryte ned organisk materiale. Dette minner om prinsippene bak aktivslam anlegg og MBBR anlegg som nevnt i kapittel 4.6.2.1 og 4.6.2.2 respektivt, eneste forskjellene er at det i dette anlegget ikke er lufting eller slamretur. Nedbrytningen skjer dermed under anaerobe forhold som er forbundet med forsuring (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).



**Figur 34: Bilde av innsiden av en tom buffertank**

For å undersøke om slamlagringen kunne føre til problemene på renseanlegget, ble det ved produksjonsslutt sjekket for slam i buffertank nr. 2. Det kan i buffertank nr. 2 (se Figur 34) observeres at det kun er snakk om noen svært få mengder slam i bunnen av tanken. Disse kan sees som striper i Figur 34. På grunn av små mengder slam, og at man ikke kunne gå inn i tanken, kunne ikke nok mengder av slammet samles inn for analyse. Ved nærmere samtaler med driftsansvarlig på NORA, ble det funnet ut at buffertankene ble rengjort i romjulen 2016, og at rengjøring av buffertank blir utført omtrent årlig. Selv etter rengjøring av buffertanken har problemet med pH-senkning etter lagring av avløpsvann vedvart. På grunnlag av denne informasjonen mener vi at utbedringer med tanke på slamlagring vil ha liten eller ingen effekt på de problemene som finnes på anlegget.

### 7.1.2 Blanding av avløpsstrømmer

Ved inspeksjon av Noras produksjonsarealer ble det funnet at det var forskjellige strømmer for avløpsvannet. Noe avløpsvann kom fra skyllingen av grønnsaker, noe fra kokingen av grønnsaker, og noe fra vakuumfyller. Det kan i tillegg til dette være andre avløpsstrømmer med andre spesifikasjoner.

Dette er interessant å se på fordi de forskjellige avløpsstrømmene har forskjellige karakteristikk. For eksempel vil vann fra koking holde en høy temperatur og inneholde mye organisk avfall. Vannet fra vakuumfyller derimot, består av lake, og er den eneste av avløpsstrømmene som var sur. Vannet fra jord- og steinvask kan inneholde mye suspenderte stoffer som sand og grus, men ellers lave temperaturer. Blandingen som foregår på Noras renseanlegg kan føre til en enkelt avløpsstrøm som har høyt organisk innhold, er surt og har høye temperaturer. Denne blandingen av avløpsstrømmer kan dermed føre til forhold som er mer optimale for syreproduserende bakterier enn enkeltstrømmene.

Laken som brukes i produktene er designet for å gi smak, og det er ikke sikkert denne vil sette i gang de samme prosessene som klassiske konserveringsmetoder. Laken blir som nevnt ført til renseanlegget gjennom vakuumfylleren. Denne laken kan dermed sørge for å sette i gang uønskete nedbrytningsprosesser. Det kan derfor være ønskelig å gjøre videre undersøkelser for å finne ut om blandingen av avløpsvann fører til forhold som er optimale for syreproduksjon. Dette kan gjøres ved å ta prøver fra hver av avløpsstrømmene og undersøke seg separat. En annen mulighet er å eliminere en og en avløpsstrøm fra renseanlegget, og se hvordan renseanlegget da vil reagere.

Kildeseparering av avløpsstrømmene kan være en mulig løsning dersom blanding av avløpsvann forårsaker problemene. På denne måten kan man behandle hver avløpsstrøm optimalt, og spare store volumer for behandling. Dette vil imidlertid kreve mer prøvetaking fordi hver avløpsstrøm må måles før utslipp. I tillegg vil det kreve mer infrastruktur fordi hver avløpsstrøm trenger eget anlegg. Dessuten er det sannsynlig at syreproduksjon fortsatt vil skje i minst en av prosessene. Det anbefales derfor å tenke seg godt om før en slik løsning velges. Undersøkelser av avløpsstrømmene kan likevel være interessant for å få bedre innblikk i hva som forårsaker problemene.

### 7.1.3 Mikrobiologiske prosesser

#### 7.1.3.1 Syreproduksjon

Syreproduksjon er noe som ikke er uvanlig når man håndterer avløpsvann. Særlig kan syreproduksjon ofte oppstå, dersom man har lett nedbrytbart organisk materiale tilstede, som er tilfelle på Nora. Dette har også blitt diskutert med fagpersoner innen fagområdet avløpsbehandling og mikrobiologi (Horn, 2017) (Nedland, 2017). De nevnte at det er stor sannsynlighet for at det som foregår i tankene er en anaerob nedbrytningsprosess som forsurer vannet. Dette vil skje hvor enn det er anaerobe forhold og organisk materiale (Nedland, 2017) (Horn, 2017). Det er flere faktorer som tyder på en syreproduksjon:

- Høy belastning av lett nedbrytbart organisk materiale der mikroorganismer trives og formerer seg (se Figur 6).
- Buffertankene på renseanlegget vil også fungere som ett en-fase system. Med den høye organiske belastningen kan dette føre til akkumulering av flyktige fettsyrer (Grady Jr., Daigger, Love, & Filipe, 2011).
- Temperaturer i området 20-30 °C vil føre til at produksjonen av flyktige fettsyrer vil fortsette med en rask rate, mens metanproduksjonen stilner (Gerardi, 2003).
- Siden buffertankene fungerer som et en-fase system, er det en fare for at de saktevoksende metanproduserende bakteriene blir skylt ut. Dette fører til at de rasktvoksende syreproduserende bakteriene ført kommer i overvekt (Gerardi, 2003).

Det er mange indikatorer som tyder på at syreproduksjon kan være årsaken til pH-senkning. Det er vanskelig å finne litteraturhenvisninger som omhandler akkurat samme spesifikasjoner som i anlegget. Dette skyldes at forsøk på syreproduksjon eller bakteriereproduksjon ofte måles under en gitt pH, temperatur eller KOF. Men disse resultatene kan gi indikasjoner på hvordan avløpsvannet til Nora vil oppføre seg. Resultatene funnet i kapittel 6.3 gir oss en indikasjon på reproduksjonen av syreproduserende bakterier. I disse prøvene observerer man tendensene til en hyppig reduksjon i pH over 48 timer. Den ene prøven som ikke viste nedgang i pH, var også den prøven med høyest pH. Dette er nok grunnet i at mikroorganismene blir inaktivert ved dette pH-nivået, og dermed slutter syreproduksjonen. HPLC-analysene i kapittel 6.6 viser en forskjell mellom innholdet av eddiksyre før og etter lagring av prøven i buffertank.

### 7.1.3.2 Temperatur

Temperatur på vannet kan påvirke både mikrobiell vekst og målt pH. Desto varmere vannet er desto fortere går de mikrobielle prosessene. Avløpsvannet som kommer ut fra anlegget er vanligvis i området 20–30 °C, med noe variasjon etter sesongene. Dette temperaturområdet er et veldig godt utgangspunkt for mikrobiell vekst. Under kapittel 4.2 nevnes det at temperatur kan påvirke pH-en som måles, men denne effekten er minimal. I vårt tilfelle er det også snakk om en nedkjøling fra blandekammer til utløp. Dette ville indikere en relativ økning i pH fordi lavere temperatur har mindre oppløst  $H^+$ . Men det som observeres på renseanlegget er en pH reduksjon.

Nedbrytningshastigheten øker med økende temperatur. Det er for eksempel kjent at biologiske anlegg i nordiske klima sliter nettopp grunnet nedkjøling om vinteren. Nedkjøling av avløpsvannet under oppbevaring er en teoretisk mulighet for å senke hastigheten på nedbrytningen, og dermed syreproduksjonen. For eksempel vil melkesyre gjæring og acetogenese sterkt reduseres i temperaturer rundt 5°C. Det finnes per i dag ingen eksempler på en slik behandling. Derfor velger man å fokusere på eksisterende og velutprøvde løsninger.

### 7.1.4 Manglende pH-regulering og automatisering

På dagens anlegg er doseringsmekanismen for lut ikke automatisert, og justeres manuelt etter forventet produksjon gjennom døgnet. Samtidig har undersøkelser på anlegget vist at pH-målere ikke var kalibrert. Dette kan forårsake at avløpsvannet ikke får en korrekt dosering i forhold til avløpsvannets kvalitet og mengde. Det er likevel påvist ved undersøkelser at selv om doseringen fungerer, vil pH-en synke under kravene satt i påslippsavtalen. Det ser derfor ikke ut til at manglende regulering og automasjon er det overliggende problemet ved renseanlegget.

Det anbefales allikevel utbedringer av rutiner på anlegget, spesielt for kalibrering av pH-målere. Det kan være utbedringer av doseringssystemene ikke er nødvendig avhengig av hvilke løsninger som velges. Dersom doseringssystemene skal utbedres bør dosering av pH skje etter informasjon om volumstrøm og etterjustering etter informasjon fra pH-transmitter. Dette er vanlig praksis på avløpsanlegg. Dersom det fortsatt er aktuelt å tilsette alkaliedosering (dosering av  $Na_2CO_3$ ), bør det lages bedre rutiner fordi mye av alkaliedoseringen avsettes i blandetanken. Det er sannsynlig at ekstra alkaliedosering ikke er nødvendig, fordi lut har tilsvarende funksjon. Dersom dosering av lut er et videre alternativ anbefales også videre undersøkelser på hva som er optimal dosering.

### 7.1.5 Oppsummering: Årsak til pH-senkning

**Slamlagring i buffertank** Slamlagring av betydelig mengde ble ikke observert. Samtidig har problemene vedvart selv kort tid etter buffertankene er vasket. Slamlagring er derfor ikke antatt å være årsak til problemet.

**Blanding av avløpsstrømmer** Det er lite sannsynlighet at separering av avløpsstrømmer vil hindre syreproduksjon. Kildeseparering kan derimot føre til mindre behandling totalt sett fordi hver avløpsstrøm kan behandles optimalt. Grunnet komplisert bygging og drift anbefales ikke kildeseparering som en effektiv løsning på problemet.

**Mikrobiologisk aktivitet** Syreproduksjon:  
Dette er en den faktoren som ser ut til å være årsaken til pH nedgangen i avløpsvannet. Ulike løsninger som foreslått er:

- Luftningsanlegg
- Dosering av lut ved utløp.

Temperatur:

Det antas at temperaturene i anlegget fører til høyere nedbrytningshastighet, enn ved lavere temperaturer. Senkning av temperaturen er en teoretisk mulighet. Det er derimot en uprøvd metode. Derfor velges det heller å fokusere på velutprøvde og anerkjente metoder.

**Utilstrekkelig doseringssystem og kontroll** Doseringssystem er ikke optimalt, men dette er ikke ansett som årsaken til problemet. Det anbefales allikevel utbedringer av dosering og kontrollsystem, uansett om nytt system bygges eller ikke.



## 7.2 Forslag til tiltak

For å undersøke hvilke tiltak som kunne være aktuelle, ble det først kontaktet selskaper med lignende produksjonslinjer. Blant disse selskapene var Kraft Foods, Specht og Van Holten's, men her viste korrespondansen seg å være resultatløs fordi mye av informasjon var hemmelighetsstempelt. Det ble i tillegg undersøkt i Orkla sitt eget nettverk. Men selv om Felix i Sverige, som er under Orkla gruppen, hadde liknende produksjon, hadde ikke Felix opplevd de samme problemene som ble behandlet i denne oppgaven. Smaken av Grimstad AS som har samme produkter som Nora. Har nylig bygget et biogassanlegg fra selskapet Biowater Technology (Biowater Technology AS, 2017). Biogassanlegg er også et mulig tiltak for Nora, dersom de vil finne en løsning på problemene på anlegget. Men i denne oppgaven vil det bli fokusert på forbehandlingsmetoder.

Tiltakene som vil bli gjennomgått er basert på forbehandlingsmetoder med det formål å overholde kriteriene i påslippsavtalen. Fullverdige renseanlegg er ikke vurdert i denne oppgaven. Før utbedringene utføres, anbefales det å gjøre flere analyser av avløpsvannet for å vite hva forventet effekt av eventuelle tiltak vil bli. Disse prøvene vil omfatte avløpsvannets kvalitet, da spesielt med hensyn på alkalitet og KOF. Men ideelt sett burde alle parameterne som ligger til grunn for påslippsavtalen undersøkes for å sørge for at eventuell behandlingsmetode holder mål.

På grunnlag av undersøkelsen omkring årsaken til problemene på renseanlegget er følgende tiltak anbefalt å se videre på:

- **Utbedring av måleinstrumenter og kontrollsystem**
- **Flytting av blandekammer: Blandekammer bør plasseres etter buffertanker**
- **Utbygging av et luftningsanlegg**

I de påfølgende avsnittene vil de ulike alternativene forklares mer utdypende. Deretter vil det utføres et enkelt kostnadsoverslag for de ulike tiltakene.

### 7.2.1 Utbedring av måleinstrumenter og doseringssystem

Dersom man velger å fortsette med dosering av lut, anbefales det å benytte doseringspumper som kan styres etter både volumstrøm og pH i henhold til vanlig praksis (Stiftelsen VA/Miljøblad, 2009). Det kan i tillegg være lurt å investere i en neddykket pumpeløsning, fordi en neddykket pumpe kan sørge for at man i større grad får tømt tanken med lut.

Utbedring med tanke på målere og pH-metere, bør være første tiltak som gjennomføres. Det anbefales først å sjekke og om alle målere fungerer. Deretter å skifte måleutstyr som ikke fungerer. I tillegg anbefales det bedring av prosedyrer på anlegget. Følgende tiltak er foreslått som retningslinjer:

- Ukentlig rengjøring og kalibrering av pH-målere
- Utskiftning av pH-målere årlig
- Rutiner for månedlig kontroll med eksternt pH-meter
- Når anlegg ikke er i bruk (det er tørt) bør pH-metere holdes i en oppbevaringsvæske fordi tørre pH-metere fort blir ødelagt.

Disse prosedyrene er kun ment som retningslinjer, fordi man vil få et bedre innblikk i hva som er nødvendig under drift av anlegget. For eksempel vil skitnere vann kreve mer vedlikehold av utstyr, og dermed hyppigere kalibrering. Mer om pH-måling og rutiner kan finnes i «Norsk Standard».

Det er ikke forventet at disse tiltakene alene vil forbedre avløpskvaliteten til anlegget, men det vil sørge for en bedre overvåking og gi bedre datagrunnlag ved fremtidige tiltak. Det kan derimot føre til en mer økonomisk drift av anlegget, fordi dosering blir mer presis.

### 7.2.2 Utbygging av blandekammer ved utløp

En annen løsning vil være å bringe anlegget tilbake til sin originale tilstand, altså slik det var før bygging av buffertankene. Med denne løsningen ville blandekammeret bli flyttet eller lagt om slik at det ble plassert etter buffertankene. Med denne metoden må man fortsatt forvente en pH-senkning på avløpsvannet. Men fordi man doserer med lut før det sendes på avløpsnett er ikke dette forventet å være et problem.

Fordelene med et slikt anlegg vil være bedre kontroll på utslipp og enklere styring. Dette er fordi avløpsvannet kommer fra buffertanken og er dermed mer homogent avløpsvann samtidig som volumstrømmen er enklere å kontrollere. Anlegget vil mest sannsynlig være både billigere i investering og drift, enn for eksempel ett luftningsanlegg. Inntil videre undersøkelser er utført, kan man anta at driftsutgiftene (innkjøp av lut) vil være de samme som dagens anlegg. For ett

slikt anlegg bør man i tillegg til utbygging også automatisere doseringssystemet. Det som ikke kan garanteres med et slikt renseanlegg er om pH-en vil i avløpsvannet vil synke på vei til renseanlegget. Effekten av dette bør diskuteres med kommune.

### 7.2.3 Utbygging av luftningsanlegg

Den vanligste løsningen ved behandling av avløpsvann fra industri, og spesielt vann med høyt organisk innhold er luftningsanlegg. Slike anlegg har vært foreslått for Nora av forskjellige aktører. Disse er ment som et forbehandlingsanlegg hvor behandlet vann sendes på kommunalt avløpsnett. En viktig del av konstruksjonen vil være å gjøre boblene så små som mulig. Med små bobler får man mest effekt per volum luft som sendes inn i avløpsvannet. Ved bygging av et slikt anlegg vil det være viktig å gjøre gode undersøkelser på oksygenbehovet og sjekk av pH-enderinger. Dette er viktig fordi avløpet er surt ved innløp og det er en høy organisk belastning på buffertankene.

Et luftningsanlegg vil forhindre de anaerobe nedbrytningsprosessene som forårsaker forsurening av avløpsvannet. Dessuten vil anlegget redusere KOF som er en fordel fordi dagens verdier er på grensen til kravene satt i påslippsavtalen ved høy belastning. Et slikt anlegg ville være en dyr investering, spesielt om buffertankene må gjøres om, samtidig som de relativt dyre i drift. Denne løsningen bør også diskuteres med kommunen fordi faren for sedimentering og luktutvikling vil øke ved biologisk forbehandling (Norsk Vann, 2011).

### 7.2.4 Andre rensealternativer

Fokuset i denne oppgaven har vært utbygging av anlegg som kan forbehandle avløpet. Det kan derimot være et alternativ å bygge andre anlegg enn dette. Ole Bendik Lilleby har i sin masteroppgave sett på muligheten for å utnytte avfallet til biogassproduksjon (Lilleby, 2017). Biogassproduksjon vil føre til mindre utslipp og produsere energi som kan komme bedriften til gode. Andre alternativer som kan være interessante, er å bygge noe som er nærmere ett fullverdig renseanlegg. Et fullverdig renseanlegg kan enten være kjemisk eller biologisk, men for et avløpsvann med høy BOF, er biologisk mest relevant. Et fullverdig renseanlegg har også muligheten for å rense avløpsvannet så grundig at det kan brukes igjen på anlegget. Dette kan føre til store vannbesparelser på produksjonsanlegget. Dette er omfattende alternative tiltak, men kan være verdt å ta i betraktning i en planleggingsprosess.

## 7.3 Kostnadsoverslag for utbedringstiltak

Det økonomiske aspektet er viktig når man tar hensyn til hvilket anlegg som skal bygges. For å få et bedre beslutningsgrunnlag, vil det bli gjennomgått en kort økonomisk analyse av de forventete kostnadene ved de foreslåtte anleggene. Det vil bli fokusert på investeringskostnader og driftskostnader på de aktuelle alternativene.

### 7.3.1 Måleutstyr og doseringssystem

Anslagene for drift av automasjon og måleutstyr har bakgrunn i at det trengs jevnlig kalibrering av måleutstyr en gang i uken. Kalibreringen burde ikke ta mer enn en halvtime per gang. Årlig kontroll av driftsutstyr er nødvendig for å sørge for at anlegget fungerer etter spesifikasjonene. Det ble tatt kontakt med leverandører av automatiseringsutstyr (EMEC s.r.l., 2017). Relevant automatiseringsutstyr koster rundt 20 000 NOK avhengig av modell og merke, pris for installering er ikke nevnt. Ved installasjon av bedre doseringssystem er det rimelig å forvente at dosering av lut optimeres. Dermed kan man antagelig spare kostnader på doseringen av lut, og forhindre sløsing av lut. Forventet besparelse i lut kan være betydelig, fordi ved dagens anlegg har doseringen ført til en pH-verdi på over 10 som er langt over minimumskravet i påslippsavtalen. Mengden man kan spare kan vurderes nærmere når man vet hvilket tiltak som skal implementeres.

### 7.3.2 Blandekammer ved utløp

Kostnadene for utbygging av blandekammer antas å være overestimert, Det ble tatt utgangspunkt i avgiftene for bygging av luftesystem 1 på 600 000 NOK. Deretter ble det brukt data håndbøker for å finne forventet pris på lignende arbeid (van Haandel & van der Lubbe, 2007). Arbeidet er forventet enklere og krever mindre utstyr enn bygging av lufteanlegg.

Driftskostnadene er estimert ved å anta at det blir de samme kostnadene som i dagens anlegg. Det vil si rundt 110 000 per år, men denne utgiften vil nok reduseres en god del dersom doseringen av lut effektiviseres. Dette kan undersøkes videre ved flere tester for alkaliteten på avløpsvannet etter lagring. Testresultatene vil gi et innblikk i hvor mye lut som må doseres for å opprettholde pH-en på et tilfredsstillende nivå.

### 7.3.3 Luftningssystemer:

Prisanslagene for luftningssystemene kommer fra prisanslag sendt til Orkla AS, gjennom prosjektingeniør (Hagen, 2017). Disse prisanslagene er utgangspunktet for kostnadsestimatene ved investering.

Ved beregninger av kostnadene til å drive anlegget ble det bare tatt hensyn til forventet strømbruk ved luftning. Det ble brukt verdien 16 kWh/(pe\*år) (Williams, 2017) (Supratec, 2017). Avfallet er estimert til å tilsvare ca. 10 000 personekvivalenter med tanke på KOF, så det vil tilsvare et årlig energibehov på omtrent 160 000 kWh/år. Strømprisen er hentet fra Fjordkraft sine hjemmesider (Fjordkraft, 2017) og ligger på rundt 0.35 NOK/kWh. Dette gir ett en årlig kostnad på rundt 56 000 NOK/år. Det må tas hensyn til at dette er estimater. Her ligger det usikkert i strømprisene og hvor mye lufting som kreves i praksis. Det kan for eksempel være at lufteanleggene i buffertank 1 og 2 må driftes samtidig som vil øke kostnadene ved drift betydelig. Forskjellen i luftningskrav er forskjellig utstyr har forskjellig strømforbruk, utformingen av luftningstanker spiller inn også videre. Estimater er det samme for både luftningssystem 1 og 2, fordi avløpsvannet er det samme. Nærmere kostnadsestimater burde gis av utstyrsleverandør basert på avløpsvannkvalitet.

### 7.3.4 Oppsummering: Kostnadsoverslag

Tabell 8: Kostnadsoverslag for forskjellige utbedringer av rensenanlegg

<i>Tiltak</i>	<i>Investering</i>	<i>Drift</i>	<i>Kommentar</i>
<i>Automasjon og måleutstyr</i>	40 000 – 70 000 NOK	6000 NOK/årlig + 2000 NOK/måned	Årlig kontroll av automasjonsutstyr + Månedlige kalibreringsutgifter
<i>Utløpsblandekammer</i>	250 000 NOK	110 000 NOK/år eller 20 000 NOK/måned	Samme utgifter som dagens tilsetning av lut.
<i>Luftesystem 1</i>	400 000 NOK + 600 000NOK	56 000 NOK/år	Utstyr + Konstruksjon
<i>Luftesystem 2</i>	2.4 MNOK	56 000 NOK/år	Totalt prisestimat fra Purac



## 8 Konklusjon

Målet med oppgaven var å identifisere årsakene bak bruddene på påslippsavtalen i Noras produksjonsanlegg. Etter søk i litteratur og undersøkelser av avløpsvannet, ble det funnet at den mest sannsynlige årsaken bak bruddene på påslippsavtalen skyldes anaerobe nedbrytningsprosesser. Nedbrytningsprosessene fører til syreproduksjon, som i sin tur fører til en påfølgende pH-reduksjon. Årsaken til dette problemet skyldes konstruksjonen av nye buffertanker som ikke har tatt hensyn til mikrobiologisk aktivitet i avløpsvannet ved lagring.

Etter at årsaken til problemene ble funnet, ble mulige løsninger kortfattet diskutert. For å løse problemet ble det fokusert på to forbehandlingsmetoder. Den første går ut på å flytte doseringen av lut og blandekammeret til etter buffertankene. Formålet med flyttingen er å kunne øke pH-en rett før utslipp. Med denne løsningen trenger man ikke å ta hensyn til pH-endingene som skjer i buffertanken. Det andre forslaget er å bygge et lufteanlegg i buffertankene. Dette vil forhindre den anaerobe nedbrytningen som er årsaken bak forsureningen av avløpsvannet. I tillegg anbefales det forbedringer av rutiner og innstallering av automasjonsutstyr. Formålet med disse tiltakene er å bedre kontrollen på anlegget.

For driftskostnadsestimatene ligger det usikkerhet, og mer informasjon ønskes før man tar konklusjoner. Forventete investeringskostnader, blir lavest hvis man flytter blandekammeret til utløpet. Med iverksetting av dette tiltaket, kan man forvente bedre kontroll over pH. Men selv om pH-en overholder kravene ved utløp, er det en mulighet at pH-en synker på vei til kommunalt renseanlegg. Hvis dette skjer, kan det føre til korrosjonsskader på ledningsnett. Investering av lufteanlegg er kostbart. Fordelen med et lufteanlegg er at det vil redusere mengden KOF. Redusert KOF, vil kunne øke mengden avløpsvann som kan slippes ut per døgn. Ulempen ved en slik behandling, er i tillegg til økte driftsutgifter, at den aerobe nedbrytningen av avløpsvannet fører til større sjanse for sedimentering. Dermed er det større sannsynlighet for luktutvikling og redusert kapasitet på ledningsnett.

Uansett hvilken løsning som velges, anbefales det ytterligere vurdering av hvordan de ulike behandlingsmetodene vil påvirke avløpsvannets kvalitet. I denne oppgaven har det også vært fokusert på forbehandlingsmetoder. Det kan derfor vurderes å ta stilling til andre behandlingsmetoder som for eksempel biogassutvinning, biologisk renseteknologi, komposterings-teknikker også videre. Dette anbefales også tett samarbeid med kommune fordi det er kommunene som har mest interesse av kvaliteten på avløpsvannet etter utløp.





## 9 Veien videre

Før anlegget utbedres, anbefales det å utføre flere undersøkelser. Dette er hensiktsmessig for å kunne optimalisere driften, og å ha et bedre grunnlag for valg av investering i utstyr.

- Testing av alkalitet/aciditet:
  - Formålet med denne testen er å få et bedre innblikk i hva som kreves av lut, dersom blandingskammer flyttes til utløp. Avløpsvannet som bør testes er det som kommer fra lagring, fordi dette gir mest realistisk scenario. Dette kan gjøres ved å titrere lagret avløpsvann (der oppholdstiden er som den som forventes i buffertank, omtrent 24 timer), opp mot en pH-verdi på minst 6, men gjerne høyere. Dette bør gjøres for de forskjellige typene produksjon som utføres på anlegget.
- Oppbevaringstester
  - Det anbefales å utføre flere oppbevaringstester der prøvene oppbevares i minimum 24 timer for å styrke resultatene fått i denne oppgaven. Dette kan gi innblikk i om pH-senkning skjer ved avløp fra andre produksjoner. Prøvene bør lagres i romtemperatur fordi denne temperaturen ligner mest på forholdene i buffertanken.
  - Et alternativ til å ta prøver av avløpsvannet, er å plassere en pH-transmitter i buffertankene. Da kan man måle direkte i buffertanken hvordan pH-en endres over tid. Denne metoden vil gi det mest realistiske scenarioet, men vil kreve mer utstyr.
- Luftningsforsøk:
  - Disse undersøkelsene bør utføres fordi anlegget ikke har typiske verdier for organisk materiale i forhold til vanlig avløpsvann. Undersøkelsene vil gi ett innblikk i hvor mye oksygen som kreves for å hindre anaerobisk nedbrytning. Dette kan mest sannsynlig påvises ved å observere at det ikke har vært en negativ pH-ændring. Det ville også være interessant å vite om det ville kreves luttilsetning etter luftningsforsøk, fordi pH-en er sur ved innløpet til renseanlegget.

- Vannet som testes bør ha omtrent samme kvalitet som det vannet som kommer inn i buffertanken. Det anbefales derfor å ta prøver fra blandekammeret uten at det har vært tilsatt lut. Et alternativ ville vært sandfanget, men her kan mengden organisk materiale være noe større, fordi det ikke har vært igjennom trappesilen.
- Det anbefales å utføre KOF og BOF analyser ved disse prøvene for å finne ut hvor mye forventet reduksjon av organisk materiale vil være. Dette kan gi ett godt innblikk i hva som vil være forventet utslippsmengde, og dermed om produksjon av noen vannkrevende grønnsaker (for eksempel rødbeter) kan foregå over lengre tid.
- Undersøkelser av avløpsstrømmer
  - Dette er et trinn som kan undersøke om avløpsstrømmer fra for eksempel vakuumfyller har noe å si på den anaerobe nedbrytningsprosessen. Dette kan for eksempel gjøres ved å sende avløpet rett på avløpsnettet, etter samtaler med kommunen.

## 10 Referanser

- Biowater Technology AS. (2017, April 27). *News Archive: Turning organic wastewater into biogas*. Hentet fra [biowatertechnology.com](http://www.biowatertechnology.com):  
<http://www.biowatertechnology.com/en/news-archive/grimstad/>
- Bjørn, R., Skjelhaugen, O. J., & Stevik, P. (1997). *Våtkompostering av organisk avfall*. Ås: Rubin Stiftelsen. Hentet fra [http://www.rubin.no/Rapporter/501\\_67.PDF](http://www.rubin.no/Rapporter/501_67.PDF)
- Cavinato, C. (2017, April 14). *Anaerobic Digestion Fundamentals*. Hentet fra Valorgas:  
[http://www.valorgas.soton.ac.uk/Pub\\_docs/JyU%20SS%202011/CC%201.pdf](http://www.valorgas.soton.ac.uk/Pub_docs/JyU%20SS%202011/CC%201.pdf)
- Christensen, T. H. (2011). *Solid Waste Technology* (Vol. 2). West Sussex: Wiley. doi:ISBN: 9781405175173
- Clark, J. (2017, April 16). *Temperature Dependence of the pH of pure Water*. Hentet fra [chem.libretexts.org](http://chem.libretexts.org):  
[https://chem.libretexts.org/Core/Physical\\_and\\_Theoretical\\_Chemistry/Acids\\_and\\_Bases/Acids\\_and\\_Bases\\_in\\_Aqueous\\_Solutions/The\\_pH\\_Scale/Temperature\\_Dependence\\_of\\_the\\_pH\\_of\\_pure\\_Water](https://chem.libretexts.org/Core/Physical_and_Theoretical_Chemistry/Acids_and_Bases/Acids_and_Bases_in_Aqueous_Solutions/The_pH_Scale/Temperature_Dependence_of_the_pH_of_pure_Water)
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's Water Treatment Principles and design* (Third. utg.). New Jersey: John Wiley & Sons Inc.
- Eik Idéverksted. (2017, April 21). *eikide.org: Om Eik Idéverksted*. Hentet fra [eikide.org/om-oss](http://www.eikide.org/om-oss): <http://www.eikide.org/om-oss>
- EMEC s.r.l. (2017). *Price list 2017*. Rieti: EMEC s.r.l.
- Encyclopædia Britannica. (2016, August 4). *Chemical Reaction: Hydrolysis*. Hentet fra [Britannica.com](https://global.britannica.com/science/hydrolysis): <https://global.britannica.com/science/hydrolysis>
- Fjordkraft. (2017, April 21). *Strømpriser*. Hentet fra [fjordkraft.no](http://www.fjordkraft.no):  
<https://www.fjordkraft.no/privat/strompriser/>
- Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. New Jersey: Wiley-Interscience.
- Grady Jr., L. C., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. (2011). *Biological Wastewater Treatment, Third Edition*. Boca Raton: CRC Press. Hentet fra

<https://books.google.no/books?id=stjLBQAAQBAJ&pg=PA582&lpq=PA582&dq=methanogenesis+stabilizing+pH&source=bl&ots=rYfZJG6tG6&sig=PGmr6um3ilqVjmyaVgSo2Fp3iLA&hl=en&sa=X&ved=0ahUKEwiz9-zh5tjSAhXFkSwKHR9OD6EQ6AEIITAA#v=onepage&q=methanogenesis%20stabilizing%20>

Hagen, H. (2017). Prosjektingeniør Orkla. (S. Langfeldt, Intervjuer)

Heistad, A. (2016). *THT201BOD COD 2016*. Ås: NMBU.

Horn, S. J. (2017, Mars 3). Enzymaktivitet i avløpsvann. (S. Langfeldt, Intervjuer)

Iwaki pumps. (2006). Iwaki Electromagnetic Metering Pump. Tokyo: IWAKI CO., LTD.

Hentet fra [http://www.flowtec.be/userfiles/files/eh-e-serie/EH\\_E\\_ins.PDF](http://www.flowtec.be/userfiles/files/eh-e-serie/EH_E_ins.PDF)

Khan Academy. (2017, April 13). *Fermentation and anaerobic respiration*. Hentet fra

[khanacademy.org](https://khanacademy.org): [https://ka-perseus-](https://ka-perseus-images.s3.amazonaws.com/6cd39322c5448333812f01ca4e930b8af0c316c8.png)

[images.s3.amazonaws.com/6cd39322c5448333812f01ca4e930b8af0c316c8.png](https://ka-perseus-images.s3.amazonaws.com/6cd39322c5448333812f01ca4e930b8af0c316c8.png)

Lilleby, O. B. (2017). *Biogasspotensiale i avløpsvann fra Nora og Idun*. Ås: Norges Miljø- og Biotenskaplige Universitet.

Lovdata.no. (2017, January 05). *Lovdata.no: Forurensningsforskriften Del 4. Avløp: Kapittel*

*15A*. Hentet fra Lovdata.no: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4-6#KAPITTEL_4-6)

[931/KAPITTEL\\_4-6#KAPITTEL\\_4-6](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4-6#KAPITTEL_4-6)

Menzel, U., & Gottschalk, G. (1985, Oktober). The internal pH of *Acetobacterium wieringae* and *Acetobacter aceti* during growth and production of acetic acid. *Archives of Microbiology*, 47-51. doi:10.1007/BF00414767

Nedland, K. T. (2017, mars 17). Sivilingeniør, Vann og miljø. (S. Langfeldt, Intervjuer)

Norsk Vann. (168 | 2009). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg*. Hamar:

Norsk Vann. Hentet March 11, 2009 fra

<http://www.vannforeningen.no/ikbViewer/Content/849015/Oddvar%20G%20Lindholm%20mfl.pdf>

Norsk vann. (192 | 2012). *Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken*. Hamar: Norsk vann.

- Norsk Vann. (2011). *Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri*. Hamar: Norsk Vann.
- Norsk Vann. (2017, April 24). *VA ordbok*. Hentet fra norskvann.no:  
<https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/view.php?id=676&mode=&hook=ALL&sortkey=&sortorder=&fullsearch=0&page=4>
- Norwegian Environment Agency. (2017, January 05). *Miljøkommune.no: Påslipp fra Virksomhet til offentlig avløpsnett*. Hentet fra Miljøkommune.no:  
<http://www.miljokommune.no/Temaoversikt/Forurensing/Avlop/3-Paslipp-til-kommunalt-avlopsvann/Paslipp-fra-virksomhet-til-offentlig-avlopsnett-kapittel-15A/>
- Ødegård, H. (1992). *Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann*. Trondheim: Tapir Forlag.
- Ødegård, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. Norsk vann.
- Orkla ASA. (2017, January 04). *Orkla Official Page*. Hentet fra Orklas Official Page:  
<http://www.orkla.no/>
- Petersen, S. P., & Ahring, B. K. (1991). Acetate oxidation in a thermophilic anaerobic sewage-sludge digester: the importance of non-aceticlastic methanogenesis from acetate. *FEMS: Microbiology Letters*, Abstract.
- Sanin, F. D., Clarkson, W. W., & Vesilind, P. A. (2011). *Sludge Engineering: The treatment and disposal of wastewater sludges*. Lancaster: DEStech Publications, Inc. doi:978-1-932078-87-9
- Serna, E. (2009, November 25). *Anaerobic Digestion Process*. Hentet fra wtert.eu:  
<http://www.wtert.eu/default.asp?Menu=13&ShowDok=12>
- Shah, F. A., Mahmood, Q., Shah, M. M., Pervez, A., & Asad, S. A. (2014). Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. *Scientific World Journal*. doi:10.1155/2014/183752
- Statistisk Sentralbyrå. (2017, April 30). *Kommunefakta: Rygge*. Hentet fra ssb.no:  
<https://www.ssb.no/kommunefakta/rygge>
- Steinkraus, K. H. (1992). *Applications of Biotechnology to Fermented Foods: Report of an Ad Hoc Panel of the board on Science and Technology for International Development*.

- Washington DC: National Academies Press (US). Hentet fra <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK234703/>
- Stiftelsen VA/Miljø-blad. (2009). *VA-miljøblad nr. 36: Dosering av lut og soda*. Oslo: VA-miljøblad.
- Supratec. (2017, April 21). *Power up your wastewater*. Hentet fra [oxyflex.de](http://oxyflex.de): [http://www.oxyflex.de/media/8cf564d0-6a2a-4eec-97c5-1f84fb547a0d/\\_0Y2iw/Be1%C3%BCfter-Dokumente/OXYFLEX%20MF1100/Englisch/Energy%20saving%20OXYFLEX%C2%AE%20MF1100-engl\\_Mail.pdf](http://www.oxyflex.de/media/8cf564d0-6a2a-4eec-97c5-1f84fb547a0d/_0Y2iw/Be1%C3%BCfter-Dokumente/OXYFLEX%20MF1100/Englisch/Energy%20saving%20OXYFLEX%C2%AE%20MF1100-engl_Mail.pdf)
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse* (4th edition. utg.). (M. & Inc., Red.) McGraw Hill.
- Technische Universität Hamburg. (2017, Mars 31). *Activated Sludge*. Hentet fra [cgi.tu-hamburg.de](https://cgi.tu-hamburg.de): [https://cgi.tu-hamburg.de/~awwwweb/wbt/emwater/lessons/lesson\\_c1/lm\\_pg\\_1425.html](https://cgi.tu-hamburg.de/~awwwweb/wbt/emwater/lessons/lesson_c1/lm_pg_1425.html)
- The Oxford Dictionary. (2017, Februar 14). *English: Oxford Living Dictionaries*. Hentet fra [en.oxforddictionaries.com](https://en.oxforddictionaries.com): <https://en.oxforddictionaries.com/definition/hydrolyse>
- Tortora, G. J., Funke, B. R., & Case, C. L. (2014). *Microbiology An Introduction* (Pearson New International Edition. utg.). Harlow: Pearson. doi:ISBN 13: 978-1-292-02630-5
- van Haandel, A., & van der Lubbe, J. (2007). *Handbook Biological Waste water treatment: Design and optimalization of activated sludge systems*. Leidschendam: Quist Publishing.
- VITO. (2017, Januar 19). *emis: energie- en milieu-informatiesysteem voor het Vlaamse Gewest*. Hentet fra [emis: Buffer tanks](http://www.emis.vito.be): <http://www.emis.vito.be/node/19384>
- Williams, S. E. (2017). *Energy usage comparison between activated sludge treatment and rotating biological contactor treatment of municipal wastewater*. Grand Rapids: [williams-works.com](http://williams-works.com). Hentet fra <http://williams-works.com/articles/RBC%20v%20AS%20energy%20comparison.pdf>
- Wu, M.-C., Sun, K.-W., & Zhang, Y. (2006). Influence of temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of municipal organic solid waste. *Journal of Zhejiang Univerdity Science B*, 180-185.

Xylem. (2017, April 21). *Aeration Products*. Hentet fra Xylem water solutions:

<http://www.xylemwatersolutions.com/scs/norway/nb->

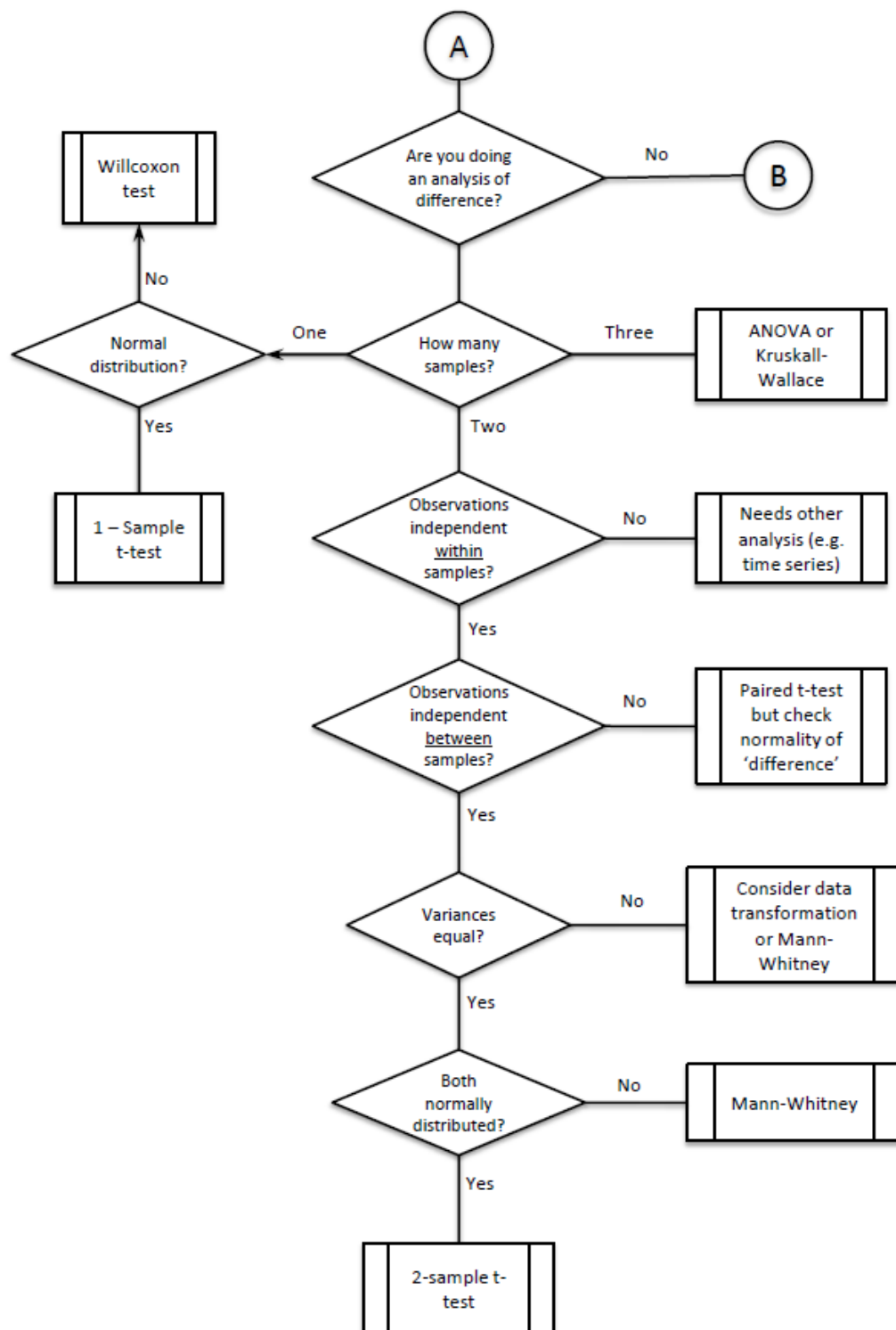
[no/produkter/lufere/Documents/Aeration%20product%20assortment%20brochure.pdf](http://www.xylemwatersolutions.com/scs/norway/nb-produkter/lufere/Documents/Aeration%20product%20assortment%20brochure.pdf)

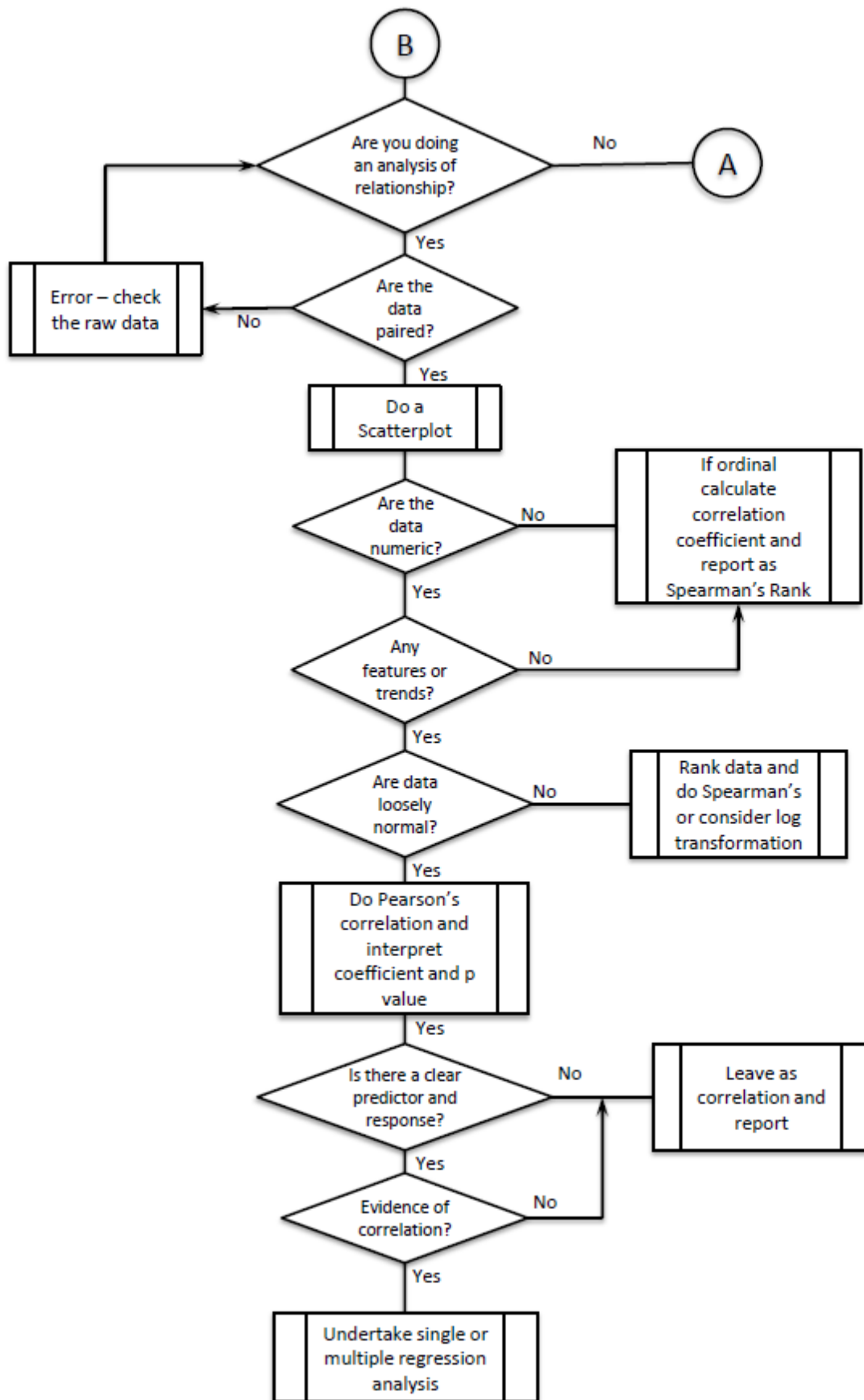




# 11 Vedlegg

## 11.1 Statistiske hjelpeverktøy





## 11.2 Alkalitetstest fullt resultat

Tabell 9: Resultater [mekv/l] fra Alkalitetstesting

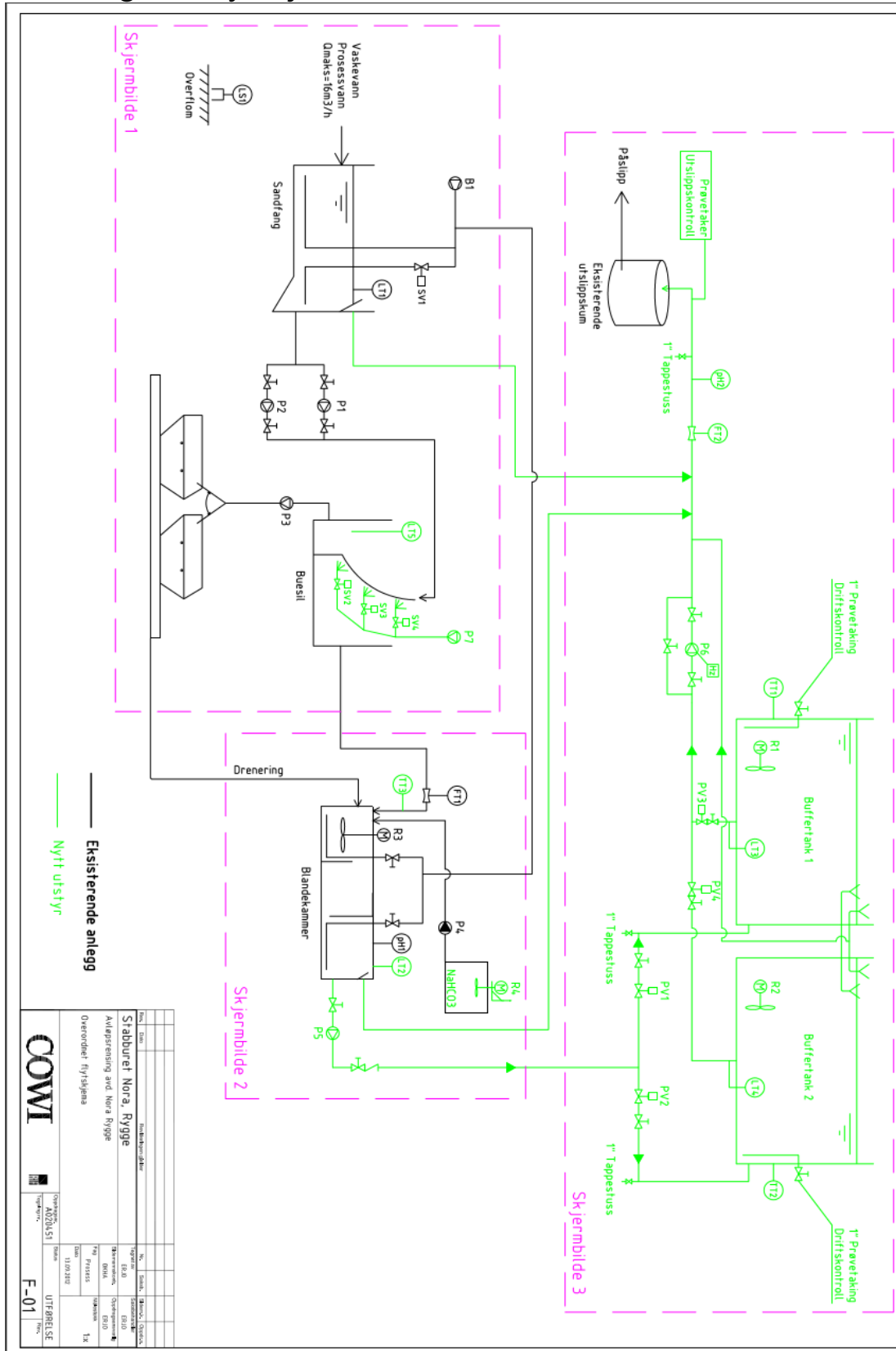
Sample ID	Start pH	End pH	p-value [mmol/l]	m-value [mmol/l]
Vakuumfyller	4.383	4.253	0	0.09
Buffertank inn (tank 1) 1	4.875	4.276	0	1.47
Buffertank inn (tank 1) 2	4.885	4.284	0	1.49
Buffertank inn (tank 1) 3	4.869	4.273	0	1.48
Buffertank ut (tank 2) 1	4.703	4.269	0	1.34
Buffertank ut (tank 2) 2	4.725	4.276	0	1.24
Buffertank ut (tank 2) 3	4.674	4.28	0	1.24
Sandfang 1	5.42	4.189	0	0.5
Sandfang 2	5.364	4.23	0	0.44
Sandfang 3	5.432	4.25	0	0.47
efp1	7.617	3.745	0	5.29
efp2	8.807	3.822	0.28	1.57
efp3	6.944	4.265	0	1.27
ffp1	11.418	4.248	3.93	5.7
ffp2	11	3.92	1.98	3.41
ffp3	11.169	4.06	2.19	3.42

## 11.3 HPLC fullstendige resultater

Tabell 10: Fullstendige resultater fra HPLC-analyse

Fullt navn	Merk e	Formic	Acetic	Propion ic	I- butyr ic	Butyr ic	I- valeri c	Valer ic	Lactic
Sandfang 1	SF	4.8877	30.925 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	105.52 88
Sandfang 2	SF	5.0361	38.831 3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	117.85 67
Sandfang 3	SF	0.0000	33.528 3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	97.092 1
Tank 1 prøve 1	T1	10.7245	293.76 37	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	91.979 9
Tank 1 prøve 2	T1	11.5314	305.68 82	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	110.80 47
Tank 1 prøve 3	T1	12.8422	304.54 58	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	124.15 50
Tank 2 prøve 1	T2	13.1173	276.69 55	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.0000
Tank 2 prøve 2	T2	12.5269	291.08 67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.0000
Tank 2 prøve 3	T2	12.5732	280.98 67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.0000
Blandekam mer begynnelse av batch 1	FFP	0.0000	72.586 9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	137.83 25
Blandekam mer begynnelse av batch 2	FFP	0.0000	28.702 8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	65.723 3
Blandekam mer begynnelse av batch 3	FFP	0.0000	21.439 0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	54.277 6
Blandekam mer på enden av batch 1	EFP	0.0000	33.966 0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	67.183 9
Blandekam mer på enden av batch 2	EFP	0.0000	48.988 1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	80.370 7
Blandekam mer på enden av batch 3	EFP	0.0000	67.102 1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	288.77 00

# 11.4 Originalt flytskjema



Figur 35: Full visning av originale flytskjema













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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway