



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2022 30 stp**

Institutt for matematiske realfag og teknologi

## **Hvilke alternativer har Nore og Uvdal kommune for valg av slambehandling for å imøtekomme dagens krav på en mest mulig bærekraftig måte?**

Silje Merete Øyslebø

Vann- og miljøteknikk

## Forord

Masteroppgaven er skrevet våren 2022 ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet ved fakultetet for realfag og teknologi. Oppgavens omfang er på 30 studiepoeng og er avsluttende oppgave av mastergrad i vann- og miljøteknikk.

Innenfor fagfeltet er det avløp og slambehandling som i størst grad har fanget interessen min og som er årsaken til valg av tema for masteroppgaven. Oppgaven tar for seg muligheter for å forbedre slambehandlingen i Nore og Uvdal kommune på en måte som i større grad enn dagens løsning kan bidra til gjenvinning av næringsstoffer i tillegg til å være mer bærekraftig.

Benytter muligheten til å takke mine to veiledere ved Realtek, John Morken og Nazli Pelin Kocatürk Schumacher for god faglig veiledning og diskusjoner dette semesteret.

Takk til Nore og Uvdal kommune for finansiering av slamprøver og tilgang til informasjon.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Rødberg, 15.mai, 2022

---

Silje Merete Øyslebø

## Sammendrag

Slam er et uunngåelig biprodukt fra avløpsrensprosessen. I 2020 utgjorde slam fra norske renseanlegg 156 000 tonn tørrstoff. Behandling og deponering av slam utgjør opptil 60 % av de totale kostnadene for et avløpsrensanlegg. Det kan derfor være betydelige summer å spare på å optimaliserer og effektiviserer slambehandlingen.

Slam kan brukes til blant annet biogassproduksjon, strømproduksjon, oppvarming jordforbedring eller videreforedles som gjødsel avhengig av valgt behandlingsform.

Gjeldende metode for slambehandling i Nore og Uvdal kommune er for tiden avvanning i lagune med etterfølgende deponering på nedlagt søppelfylling. Kommunen har i en årrekke overskredet mengdebegrensningen i lagunene i tillegg til at slambehandlingen etter avvanning ikke gjennomføres forskriftsmessig.

Det finnes en rekke behandlingsmetoder for slam og oppgaven ser på anaerob behandling, kompostering, kalktilsetning og struvittproduksjon. Slammets gjødslingseffekten og klimapåvirkningen sammenlignes for kompostert og anaerobt nedbrutt slam.

Resultatene fra prøver av uavvannet slam i Nore og Uvdal kommune viser er slam med høyt sink og kobberinnhold noe som betyr begrensninger i slammets brukspotensiale. Videre er det samlet inn prøver fra to andre komposteringsanlegg for sammenligningens skyld.

## Abstract

Sludge is an unavoidable by-product of the wastewater treatment process. In 2020, sludge from Norwegian treatment plants amounted to 156,000 tonnes of dry matter. Treatment and disposal of sludge accounts for up to 60% of the total treatment costs for a wastewater treatment plant. There can therefore be significant sums to save on optimizing and streamlining sludge treatment.

Sludge can be used for, among other things, biogas production, electricity production, heating, soil improvement or further processed as fertilizer depending on the chosen form of treatment.

The current method for sludge treatment in Nore and Uvdal municipality is currently dewatering in a lagoon with subsequent disposal on a closed landfill. For several years the municipality has exceeded the quantity limit in the lagoons and the sludge treatment after dewatering is not carried out in accordance with regulations.

There are a number of treatment methods for sludge and the thesis looks at anaerobic treatment, composting, lime addition and struvite production. The fertilization effect and climate impact of the sludge are compared for composted and anaerobically degraded sludge.

The results from tests of unwatered sludge in Nore and Uvdal municipality show sludge with a high zinc and copper content, which means limitations in the sludge's use potential. Furthermore, there have been collected samples from two additional treatment plants for comparison.

## Innholdsfortegnelse

Forord .....	1
Sammendrag.....	2
Abstract.....	3
Innholdsfortegnelse .....	4
Forkortelser og ordliste.....	8
Figurliste.....	9
Tabelliste.....	10
1. Innledning.....	11
1.1. Om oppgaven.....	11
1.2. Problemstilling.....	11
1.3. Metode.....	11
1.4. Oppgavens oppbygning .....	11
1.5. Begrensinger.....	12
2. Bakgrunns informasjon.....	13
2.1. Avløpsrensing .....	13
2.2. Rensekrav .....	14
2.3. Slam.....	15
2.3.1. Primærslam, kjemisk slam og biologisk slam.....	15
2.4. Beskrivelse av kommunen.....	15
2.4.1. Jordstrukturen i Numedal .....	16
2.5. Presentasjon av tre av kommunens renseanlegg.....	16
2.5.1. Norefjord renseanlegg.....	17
2.5.2. Rødberg renseanlegg.....	18
2.5.3. Øvre Uvdal renseanlegg.....	18
2.6. Dagens slambehandling i Nore og Uvdal kommune .....	19
2.6.1. Estimerte slammengder fra renseanlegg og spredt avløp.....	20
2.5.2. Estimerte slammengder fra husdyr.....	21
3. Teori.....	22
3.1. Mål for utnyttelse av slam.....	22
3.2. Gjødselvereforskriften .....	22
3.3. Avfallsforskriften.....	23
3.4. Slambehandling .....	24
3.5. Fortykking .....	25
3.6. Stabilisering og hygienisering.....	25
3.6.1. Kompostering.....	26

3.6.2.	Anaerob behandling .....	26
3.6.3.	Kalkbehandling.....	29
3.7.	Avvanning .....	30
3.7.1.	Beskrivelse av utstyr for avvanning .....	31
3.8.	Innholdet i avløpsslam.....	32
3.8.1.	Organisk materiale .....	32
3.8.2.	Fosfor.....	32
3.8.3.	Nitrogen .....	33
3.8.4.	Kalium .....	34
3.8.5.	Tungmetaller .....	34
3.8.6.	Fremmedlegemer .....	35
3.8.7.	Lukt .....	35
3.9.	Fjerning av søppel fra avløpet .....	36
3.9.1.	Utstyr for fjerning av avløpssøppel fra innløpet på renseanlegg .....	36
3.10.	Fjerning av søppel i slammet .....	36
3.10.1.	Utstyr for fjerning av søppel fra slammet.....	36
3.11.	Slam som gjødsel kontra slam som jordforbedring.....	36
3.11.1.	Gjødslingseffekt for anaerobt behandlet slam .....	40
3.11.2.	Gjødslingseffekt for kompostert slam .....	41
3.11.3.	Gjødslingseffekt for kalktilsatt slam .....	42
3.11.4.	Gjødslingseffekt fra struvitt .....	42
3.11.5.	Gjødslingseffekt fra biokull produkter .....	43
3.12.	Klimapåvirkning .....	43
3.12.1.	Lagring av karbon i jorda .....	45
3.12.2.	Klimapåvirkning ved behandling, lagring og påføring av kompostert slam ...	46
3.12.3.	Klimapåvirkning fra slam som gjennomgår anaerob behandling .....	46
3.12.4.	Klimapåvirkning fra produksjon av kalk for tilsetning i slam .....	47
3.13.	Kostnader knyttet til behandling .....	48
3.13.1.	Estimerte kostnader knyttet til etablering og drift av biogassanlegg .....	48
3.13.2.	Estimerte kostnader knyttet til etablering av komposteringsanlegg .....	48
3.13.3.	Estimerte kostnader knyttet til transport av uavvannet slam til Fossan.....	49
3.13.4.	Estimerte kostnader knyttet til etablering av flere laguner .....	49
3.13.5.	Andre alternativer .....	50
3.14.	Energipotensial for slammet.....	50
3.14.1.	Produksjon av varme .....	51
3.14.2.	Produksjon av elektrisitet .....	51

3.14.3.	Oppgradering av biogass til biodrivstoff .....	51
4.	Material og metode.....	52
4.1.	Utstyr for prøvetaking .....	52
4.2.	Metode for prøvetaking .....	52
4.3.	Analyser .....	52
4.4.	Feilkilder.....	53
5.	Prøvetakingsresultater.....	55
5.1.	Prøvetakingsresultater av slammet fra Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg.....	55
5.2.	Prøvetakingsresultater av slammet fra komposteringsanlegg.....	57
5.3.	Analyser av resultatene fra prøvetaking .....	58
5.3.1.	Fosfor innholdet .....	59
5.3.2.	Nitrogen innholdet .....	59
5.3.3.	Karboninnholdet .....	59
5.3.4.	Sink og kobber i slammet .....	60
5.4.	Slammengder.....	60
5.4.1.	Renseanleggene 2016 – 2020 .....	60
5.4.2.	Spredt avløp i perioden 2016 – 2021.....	62
5.4.3.	Husdyr i 2017 .....	63
5.4.4.	Mengder matavfall generert i kommunen .....	63
6.	Diskusjon.....	64
6.1.	Slammengder.....	64
6.1.1.	Beregnete slammengder fra renseanlegg.....	64
6.1.2.	Beregnete slammengder for spredt avløp.....	66
6.1.3.	Slammengder som kan oppnås .....	66
6.2.	Slamkvaliteten.....	67
6.2.1.	Tungmetallinnholdet .....	67
6.2.2.	C/N forholdet.....	68
6.2.3.	Tørrestoffinnholdet .....	68
6.3.	Sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på volumreduksjon.....	69
6.4.	Sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på gjødselverdi.....	69
6.5.	Sammenligning av klimapåvirkning for rankekompostering og biogassproduksjon ..	70
6.6.	Sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på konvertering av organisk karbon til drivhusgasser .....	71
6.7.	Vurdering av metode med tanke på behandlingsteknologi.....	72

6.7.1.	Fjerning av avfall .....	72
6.7.2.	Fortykking og avvanning .....	72
6.8.	Vurdering av metode med tanke på kostnad .....	73
6.8.1.	Andre inntjeningsmuligheter .....	74
7.	Konklusjon.....	75
7.1.	Forslag til forbedret behandling av avløpsslam fra Nore og Uvdal kommunes rensaneanlegg for å møte fremtidens krav i gjødselvareforskriften.....	75
7.2.	Bruk av slammet som ressurs .....	76
8.	Forslag til videre arbeid .....	77
9.	Kilder.....	78



## Forkortelser og ordliste

Aggregatstabiliteten	-	Jordas evne til å motstå ytre påvirkning.
Arkebakterie	-	Bakterier som lever i ekstreme miljøer uten oksygen.
Biogass	-	Gassblanding som dannes ved nedbrytning av organisk materiale uten tilgang på oksygen.
CECs	-	Utvalgte organiske forurensinger av ny bekymring.
CH <sub>4</sub>	-	Metan
Gjødsel	-	Tilfører jorda næringsstoffer som vekstene trenger. Hovednæringsstoffer er nitrogen, fosfor, kalium, magnesium og svovel.
Kelasjon	-	En binding av ioner og molekyler til metallioner.
Lystgass	-	N <sub>2</sub> O, den tredje viktigste klimagassen. CO <sub>2</sub> er den viktigste etterfulgt av metan.
Metanogene potensialet	-	Metanogene bakterier er en gruppe anaerobe arkebakterier som skaffer seg energi ved å redusere karbondioksid til metan.
NH <sub>3</sub>	-	Ammoniakk
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	Ammonium.
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	Nitrat.
NUK	-	Nore og Uvdal kommune.
Olsen P	-	Enkel kjemisk analysemetode.
P-AL	-	Lett tilgjengelig fosfor.
RA, ra	-	Renseanlegg.
SS	-	Suspendert stoff. Slammets innhold av oppslemmet, partikulært materiale.
TKB	-	Termotolerante koliforme bakterier.
TS	-	Tørrstoff. Den delen av slammet som ikke er vann, med andre ord det totale innholdet av oppløst og partikulært stoff i væsken.
Urea	-	Sluttproduktet når proteiner og nitrogenholdige stoffer brytes ned ved stoffskifte. Organisk sambinding som inneholder nitrogen og en karbonylgruppe (CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O).

## Figurliste

Figur 1: Forventet renseseffekt for utvalgte kombinasjoner av rensemetoder (Ødegaard, 2014).....	14
Figur 2: Flytskjema for Rødberg renseanlegg.....	18
Figur 3: Flytskjema for slambehandlingsprosessen (Gullesen, 2021) .....	24
Figur 4: Viser mulig utnyttelse av slam, matavfall og annet vekstoverskudd gjennom anaerob nedbryting (Green City Times, u.å.).....	27
Figur 5: Trinnvis nedbrytning av organisk materiale til biogass (Jørgensen, 2009). .....	28
Figur 6: Transportkostnader med og uten avvanning av slam (Sammot et al., 2019).....	31
Figur 7: Fosforopptak ved pottforsøk (Brod & Øgaard, 2021). .....	39
Figur 8: Fordeling av næringsstoffer etter separasjon av anaerobt nedbrutt slam med skuepresse (Schnürer & Jarvis, 2018).....	41
Figur 9: Struvitt (Lillealtern, 2015).....	43
Figur 10: Karbonkretsløpet (Landbrukets klima og energisenter, 2020).....	45
Figur 11: Fosfor- og nitrogeninnhold.....	56
Figur 12: Organisk karbon innhold.....	57

## Tabelliste

Tabell 1: Definisjon av rensekrav (Ødegaard, 2014).....	14
Tabell 2: Oversikt over kommunale renseanlegg i Nore og Uvdal kommune (Helgestad, 2019).....	17
Tabell 3: Forventet slamproduksjon ved forskjellige renseprosesser (Ødegaard, 2014). ....	20
Tabell 4: Maksimumsgrenser for innhold av tungmetaller for de ulike kvalitetsklassene av behandlet slam. (Gjødselvereforskriften 2021) .....	23
Tabell 5: Beskrivelse av behandlingsmetoder for slam benyttet i Norge (Ålund et al., 2021).	24
Tabell 6: Innholdet i biogass (Jørgensen, 2009). .....	27
Tabell 7: Egnethet for ulike slamtyper på ulike jordsammensetninger (Blytt, u.d.).....	38
Tabell 8: Mengder avløps slam og annet organisk avfall levert til ulike typer anlegg per år i perioden 2017 – 2020 i tonn TS (Ålund et al., 2021).....	44
Tabell 9: Kostnadsestimat på etablering av flere slamlaguner (Helgestad, 2019b) .....	50
Tabell 10: Analyseresultat fra prøver av ikke avvannet slam ved Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg .....	55
Tabell 11: Innhold av næringsstoffer i slammet.....	56
Tabell 12: Karbon/nitrogen forholdet til ubehandlet slam .....	57
Tabell 13: Analyseresultat fra slamprøver fra Fossan tatt 18.10.21. ....	58
Tabell 14 Analyseresultat av slamprøver fra Hagaskogen tatt 28.04.2021.....	58
Tabell 15: Slammengder fra kommunale renseanleggene i perioden 2016 – 2020.....	60
Tabell 16: Slammengder per pe fra renseanlegg [ $m^3/år$ og $l/år$ ]. .....	61
Tabell 17: Slammengde per pe fra renseanlegg [ $m^3/døgn$ og $l/døgn$ ]. .....	61
Tabell 18: Slammengder totalt og fra spredt avløp i perioden 2016 – 2021 .....	62
Tabell 19: Tonn gjødsel produsert i 2017 fordelt på kyr og sauer .....	63
Tabell 20: Mengde innsamlet matavfall for kommunen 2017-2021 .....	63

## 1. Innledning

Som et restprodukt fra renseprosessen produseres avløpsslam. Avløpsrensing og slambehandling er nært sammenknyttet fordi avløpsrenseprosessene påvirker egenskapene til slammet som blir separert vekk fra avløpsvannet. Slambehandlingsprosessene kan også påvirke avløpsrenseprosessene ved eventuelle returstrømmer fra fortykning og avanning av slam som går tilbake til innløpet på avløpsrenseanlegget.

### 1.1. Om oppgaven

Masteroppgaven har som formål å belyse mulige forbedringer av slambehandlingen i Nore og Uvdal kommune. Det er valgt å se nærmere på og sammenligne rankekompostering og anaerob forbrenning. Dette fordi rankekompostering delvis er eksisterende metode for slambehandling i kommunen og anaerob forbrenning fordi det er sett på som en klimavennlig slambehandlingsprosess siden den produserer biogass som er en fornybar energikilde. Videre har litteraturstudiet gjort det relevant å nevne kalktilsetning og struvittproduksjon som mulige alternativer.

### 1.2. Problemstilling

«Hvilke alternativer har Nore og Uvdal kommunen for valg av slambehandling for å imøtekomme dagens krav på en mest mulig bærekraftig måte?»

Hovedsakelig med en sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på volumreduksjon, beregninger av teoretisk volumreduksjon, gjødselverdi og klimapåvirkning. I tillegg til mulighetene for kalktilsetning og struvittproduksjon av slammet.

### 1.3. Metode

Arbeidet startet med et litteratursøk og litteraturstudium for å få en oversikt over eksisterende kunnskapsgrunnlag for slambehandling ved rankekompostering og anaerob forbrenning. Videre er det tatt prøver av uavvannet slam, og det er innhentet analyseresultater fra ferdigkompostert slam fra Fossan og Hagaskogen. Det blir gitt en beskrivelse av tre av kommunens renseanlegg og eksisterende slambehandling. Videre er litteraturstudiet brukt til å sammenligne de ulike behandlingsmetodene med tanke på gjødslingseffekt, klimaavtrykk og volumreduksjon.

### 1.4. Oppgavens oppbygning

Oppgaven starter med en beskrivelse av problemstilling og metode. Videre er det et kapittel som heter «Bakgrunns informasjon» som tar for seg rensekrav, beskrivelse av grunnforholdene i dalen, beskrivelse av noen av kommunens renseanlegg i tillegg til en beskrivelse av dagens metode for slambehandling i Nore og Uvdal kommune. Teoridelen av oppgaven starter med å definere slam og metoder for slambehandling og gjødselvereforskriften. Deretter presenteres innsamlede resultater som videre drøftes og diskuteres. Oppgaven avsluttes med en sammenligning omkring de ulike presenterte alternativene og avsluttes med en konklusjon.

### **1.5. Begrensinger**

Det er først og fremst valgt å se nærmere på anaerob behandling og rankekompostering som fremtidige behandlingsmetoder for kommunen da disse er både anerkjente og velutprøvde behandlingsmetoder. Det er dermed ikke gitt at det er en av disse metodene som er den mest gunstige for Nore og Uvdal kommune, men det forelå heller ikke informasjon om andre mer egnede behandlingsmetoder når oppgaven ble valgt. Men på grunnlag av funn i litteraturstudiet er kalktilsetning og struvittproduksjon implementert som to ekstra alternative behandlingsmetoder.

Det er veldig i tiden å se på livsløpsanalyser av de ulike prosessene, dette har det ikke vært anledning til å se på i denne oppgaven på grunn av oppgavens omfang. Det hadde også vært interessant å sammenligne mikroplastinnholdet og innholdet av medisinrester for det behandlede slammet fra de ulike foredlingsmetodene. Men på grunn av begrensede testresultater har dette ikke latt seg gjøre.

## 2. Bakgrunns informasjon

Kapittelet beskriver rensekrav, jordas grunnforhold i området, et utvalg av kommunens renseanlegg i tillegg til en beskrivelse av dagens metode for slambehandling i Nore og Uvdal kommune.

### 2.1. Avløpsrensing

Avløpsrensing deles vanligvis i de tre hovedprinsippene: Mekanisk, kjemisk og biologisk rensing. Rensetrinnene på de ulike renseanleggene kan være bygd opp på ulike måter avhengig av rensekrav og avløpsvannets sammensetning, men er vanligvis delt inn i forbehandling, primærrensing, sekundærrensing og eventuelt tertiærrensing (Ødegaard, 2014).

Mekanisk rensing består av fysisk tilbakeholdelse av større partikler og materialer der det benyttes rister, sandfang og sedimentering til mekanisk rensing. Mekanisk rensing er en vanlig metode for forbehandling, men kan i noen tilfeller brukes som primærrensetrinn for anlegg som kun har primærrensekrav. Forbehandlingen skal fjerne materialer, sand og fett som kan skape driftsproblemer i påfølgende rensetrinn i den videre renseprosessen (Ødegaard, 2014).

Ved kjemisk rensing benyttes fellingskjemikalier for å binde sammen løste stoffer og partikler til større partikler som synker eller eventuelt flyter. Et vanlig fellingskjemikali er PAX 18 som er et aluminiumssulfat, men jern- og kaliumforbindelser er også vanlige å benytte til felling i Norge.

Biologisk rensing er rensing ved nedbryting av organiske stoffer i avløpet ved hjelp av mikroorganismer. Aktivslam er en vanlig behandlingsmetode å benytte til dette formålet (Ødegaard, 2014). Kommunen har en biorotor for biologisk rensing på Rødberg renseanlegg.

Primær- og sekundærrensing beskriver ulike rensekrav gitt i utslippstillatelsen. Rensekravene er definert i forurensingsforskriften og er gjengitt i Tabell 1.

Figur 1 viser et grovt estimat på forventet renseseffekt for et utvalg av kombinasjoner av rensemetoder. Forklaring av forkortelsene i Figur 1: FB = forbehandling, S = separasjon, F = kjemisk felling, BR = biologisk trinn, DN = denitrifikasjon, N = nitrifikasjon. Figuren er gir en indikasjon renseseffekten man kan forvente, men store variasjoner fra oppgitte resultat kan forekomme både for like metoder og fra en metode til en annen (Ødegaard, 2014).

OVERSIKT OVER RENSEMETODER OG RENSEEFFEKTER		SS	BOF5	ToT P	Tot N
		%	%	%	%
<b>Primærrensing</b>					
Mekanisk	FB S	50	20	15	10
<b>Sekundærrensing</b>					
Kjemisk	FB S ↓ F S	90	75	85	30
Biologisk	FB S BR S	85	90	45	30
<b>Tertiærrensing</b>					
Biol/kjem. m/P-fjerning	FB S BF ↓ F S	95	95	95	30
Biol/kjem. m/P+N-fjerning	FB DN-BF N-BF ↓ DN-BF ↓ F S	95	95	95	80

Figur 1: Forventet renseseffekt for utvalgte kombinasjoner av rensemetoder (Ødegaard, 2014).

## 2.2. Rensekrav

EU sitt avløpsdirektiv ble innført i Norge i 2004 og på bakgrunn av det er det innført sekundærrensekrav for fjerning av organisk materiale (Ødegaard, 2014). Tabell 1 viser maksimale konsentrasjoner fra de ulike rensesprosessene.

Tabell 1: Definisjon av renseskrav (Ødegaard, 2014).

Rensesprosess	Maksimal konsentrasjon	Minste %-reduksjon
Primærrensing	BOD <sub>5</sub> : 40 mg/l SS: 60 mg/l	BOD <sub>5</sub> : 20 % SS: 50 %
Sekundærrensing	BOD <sub>5</sub> : 25 mg/l COD: 125 mg/l	BOD <sub>5</sub> : 70 % COD: 75 %
Tertiærrensing	Tot-P: Ingen spesielle krav Tot-N: Ingen spesielle krav	Tot-P: 90 % Tot-N: 70 %

Fjerning av fosfor har lenge vært hovedformålet ved norske rensesanlegg fordi det er viktig å unngå eutrofiering av innsjøer og terskelfjorder. Kjemiske rensesanlegg er derfor den vanligste type rensesanlegg i Norge fordi de fjerner fosfor og organisk stoff på en effektiv, rimelig og forholdsvis enkel måte, men anleggene krever kompetent personell som forstår og kan regulere prosessen på mest mulig formålstjenelig måte.

### 2.3. Slam

Slam er et restprodukt av avfallsstoffer som sedimenteres ut fra avløpsanlegg og slamavskillere. Mengden av metaller, miljøgifter, organiske og uorganiske materialer og næringsinnholdet i slammet varierer avhengig av rensemetoden på anlegget, lokasjon og naturgitte forhold. Slammet kan behandles på forskjellige måter for å utnytte næringsstoffer, energipotensialet og redusere volumet. Tradisjonelt sett er slam blitt ansett som et uønsket restprodukt forbundet med høye behandlingskostnader, men med moderne tenking er for eksempel anaerob forbrenning av slammet sett på som en klimavennlig slambehandlingsprosess fordi den kan produsere biogass som er en fornybar energikilde (Wei et al., 2003).

Før slammet kan brukes til gjødsling og jordforbedring må det hygieniseres og stabiliseres. På norsk skilles det ikke mellom begrepet slam for «rå» og behandlet slam, mens på engelsk benyttes betegnelsene «sludge» for slammet som skilles ut i de forskjellige rensetrinnene, mens «biosolids» benyttes som beskrivelse for det ferdigbehandlede produktet som egner seg som jordforbedring og gjødsel (Metcalf & Eddy 2014). Biorest er i norsk sammenheng vanligvis benyttet for restproduktet etter anaerob utråtning og for slam som er anaerobt stabilisert. I denne oppgaven benyttes betegnelsen biorest og behandlet slam om slam som er ferdig stabilisert og hygienisert, uavhengig av behandlingsmetode.

Det stilles krav til innholdet i bioresten som skal benyttes på dyrket mark, dette gjennomgås i kapittel som omhandler gjødselveforskriften. Bioresten kan benyttes som gjødsel eller deponeres, avhengig av innholdet av næringsstoffer og tungmetaller. Myndighetenes målsetning er at mest mulig av nyttestoffene i slammet skal nyttiggjøres og resirkuleres (Laugen, 2020).

#### 2.3.1. Primærslam, kjemisk slam og biologisk slam

For uttak av slam fra renseanlegg skiller man gjerne mellom primærslam, kjemisk slam og biologisk slam, der primærslammet er det mest næringsrike og fremkommer vanligvis fra sedimentering i starten av renseprosessen (Ødegaard, 2014). Kjemisk slam fremkommer fra felling ved kjemisk renseanlegg og inneholder ofte metallfosfat, metallhydroksider og andre partikler (Ødegaard, 2014). Biologisk slam består hovedsakelig av vekstoverskudd med bakterier fra det biologiske rensetrinnet i avløpsanlegget. Slammet fra de forskjellige rensetrinnene har ulik sammensetning og et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 2 % (Blytt, u.d.).

### 2.4. Beskrivelse av kommunen

Nore og Uvdal kommune er en distriktskommune i Numedal i Viken med ca. 2.400 innbyggere. Boligmassen i kommunen består nesten utelukkende av eneboliger, med 1.363 registrerte i SSBs kommunefakta i 2021 og halvparten av disse er koblet til det kommunale avløpsnett (SSB, u.å.). Den andre halvparten av boligene har egne private løsninger for håndtering av avløpet. I tillegg til boligene er det registrert oppimot 4.000 hytter, omtrent 800 av disse er høystandard hytter lokalisert i Øvre Uvdal i tilknytning til Øvre Uvdal renseanlegg. Det resterende hyttene som ikke er koblet til kommunalt avløp har ulike løsninger for avløpshåndtering, deriblant minirensanlegg, egne spredde grøfter, fellesanlegg, tette tanker



og utedoer. Det er i løpet av de 20 siste årene etablert noen fellesrenseanlegg for enkelte av hytteområdene men disse anleggene har kommunen begrenset oversikt over. Kommunen har for øvrig tenkt å starte kartlegging av de spredte avløpsanleggene i 2022.

Til to av renseanleggene er det tilknyttet kjøretøyforhandlere med tilhørende verkstedlokaler, videre er tre av anleggene tilknyttet serveringssteder. Til Rødberg renseanlegg er det tilknyttet kjøretøyforhandler med verkstedlokaler, hotell, cafe og bakeri. For Øvre Uvdal renseanlegg er det tilknyttet et hotell, et alpingsenter og en cafe.

#### 2.4.1. Jordstrukturen i Numedal

Tilførsel av organisk materiale og næringsstoffer til jorda er viktig for å opprettholde en god jordstruktur slik at jorda kan opprettholde god evne til å holde på vann, oppnår god drenering og er motstandsdyktig mot erosjon. (Blytt, u.d.; Bozym & Simiatkowski, 2018). Bruk av slam på jordbruksarealer i Numedal har derfor stort potensiale i følge Slambruksplan for Fossan slamlagune utarbeidet av Rollag kommune fordi dalbunnen i Numedal består hovedsakelig av sand- og grusavsetninger med næringsfattig jordsmonn (Laugen, 2020). Jord som inneholder mindre enn tre prosent organisk materiale regnes som moldfattig. Sand- og grusavsetninger er både moldfattige og tørkesvake og vil ha stor effekt av innblanding av slam i de øverste 20 cm av jordmassene. På grunn av en relativt lav andel husdyrprodusenter i forhold til andelen dyrka mark kan bioresten bli en ettertraktet jordforbedring/gjødsel. Laagendalsposten oppgav i artikkelen «Tjener jeg ikke penger snart så legger jeg ned» i april 2021 at det var 20-21 melkeprodusenter i Nore og Uvdal, fire produsenter i nabokommunen Rollag og ingen i Flesberg (Hostveit, 2021). Det er i tillegg flere saueprodusenter i Nore og Uvdal men gjødsel fra sau er vanskeligere brukt til spredning på jorder som ikke skal vedes på grunn av høyt tørrstoffinnhold. Numedal er derfor et område med beskjeden husdyrgjødselproduksjon, og gode muligheter for tilførsel av organisk materiale. Det er oppimot 24.000 da som benyttes til grasproduksjon med pløying hvert 7 år og 6.000 da korn.

#### 2.5. Presentasjon av tre av kommunens renseanlegg

Nore og Uvdal kommunen har 6 kommunale renseanlegg regulert etter kapittel 13 i forurensningsforskriften. Anleggene har forskjellig renseløsning der et anlegg har biorotor og kjemisk felling, to anlegg har SBR-reaktorer og resten har kjemisk felling. I Nore og Uvdal kommune driftes avløpsanleggene av Tekniske tjenester ved VA-avdelingen. Antall ansatte i tilknytning til driften av Øvre Uvdal renseanlegg er pr. 2022 avdelingsleder og 3,5 driftsoperatører.

Tabell 2 er hentet fra kommunens hovedplan for avløp utarbeidet i 2019 og viser blant annet antall tilknyttede abonnenter per anlegg. Tabellforklaring: \* Tillatt maksimal gjennomsnittsbetlastning over året tilsvarer 290 pe. Tillatt maksimalutslipp tilsvarer 1750 pe (Helgestad, 2019).

Tabell 2: Oversikt over kommunale renseanlegg i Nore og Uvdal kommune (Helgestad, 2019).

Renseanlegg	Kapasitet [pe]				Overholder krav		Fremmedvann - påvirket
	Kapasitet	Utslippstillatelse	Pe (telling)	Pe (Totalt)	Fosfor	Organisk	
<b>Norefjord</b> Mekanisk, kjemisk	500	265	220	153	Ja	-	Ja
<b>Rødberg</b> Mekanisk, biologisk, kjemisk	1100	635	660	537	Nei	Nei	Ja
<b>Stormogen</b> Mekanisk, biologisk, kjemisk	350	265	250	236	Ja	Nei	Ja
<b>Vrenne</b> Mekanisk, kjemisk	200	90	45	38	Nei	-	Nei
<b>Øvre Uvdal</b> Kjemisk	5000	290/ 1750*	1590	942	Nei	-	Ja
<b>Øygardsgrend (RA)</b> Biologisk, kjemisk	50	40	50	51	Ja	Ja	Nei
<b>Øygardsgrend (inf)</b>	20	-	-	-	-	-	-
<b>Borgegrend (inf)</b>	20	-	-	-	-	-	-

### 2.5.1. Norefjord renseanlegg

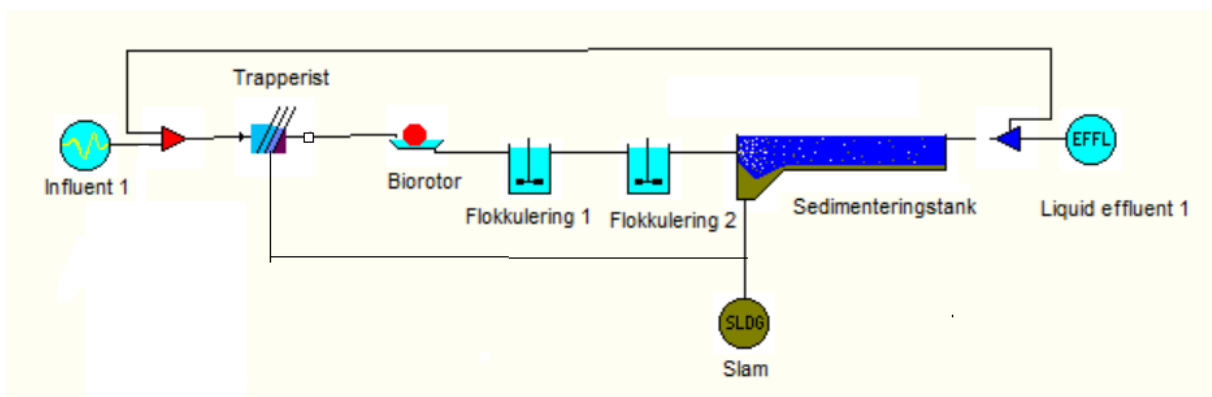
Dimensjonert for 500 pe, med tilkobling av 153 pe per 01.01.19 beregnet på bakgrunn av fosforkonsentrasjonen inn på anlegget. Antall tilknyttet på bakgrunn av folketelling i 2018 var på 220 personer. Gjennomsnittlig avløpsmengde på renseanlegget er  $1 \frac{m^3}{h}$  i 2019, anlegget har en kapasitet på  $13 \frac{m^3}{h}$ .

Anlegget er et mekanisk, kjemisk renseanlegg der avløpet kommer til anlegget i en innløpskum. Fra innløpskummen pumpes avløpet via en kvern til flokkulering. PAX 18 tilsettes i fossefallet før flokkuleringen og sedimentering. Skrapen i sedimenteringsbassenget fører slam til en slamlomme ved innløpet til sedimenteringsbassenget. Fra slamlommen pumpes slammet regelmessig over i en slamtank som tømmer seks ganger årlig. Resipienten er Norefjorden som er en del av Numedalslågen som har en middelvannføring på  $111,02 \frac{m^3}{s}$ . Søppelen som blir liggende igjen i kvernen fjernes annenhver uke og kastes i restavfall.

### 2.5.2. Rødberg rensanlegg

Det meste av avløpsvannet kommer til rensanlegget via selvføll, ledningsnettets har to pumpestasjoner. Avløpsvannet pumpes støtvis fra innløpskum til en trapperist med lysåpning på 10 mm. Gjennomsnittlig avløpsmengde på rensanlegget er  $4,7 \frac{m^3}{h}$ , anlegget har en kapasitet på  $20 \frac{m^3}{h}$ . Utslippstillatelsen til anlegget er fra 11.12.1995.

Etter trapperista ankommer avløpet biorotorbassenget. Biorotoren er 3,66 meter i diameter. Fordi avløpet pumpes støtvis inn til biorotoren går vannet også støtvis videre til neste rensetrinn. Ut av biorotorbassenget tilsettes fellingskjemikalet PAX 18 på vei inn i flokkuleringen via et fossefall på 0,3 meter. De to flokkuleringskamrene er  $1,7 \times 1,7$  meter og høyden er 2,8 meter. Til slutt sedimenteres fnokkene i sedimenteringsbassenget. Sedimenteringsbassenget er 2 meter i bredde og 11,2 meter langt med samme dybde som for flokkuleringskamrene på 2,8 meter. Anlegget har ingen parallelle linjer.



Figur 2: Flytskjema for Rødberg rensanlegg

Fra flytskjema over sees det at avløpet kan føres i overløp fra innløp til utløp og at slammet fra trapperisten og sedimenteringsbassenget havner i samme tank. Det vil si at alt av søppel i avløpet blandes med slammet og avvannes i laguner i Uvdal. Renset avløp sendes ut i Rødbergdammen som er en del av Numedalslågen og blandes på 5 meters dyp 20 meter fra land med vann fra Statkraft sitt kraftverk, Nore I.

### 2.5.3. Øvre Uvdal rensanlegg

Rensanlegget er mekanisk, kjemisk primærfellingsanlegg med etterpolering i DynaSand-filter og åpen infiltrasjon. Anlegget ble bygd i 1986/87 med en dimensjonerende kapasitet på 5.000 pe, dimensjonert vannmengde på  $70 \frac{m^3}{t}$  og maksimumskapasitet på  $100 \frac{m^3}{t}$ . Anlegget mottar avløp fra hytter og har dermed store sesongvariasjoner, gjennomsnittlig tilført mengde i 2020 var  $6 \frac{m^3}{t}$ . Fordi dette er langt under dimensjonerende kapasitet, blir oppholdstiden i flokkulering ofte for lang noe som gjør at anlegget tidvis har dårlige forhold i flokkulering og sedimentering.

Siden oppføring er det etablert et Lecafilter, et DynaSand-filter, nytt infiltrasjonsanlegg, ny fordelingskum og nytt utløpsarrangement. Det er installert nye pumper tilhørende fordelingskumen og i den nye utløpskummen, men hydraulisk kapasitet er uforandret.

Avløpet kommer med selvfall til innløpskummen. Fra pumpekummen pumpes det via en kvern til en innløpskasse med mengdemåling ved hjelp av et V-overløp før det tilsettes fellingskjemikalie. Avløpet går gjennom to flokkuleringskammer før sedimentering. Etter sedimentering pumpes det til DynaSand-filter og ut i åpen infiltrasjon. Infiltrasjonsanlegget består av finkornete tilkjørte masser med tett bunn. Væsken som har infiltrert samles og renner i rør via en kum til Uvdalsåi.

Avløpsøppel som samles opp i kvernen samles og kastes i restavfall. Slammet fra sedimenteringsbassenget pumpes over i en slamtank. I slamtanken er det en fortykker, men den har aldri vært i bruk fordi slamtømmefirma som kommunen har rammeavtale med ikke har vært i stand til å pumpe opp slammet når tørrstoffandelen blir for høy. På grunn av sedimentering i innløpskummen må den tømmes for slam minimum to ganger per årlig, dette gjøres vanligvis samtidig med tømming av slammtanken.

## **2.6. Dagens slambehandling i Nore og Uvdal kommune**

Slammet fra alle kommunens renseanlegg kjøres til Grønneflåta slamlagune i Uvdal. Lagunen består av 3 infiltrasjonsbasseng med en årlig kapasitet på 2.500 m<sup>3</sup> gitt av Fylkesmannen i 18. februar 2002. Laguneanlegget har vært i drift siden 1991/1992 ifølge kommunens uttalelse gjengitt i Fylkesmannen sitt «Forurensningstilsyn ved Grønneflåta og Tunhovd laguneanlegg» 13. oktober 2010. I tillegg til Grønneflåta slamlagune har kommunen ytterligere en lagune i Tunhovd med kapasitet på 400 m<sup>3</sup> per år.

Anlegget driftes ved at slam fra septikkbil tømmes i lagune. Hver lagune har tre faser med en syklus på 4-6 år avhengig av tilførte slammengder.

Fase 1: Fylling: Lagunen fylles opp, noe som tar 1-3 år. Avløpsvann fra septikkbil tømmes direkte i lagune, noe som fører til at avvannet slam inneholder en god del avløpsøppel, noe som igjen gjør det lite attraktivt for videre bruk. Kun en lagune fylles omgangen.

Fase 2: Hvile: Lagunen settes til «hvile» for å tørke og få et høyere tørrstoffinnhold i 2-3 år. Da foregår det ingen menneskelig aktivitet med lagunen.

Fase 3: Utgraving: Lagunen graves opp og slammet flyttes til mellomagring/deponi. Lagunen er nå klar for fase 1 igjen.

Avvik som Fylkesmannen tidligere har påpekt med anlegget og som fremdeles ikke er rettet opp:

- Mangelfull skriftlig dokumentasjon av risikoforhold ved virksomheten
- Mangelfull skriftlig rutiner for drift
- Mottak av mer enn tillat mengde slam.

Mottak av overskridende mengder pågikk i en årrekke men fra og med 2021 ble det inngått en avtale med nabokommunen Rollag som tar imot overskytende mengder og behandler det på Fossan slamlagune.

Slammet som havner i lagunen kommer fra kommunens renseanlegg, slamavskillere til boliger og fritidsboliger, minirensesanlegg samt tette tanker. Slammet gjennomgår ingen

behandling før de pumpes fra tankbilen over i lagunen. Det fører til av slammet som blir liggende igjen i lagunen etter avrenning inneholder mye avløpssjøppl som kommer til renseanlegget og diverse avløpssjøppl fra slamavskillere noe som gjør slammet lite attraktivt som bruk til jordforbedring.

### 2.6.1. Estimerte slammengder fra renseanlegg og spredt avløp

Den daglige mengden produsert slam per person ble i 2008 beregnet til å være mellom 60 - 90 g tørrstoff. (Appels et al., 2008). For dimensjonering av slamavskillere benyttes det en årlig slammengde på 250 liter per person for boliger (Stiftelsen VA/Miljø-blad, 2001).

Teoretisk forventede slammengder fra ulike behandlingsprosesser er oppgitt i tabell 3. Tabellen er hentet fra (Ødegaard, 2014). Behandlingsmålsetting A står for «fjerning > 70 % BOD», behandlingsmålsetting B betyr at hoveddelen av ammoniakk i avløpet fjernes i tillegg til > 70 % BOD, behandlingsmålsetting C betyr at hoveddelen av tot- N fjernes i tillegg til behandlingsmålsetting B.

Tabell 3: Forventet slamproduksjon ved forskjellige renseprosesser (Ødegaard, 2014).

Renseprosesser	Slamproduksjon <sup>1</sup> g SS/pe · d	SS-innhold før fortykking <sup>2</sup> %	Andel organisk stoff (FSS) % av SS
<b>MEKANISK</b>			
Sedimentering eller finsiling	40	2 - 4	70 - 90
<b>BIOLOGISK</b>			
Aktivslamprosessen			
» Behandlingsmålsetting A <sup>6</sup>	50 <sup>13</sup> (80) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
» Behandlingsmålsetting B	45 <sup>13</sup> (65) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
» Behandlingsmålsetting C <sup>5</sup>	40 <sup>13</sup> (60) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
Biofilmprosesser			
» Behandlingsmålsetting A	55 <sup>13</sup> (85) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
» Behandlingsmålsetting B	50 <sup>13</sup> (70) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
» Behandlingsmålsetting C <sup>5</sup>	45 <sup>13</sup> (65) <sup>14</sup>	0,5 - 1,5	70 - 80
<b>KJEMISK</b>			
Primær- og sekundærfelling (inkl. forsedim.)			
» aluminium eller jernsalter	100	1 - 2	60 - 70
» kalk	200	3 - 5	45 - 55
Simultanfelling (kun kjemisk slam)	25	0,5 - 1,5	65 - 75
Etterfelling (kun kjemisk slam)			
» aluminium eller jernsalter	30	0,5 - 1,0	40 - 50
» kalk	175	3 - 5	20 - 30

### 2.5.2. Estimerte slammengder fra husdyr

Melkeku produserer 18,54 tonn gjødsel per år i løpet av perioden dyra er innendørs, sauer produserer 1,80 tonn per år per dyr (Sammut et al., 2019). I Bioforsk rapporten til Nesheim et al. (2011) er gjødselmengde angitt til 1,5 tonn gjødsel per måned per melkeku og 0,15 tonn for sau og geit (Nesheim et al., 2011). For beregning av tørrstoffinnholdet i gjødselmengdene for melkekyr er det brukt 7 %, 20 % for ammekyr og 27 % for sau (27 % tørrstoffinnhold er angitt for geit og lam) (Daugstad et al., 2012). Per 2017 var det registret 221 melkekyr i Nore og Uvdal kommune og 4.067 sauer (Kommuneprofilen, 2017). Antallet ammekyr er ikke funnet.

### 3. Teori

Dette kapitelet består av relevant materiale fra litteraturstudiet og kunnskap opparbeidet gjennom studiet. Det starter med en beskrivelse av slam, utvalgte slambehandlingsmetoder, informasjon om reguleringer og utvalgte forskrifter og studie av gjødslingseffekten og klimapåvirkningen til de ulike behandlingsmetodene.

#### 3.1. Mål for utnyttelse av slam

Norge har som mål å øke biogassproduksjonen for å redusere utslipp av klimagasser. En stor del av klimagassreduksjonspotensialet kan oppnås ved å redusere metanutslipp fra husdyrgjødsel (Sammut et al., 2019). Politisk mål for bruk av husdyrgjødsel til biogassproduksjon var på 30 % innen 2020 ifølge St.meld. nr. 39 (2008-2009) *Klimautfordringene - landbruket en del av løsningen*. I 2018 ble det i Norge produsert biogass tilsvarende 0,5 TWh og ca. 40 prosent ble oppgradert til drivstoffkvalitet (Sammut et al., 2019). Per 2019 var det kun 2 % av husdyrgjødselen som ble utnyttet til dette formålet (Sammut et al., 2019). Stortingsmeldingen anså det som et realistisk mål å redusere utslippene av klimagasser i Norge innen 2020 med 15-17 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter (Briseid et al., 2010).

Internasjonalt er husdyrgjødsel et veletablert råstoff i biogassproduksjonen der 75 % av biogassen produsert i Danmark i 2017 og 44 % av biogassen produsert i Tyskland i 2018 kom fra husdyrgjødsel (Sammut et al., 2019).

Overordnet statlig målsetning er at 75 % av avløpsslammet skal benyttes som gjødsel og/eller jordforbedringsmiddel (Laugen, 2020).

#### 3.2. Gjødselvereforskriften

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav trådte i kraft i 2003 og er utarbeidet av Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet. Forskriften ble sist endret i 01.01.2021. Formålet med forskriftene er å sikre kvaliteten, lagring og bruken av gjødselvarer samt forebygge hygieniske, helsemessige og forurensingsmessige ulemper ved tilvirking, lagring og bruk. Forskriften gjelder for en rekke gjødselvarer av organisk opphav, men for denne oppgaven er det avløpsslam og anaerobt omsatt biomasse som er relevant. Forskriften opplyser at det skal treffes rimelige tiltak og utvises aktsomhet for å begrense innholdet av miljøgifter, plantevernmidler og antibiotika i slammet, uten at det foreligger konkret grenseverdier. Etter hygienisering skal slammet være fritt for salmonella og infektive parasittegg og inneholde mindre enn 2 500 termotolerante koliforme bakterier per gram tørrstoff. (Gjødselvereforskriften 2021)

Det som er viktig for virksomheter som produserer varer som kommer innenfor del 2 av forskriften, herunder avløpsslam og anaerobt omsatt biomasse er at de utøver internkontroll. Prøvetaking skal foregå etter rutiner fra Mattilsynet som har utarbeidet «Veileder for prøvetaking av slam, kompost og andre avfallsbaserte gjødselvarer» i 2012. Tabell 4 viser maksimumsgrenser for tungmetaller for de ulike kvalitetsklassene gitt i forskriften.

Tabell 4: Maksimumsgrenser for innhold av tungmetaller for de ulike kvalitetsklassene av behandlet slam. (Gjødselveforskriften 2021)

Kvalitetsklasser:	0	I	II	III
	mg/kg tørrstoff			
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	2	5
Bly (Pb)	40	60	80	200
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,6	3	5
Nikkel (Ni)	20	30	50	80
Sink (Zn)	150	400	800	1500
Kobber (Cu)	50	150	650	1000
Krom (Cr)	50	60	100	150

Behandlet slam som tilhører kvalitetsklasse II kan spres på jordbruksareal, hager og parker med 2 tonn tørrstoff pr. dekar hvert tiende år og 4 tonn tørrstoff pr. dekar hvert tiende år om slammet er i kvalitetsklasse I (Gjødselveforskriften 2021). Tørrstoffinnholdet i slammet benyttes til å regne ut hvor stort areal slammet skal spres over. Kvalitetsklasse III representerer innholds grensen for slam som kan disponeres på grøntareal. Tørrstoffet skal ikke inneholde mer enn 0,5 vektprosent med plast, glass eller metallbiter som er større en 4 mm.

Andre bestemmelser i forskriften er at biorest skal nedmoldes straks eller senest innen 18 timer etter påføring. Bioresten skal i utgangspunktet ikke benyttes der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt. Men kan benyttes dersom det stilles særskilte bruksvilkår og dyrking ikke skjer før tidligst 10 måneder etter sprededato. På steder der avløpsslam er spredt må det gå minimum tre år fra siste sprededato før det kan dyrkes vekster beregnet for mennesker. I gjødselveforskriften nevnes følgende disponeringsområder for det behandlede slammet; jordbruksarealer, grøntarealer, som ingrediens i organisk gjødsel, jordforbedringsmidler, toppdekke i nedlagte grustak og grøntområder med behov for revegetering, toppdekke på gamle avfallsyllinger, dyrkingsmedier og som del av andre produkter, samt lokal lagring. Når slammet er ferdig hygienisert og stabilisert skal det være godt omsatt, opptørket og smuldre lett. Det skal legges ut i lag på maksimum 5 og 15 cm og blandes med jorda. (Gjødselveforskriften 2021).

### 3.3. Avfallsforskriften

Kapittel 9 i Avfallsforskriften omhandler deponering av avfall og forbyr deponering av biologisk nedbrytbart avfall. Et av unntakene gjelder avløpsslam som ikke tilfredsstiller kvalitetskravene for gjødselvarer. (Avfallsforskriften, 2021)



### 3.4. Slambehandling

Uavhengig av behandlingsmetode foregår behandlingen av slam vanligvis i trinnene beskrevet i flytskjema i figur 3. Hensikten både med fortykking og avvanning er å redusere væskemengden i slammet. Forskjellen er på hvilket stadier i slambehandlingsprosessen væskereduksjonen skjer (Ødegaard, 2014).



Figur 3: Flytskjema for slambehandlingsprosessen (Gullesen, 2021)

Det finnes mange metoder for slambehandling. Carbon Limits utarbeidet i 2021 en rapport for Miljødirektoratet der de blant annet sammenfattat antall mottaks- og behandlingsanlegg for slam i Norge. I 2020 behandlet 114 anlegg til sammen 155 000 tonn tørrstoff avløpsslam. De to vanligste behandlingsmetodene for avløpsslam i Norge er kompostering og biogassproduksjon. 20 % av den totale slammengden ble i 2020 behandlet i anaerobe råtnetanker etterfulgt av termisk tørking, det er tre anlegg i Norge som benytter denne behandlingsmetoden. Videre behandlet 25 anlegg totalt 16 % av den totale slammengden ved bruk av rankekompostering. (Ålund et al., 2021). Ulike behandlingsmetoder for produksjon av biogass og kompostert bioest er presentert i Tabell 5 under.

Tabell 5: Beskrivelse av behandlingsmetoder for slam benyttet i Norge (Ålund et al., 2021).

	Behandlingsmetode	Beskrivelse
<b>Biogass</b>	Pasteurisering + anaerob stabilisering	Oppvarming til minst 65° C i minst 30 minutter. Oppvarmingen foregår delvis ved varmeveksling mot ferdig pasteurisert slam og delvis ved varmeveksling mot varmt vann. Etter pasteuriseringen følger anaerob stabilisering i minst 15 døgn.
	Termisk hydrolyse + anaerob stabilisering	"Cambi-prosessen". Behandling og sterilisering ved termisk hydrolyse (ca. 165° C) og høyt trykk (7,1 bar) i ca. 20 minutter. Anaerob stabilisering foregår deretter i minst 12 døgn ved ca. 37° C.
	Anaerob stabilisering + termisk tørking	Utråtning under anaerobe forhold uten tilgang på oksygen (tett tank). Etterfølgende tørking med høy temperatur for hygienisering.
	Termofil, anaerob stabilisering	Utråtning ved en temperatur på ca. 55° C i minst 1,5 time.
	Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering	UTB-anlegg. Aerob, termofil forbehandling er samme prosess som våtkompostering. Ved å tilføre luft til reaktoren reaktor vil en aerob nedbryting starte. Temperaturen stiger til 60-65° C. Etter dette trinnet har man anaerob stabilisering, normalt ved ca. 37° C i minst 12 døgn.
	Anaerob stabilisering + vakuumbørking	"VEAS-prosessen". Utråtning under anaerobe forhold (uten tilgang på oksygen/tett tank) for å gi minst mulig lukt. Etterfølgende tørking med høy temperatur for hygienisering i en spesiell tørkeprosess (med vakuumbørking i en kammerfilterpresse) der tilsetning av kalk også inngår.

<b>Kompostering</b>	Rankekompostering	Ved rankekompostering av slam blandes avvannet slam med strukturmateriale (bark, kvist, hageavfall) og legges ut i ranker som vendes med jevne mellomrom (normalt to ganger i uken de første to ukene). Temperaturen i rankene skal være over en viss verdi i en viss tid.
	Langtidslagring og enkel rankekompostering	Avvannet slam legges ut i hauger eller ranker i minst tre år. Det kan tilsettes strukturmateriale og foretas vendinger av slammet, men det er ikke noe temperaturkrav til slammet.
	Kalktilsetning til avvannet slam	"Orsa-metoden". Ved denne metoden tilsettes brent kalk i slike mengder at temperaturen kommer over 55° C og holdes på dette nivået i minst 2 timer, samtidig som kalktilsetningen fører til pH-heving til over pH 12.
	Reaktorkompostering	Ved reaktorkompostering foregår første fase av komposteringen i en lukket reaktor. Komposten bør ettermodnes i ranker i minst to uker etterpå, med minst én vending i denne perioden. Også her må temperaturen i rankene være over en viss verdi i en viss tid.
	Våtkompostering	Anaerob nedbrytning av det organiske stoffet før avvanning. Prosessen foregår i to seriekoblede lukkede, isolerte tanker med luftinnblåsing gjennom spesialkonstruerte lufte.

### 3.5. Fortykking

Før behandling av slammet fra slamavskillere og renseanlegg er det hensiktsmessig å fortykke slammet for å tilpasse tørrstoffinnholdet til videre behandling. Fortykking skjer i en slamfortykker som øker tørrstoffinnholdet i slammet til 3 – 5 % ved å separerer partiklene fra vannet. Teknologier for fortykking er blant annet gravitasjonsfortykker, separator, skruesentrifuge og flotasjonsfortykker (Norsk Vann, u.d.). Med en sedimenteringsfortykker kan slamkonsentrasjonen dobles, og enda høyere tørrstoffinnholdet kan oppnås ved bruk av flotasjonsfortykkere (Ødegaard, 2014).

For å oppnå ytterligere avvanning og volumreduksjon før videre behandling eller deponering er det behov for avvanning som kan oppnå et TS-innhold på 15 – 30 %.

### 3.6. Stabilisering og hygienisering

Hygienisering av slammet skal minimere smittefaren ved bruk av slammet. Hensikten med stabilisering er å redusere lukten til slammet, ved å bryte ned det organiske stoffet i slammet under kontrollerte omstendigheter. Flere av stabiliseringsprosessene som finnes forårsaker samtidig en temperaturøkning i slammet som sikrer hygienisering. (Ødegaard, 2014).

### 3.6.1. Kompostering

Kompostering, langtidslagring av slam i ranker og rankekompostering er fellesnevnerne for den samme behandlingsprosess. Kompostering er ifølge Kujawa et al. (2019) en av de viktigste metodene for håndtering av avløpslam. Kompostering vil si nedbryting av organisk materiale ved hjelp av aerobe mikroorganismer. Slammet som komposteres oppnår en temperaturøkning på grunn av reaksjoner i rankene.

Ved kompostering er det viktig å sikre gode betingelser for aerob omsetning av materialet. For å omdanne kompost av god kvalitet er riktig fuktighet og porevolum avgjørende, i tillegg til regelmessige vendinger. Om lufttilgangen inni rankene blir for dårlig er det stor sannsynlighet for at det oppstår anaerobe forhold under kompostering. Da kan rankene produsere metan og H<sub>2</sub>S og komposten oppnår lavere grad av nedbryting enn forventet (Tjørhom, 2017). Når slam som ikke er tilfredsstillende kompostert disponeres kan nedbrytningsprosessen gjenopptas og føre til luktulemper som ville vært unngått ved hensiktsmessig kompostering. Ved tilfredsstillende utført kompostering der man ha god kontroll på temperatur, fuktighet og vendinger vil slammet bli hygienisert til et gjødselprodukt.

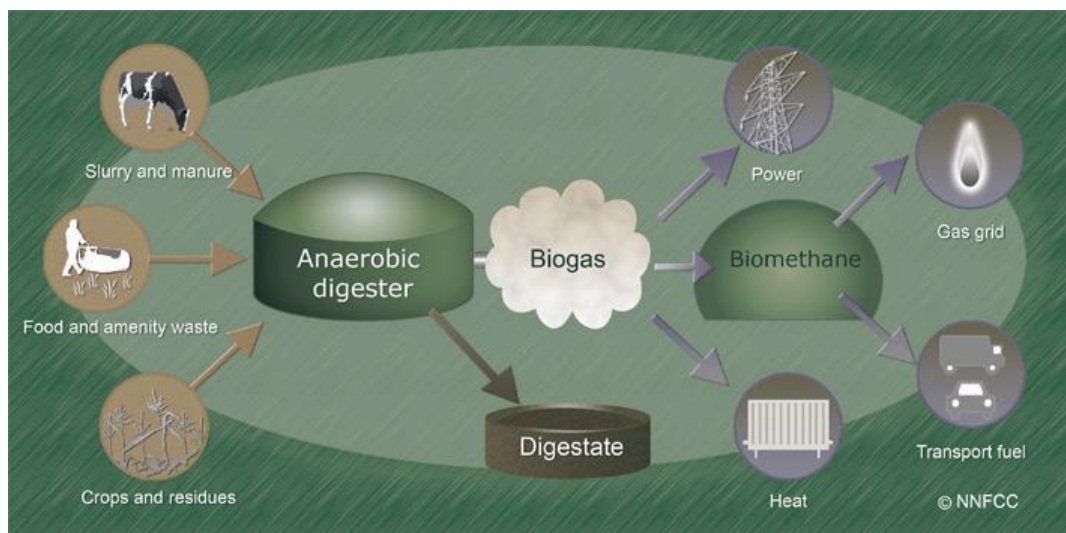
På grunn av avløpslammets struktur og sammensetning med overskudd av nitrogen i forhold til karbon må slammet tilsettes og blandes med annet substrat som øker det totale karboninnholdet og løser opp slammets struktur. Eksempel på slike substrater kan være halm fra korn, bygg, raps eller sagflis, gress eller løv (Kujawa et al., 2019). Kompostering gjennomføres for slam som er tenkt brukt til jordforbedring. Det er gjødselvereforskriften som setter krav til stabilisering og hygienisering som kreves før slammet kan brukes som gjødsel.

Ved rankekompostering skal slammet holde en temperatur på over 55 grader i minimum 15 døgn. Jevn temperatur opprettholdes ved regelmessig rankenevending. Det er anbefalt at slammet ligger i ranker som vedes jevnlig i minimum 6 måneder. For så å legges i hauger til ettermodning i ca. 6 måneder. For hver vending tilsettes strukturmateriale for å øke lufttilførselen til massene. Det er anbefalt å måle pH for å overvåke kompostens stabilitet og modenhet ved aerobe prosesser fordi stabilitetsnivået til komposten er den viktigste kvalitetsparameteren til kompostprosessen (Bozym & Simiatkowski, 2018). I følge artikkelen «Characterization of composted sewage sludge» er det vist at kompostering av slammet gjør det mulig å redusere innholdet av organiske miljøgifter som polysykliske aromatiske hydrokarboner (Bozym & Simiatkowski, 2018).

### 3.6.2. Anaerob behandling

Ved anaerob behandling kan energien som utvinnes som biogass fra slammet benyttes til fjernvarme, oppvarming av anlegget, elektrisitet eller oppgraderes til drivstoff. Anaerob nedbryting er den dominerende prosessen for stabilisering av slam på grunn av sin evne til energigjenvinning og energibevaring (Sammut et al., 2019).

Figur 4 viser ulike organiske materialer som tilføres reaktoren og biogass og biorest som kommer ut av reaktoren. Videre viser figuren ulike bruksalternativer for biogassen.



Figur 4: Viser mulig utnyttelse av slam, matavfall og annet vekstoverskudd gjennom anaerob nedbryting (Green City Times, u.å.).

Biogass består hovedsakelig av metan og karbondioksid og dannes ved anaerob nedbryting av organisk stoff. Biogass er en brennbar gassblanding av metangass og karbondioksidgass som produseres som avfallsprodukter fra respirasjonen til mikroorganismer. Andelen av metan- og karbondioksidgass som dannes avhenger av innholdet i det organiske stoffet som brytes ned (Jørgensen, 2009). Tabell 6 viser komponentene som finnes i biogassen.

Tabell 6: Innholdet i biogass (Jørgensen, 2009).

Gass	Prosentandel (%)
Metan - CH <sub>4</sub>	55 – 70
Karbondioksid - CO <sub>2</sub>	30 – 45
Hydrogensulfid – H <sub>2</sub> S	
Hydrogen – H <sub>2</sub>	1 - 2
Ammoniakk – NH <sub>3</sub>	
Karbonmonoksid – CO	Sporelement
Nitrogen – N <sub>2</sub>	Sporelement
Oksygen – O <sub>2</sub>	Sporelement

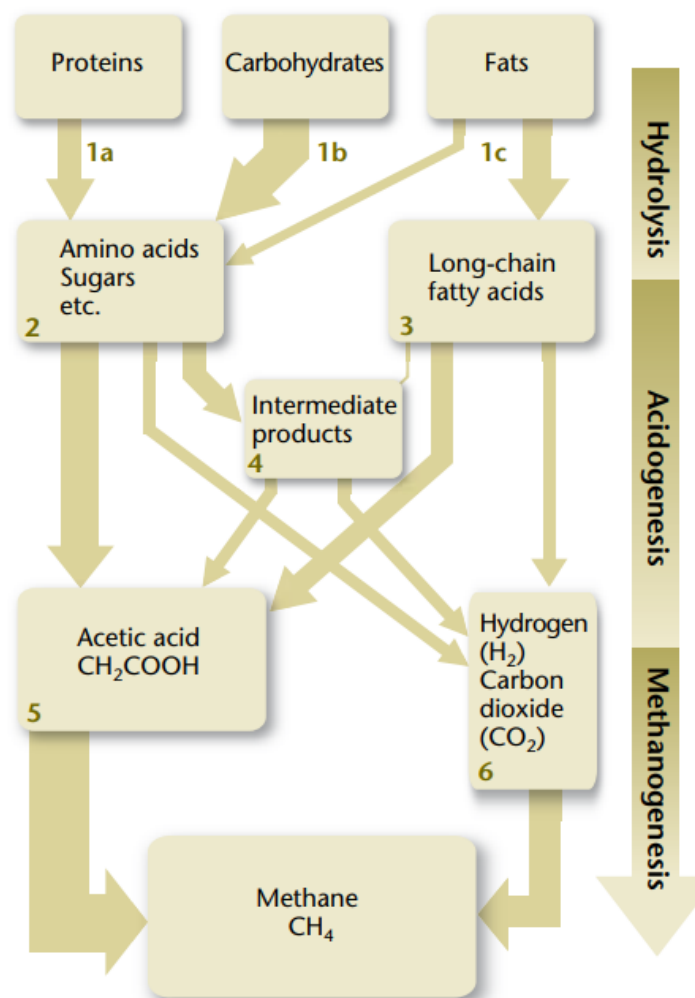
Metangass er en fargeløs, luktfri og brennbar gass, ved romtemperatur og atmosfærisk trykk har metanet en tetthet på  $0,75 \frac{kg}{m^3}$ . Siden karbondioksid har høyere tetthet enn metan har biogass en tetthet på  $1,15 \frac{kg}{m^3}$  (Jørgensen, 2009).

I tillegg til slam kan annet avfall slik som matavfall brukes som råstoff i biogassprosessen. Skal man behandle både avløpsslam og slam fra husdyr, fisk eller matavfall er det mest

hensiktsmessig å ha to parallelle linjer for å slippe å blande slammet på grunn av flere begrensninger og reduserte bruksmuligheter for avløps slammet (Enova, 2021). På grunn av høyere konsentrasjon av flyktig fast stoff i matavfall har forskning vist at felles nedbrytning av matavfall i kombinasjon med slam produserer mer biogass enn om det kun tilsettes slam (Gómez et al., 2006).

Anbefalt tørrstoffinnhold inn på biogassreaktoren er 5 – 10 % (Dioha et al., 2013). Optimalt C/N forhold for slammet som føres inn på en biogassreaktor er 20 – 30 (Dioha et al., 2013). Variasjoner i C/N forholdet kan påvirke slammets pH, for eksempel vil økning i karboninnholdet føre til at prosessen danner mer karbondioksid slik at pH-verdien reduseres. Høyt innhold av nitrogen øker produksjonen av ammoniakk som kan heve pH-verdien (Dioha et al., 2013).

Produksjonen av biogass ved anaerob stabilisering består av tre faser: Hydrolysefasen, syreproduserende fase og metanproduserende fase. Den fullstendige biologiske nedbrytningen av organisk materiale ved anaerob nedbrytning består av mer kompleks reaksjoner enn beskrevet her.



Figur 5: Trinnvis nedbrytning av organisk materiale til biogass (Jørgensen, 2009).

I den først faser, hydrolysefasen, blir partikulært organisk substrat løseliggjort slik at bakterier kan bryte substratet ned inni cellene sine. Substratet brytes ned til proteiner, karbohydrater og fett. For substrater som inneholder store mengder fett eller store mengder proteiner kan det dannes mye langkjedede fettsyrer, ammonium og ammoniakk noe som har negativ påvirkning på den syreproduserendefasen (Jørgensen, 2009).

I den syreproduserende fasen bytes proteiner, karbohydrater og fett videre ned til organiske syrer av de fermentative, syreproduserende bakterier. Slammet varmes opp til 35-38 °C for å øke hastigheten på nedbrytningen fordi den anaerobe nedbrytningsprosessen er relativt langsom. Dersom den anaerobe nedbrytningen foregår i det termofile området ved 55 °C eller mer, oppnås også hygienisering av slammet (Ødegaard, 2014). Karbondioksid, hydrogen og eddiksyre omdannes direkte til metangass, mens kortkjedede fettsyrer og alkoholer først omdannes til eddiksyre og hydrogengass.

I den metanproduserende fasen er det to grupper mikroorganismer som bryter ned organiske syrer til hydrogen og karbondioksid. Først degraderes eddiksyre til metan, deretter omdannes karbondioksid og hydrogen til metan (Schnürer & Jarvis, 2009). Denne delen av prosessen har stabil pH fordi fasen produserer alkalitet som nøytraliserer syren som produseres i den syreproduserende fasen. Prosessen avhenger i stor grad av C/N forholdet, temperatur, pH, oppholdstid og innholdet i slammet (Jørgensen, 2009; Dioha et al., 2013). Det meste av energien samles i metanmolekylet, mens noe av energien beholdes av bakteriene. Noe av metanet samles opp og gjenbrukes for å drive prosessen, resten av metanet kan brukes til å generer kraft, drivstoff eller varme som vist i Figur 4. Biogassen som forlater reaktoren er mettet med vanddamp og ved avkjøling kan vanddampen kondenseres ved hjelp av en varmeveksler. I følge Jørgensen (2009) dannes omtrent 70 % metan fra degradering av eddiksyre og 30 % fra karbondioksid og vann ved stabile driftsforhold. Metanogenene har en lav veksthastighet på om lag en femtedel av hastighetene for de syreproduserende bakteriene og er dermed en begrensende faktor for prosessen (Jørgensen, 2009). Ulike materialer har ulik nedbrytningstid men den vanligste oppholdstiden er 20 – 30 dager (Norsk bondelag, 2011).

Restproduktet etter biogassproduksjonen kalles biorest, den er flytende og bør ha et tørrstoffinnhold på mellom 8-10 % for å opprettholde en konsistens som gjør den mulig å pumpe (Jørgensen, 2009). Bioresten kan benyttes som gjødsel i jordbruket i flytende eller fast form. Før bruk og transport er det vanlig at bioresten avvannes, da føres væskefasen i mange tilfeller tilbake til innløpet på renseanlegget. Væskefasen kan inneholde ammoniumkonsentrasjoner på 500-1500 mg  $\frac{NH_4}{l}$  som er 10 til 15 ganger høyere enn konsentrasjonen i avløpsvannet (Bachmann, 2015).

### 3.6.3. Kalkbehandling

Stabiliseringsprosesser kan også utføres kjemisk/alkalisk ved tilsetning av kalk. Kalk brukes til å stabilisere slam, kalkens effekt er at den bidrar til å holde tungemetallioner i en uopløselig form, eliminere patogener og hindrer gjæring i tillegg til å redusere lukt (Ødegaard, 2014). Temperaturen og pH-en som oppnås ved tilsetning av kalk til slammet dreper smittestoffene i slammet (Blytt, u.d.).

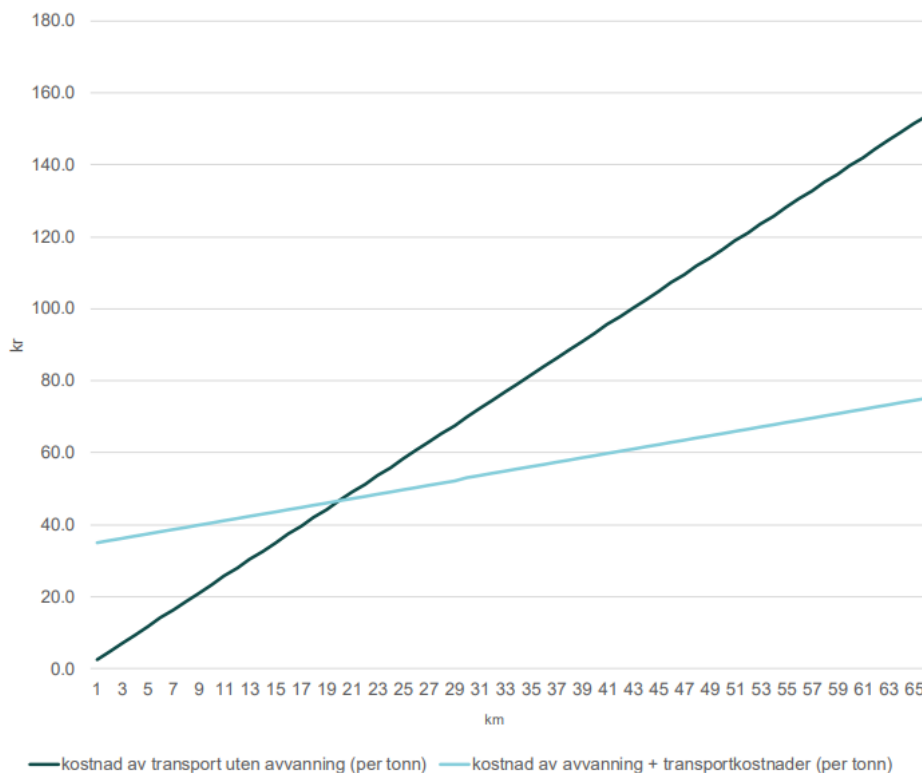
Forskjellen på kalkbehandling og metodene for stabilisering som er presentert tidligere er at kalktilsetningen hindrer nedbrytningsprosessen i å komme i gang på grunn av pH hevingen som kalken forårsaker i slammet (Ødegaard, 2014). Om kalkstabilisert slam lagres over lenger tid vil luktulempene som regel komme gradvis tilbake. Denne behandlingsformen mest aktuell for mindre anlegg der det ikke er aktuelt med biogassanlegg (Ødegaard, 2014).

### 3.7. Avvanning

Avvanning gjennomføres før eller etter stabiliseringstrinnet avhengig av behandlingsmetode. For slam som skal komposteres utføres avvanning før stabilisering og for anaerobt behandlet slam gjennomføres avvanning etter stabilisering. Fordi utgifter til transport er en betydelig utgiftspost bidrar det høye vanninnholdet i slammet til økte transportutgiftene, det er derfor både mer økonomisk og klimavennlig å avvanner slammet (Brod & Øgaard, 2021). Før viderebehandling av slammet ved kompostering er det hensiktsmessig å avvanne slammet for å tilpasse tørrstoffinnholdet til videre behandlingstrinn. Ulike avvanningsmetoder kan oppnå et TS-innhold på 15-30 %.

Eksempel på utstyr for avvanning er skruesentrifuge, vakuumfilter, silbåndpresse, filterpresse, trommefilter og silskruer (Norsk Vann, u.d.; Ødegaard, 2014). Metoder for avvanning ved bruk av maskiner krever ofte tilsetning av kondisjoneringsmiddel som polymer, kalk eller salter (Ødegaard, 2014). For å oppnå 10 % tørrstoff kan for eksempel gravitasjonssettler og trommefilter benyttes, mens det med beltefilter eller skrue kan oppnås 30 % tørrstoff. Å legge ikke avvannet slam i lagune slik praksisen er i Nore og Uvdal kommune i dag er en naturlig metode for avvanning.

Avvanning reduserer transportkostnaden per km med ca. en fjerdedel per tonn (Sammut et al., 2019). Grafene i Figur 6 viser kostnadene forbundet med transport og avvanning av slam fra husdyr. Av figuren fremkommer det at for transport av slammet over 20 km vil avvanning lønne seg. For kortere avstander er transportkostnadene lavere enn de faste kostnadene knyttet til utstyr for avvanning og lagringskapasitet på gården som i snitt utgjør  $35 \frac{kr}{tonn}$ . Rapporten som figuren her hentet fra tar forbehold om at kostnadsestimatet usikkert da det er lite erfaring med avvanning av husdyrgjødsel i Norge.



Figur 6: Transportkostnader med og uten avvanning av slam (Sammut et al., 2019).

### 3.7.1. Beskrivelse av utstyr for avvanning

Ved bruk av skruesentrifuge føres slammet inn i en horisontal eller konet sylinder med et roterende skall. Den innvendige transportskruen roterer med en valgt hastighet som skrur sedimenter fra slammet ut i en egen beholder. Skallet roterer med en annen hastighet, vanlig rotasjonshastighet er fra 1 000 – 3 000 omdreininger per minutt. Ved denne avvanningsmetoden og tilsetning av polymer kan det oppnås et tørrstoffinnhold på 15-25 %. **Vakuumfilter** er en trommel med en stram innvendig duk. Silduken utsettes seksjonsvis for vakuum fra innsiden som presser vannet ut gjennom duken. **Silbåndpressen** består av to endeløse silbånd, der vannet først avvannes ved hjelp av gravitasjon, etterfulgt av en til to pressone der silbåndene presser vannet ut av slammet med økende kraft. Prosessen benytter syntetiske polymerer som kondisjoneringsmiddel. (Norsk Vann, u.d; Ødegaard, 2014)

**Kammerfilterpressen** er mekanisk slamavvanning som utfører slamfortykkningen ved hjelp av en vekselvis prosess med oppfylling av slam i kammeret dekket med filterduk for deretter å klemme sammen kammeret ved høyt trykk slik at slamvannet presses ut gjennom filterduken. Avvanningstiden er på 3 – 6 timer og det er vanlig å bruke jernklorid og kalk som kondisjoneringsmiddel. På grunn av kalktilsetningen kan denne metoden oppnå et tørrstoffinnhold på opptil 30-40 %. **Trommelfliter/trommelsil** er en roterende trommel som kommer med stor variasjon i maskestørrelsen. Den roterende trommelen holder igjen partikler som er større enn maskestørrelsen. (Norsk Vann, u.d; Ødegaard, 2014)



### 3.8. Innholdet i avløpsslam

Som nevnt i avsnitt 2.4.1 om jordstrukturen i Numedal ligger den essensielle nytteverdien av bioresten i tilførselen av organisk materiale til jorda, i tillegg til tilførselen av næringsstoffer siden store deler av fosfor og nitrogenet fra avløpet ender opp i slammet. Det er gjort mange forsøk for å fastslå hvor stor andelen av næringsstoffene som er plantetilgjengelige, men undersøkelsene har ikke gitt noe entydig svar på dette. Både renseprosessen og slambehandlingen har betydning for konsentrasjon og plantetilgjengeligheten av næringsstoffene. Jordas mikrobiologi, klima og vegetasjon har også påvirkning på plantenes opptak av de ulike næringsstoffene (O'Connor et al., 2004).

#### 3.8.1. Organisk materiale

Det organiske materialet bidrar til jordforbedring ved at næring og det organiske innholdet benyttes ned av bakterier og sopper i jorda. Dette fører til økt biologisk aktivitet som fremmer jordstrukturen ved å øke kapasiteten til å holde på vann, økt dreneringsegenskaper, økt tilgjengelighet til næringsstoffer i jorda og bedret lufttilgang for røttene. De nevnte jordforbedringene øker jordens stabilitet og reduserer faren for erosjon og jordtap (Blytt, u.d.).

Stabiliteten til biorest er definert av hvilken grad lett biologisk nedbrytbart organisk material er spaltet (Bozym & Simiatkowski, 2018). Både for slam som har vært gjennom anaerob nedbryting og kompostert slam vil en stor del av det lett nedbrytbare organiske materialet være brutt ned før substratet blir benyttet som jordforbedring og gjødsel. Det tyngre nedbrytbare organiske materialet som tilføres jorda bruker lengre tid på å tas opp av plantene og ifølge rapporten til Ugland er fremdeles 20 % av det organiske materialet igjen i jorda 15 år etter tilføring (Ugland, 1998).

#### 3.8.2. Fosfor

Den totale mengden fosfor i organiske avfallsressurser i Norge utgjør cirka 28 000 tonn per år, en mengde som er mer enn nok til å dekke det totale fosforbehovet i jordbruket (Brod & Øgaard, 2021). Totalt blir ca. 2 000 tonn fosfor rensset fra norsk avløp hvert år og dette havner i avløpsslammet. Til sammenlikning er årlig norsk forbruk av fosfor i mineralgjødsel 8 000 – 9000 tonn. Ved resirkulering kan det globale forbruket av både fosfor- og nitrogenholdig kunstgjødsel reduseres med 50 – 60 % (Willèn et al., 2017). Resirkulering av fosfor representerer derfor en mulighet for å redusere miljøbelastninger fra avløpsrensing (Torri et al., 2017; Brod & Øgaard, 2021). For å oppnå effektiv resirkulering av fosfor i organiske ressurser er det en rekke utfordringer som må løses. En av disse er den store geografiske avstanden mellom områdene som akkumulerer fosfor som gårder på Vestlandet og jordbruksareal med behov for fosfortilførsel som for eksempel kornarealer på Østlandet (Brod & Øgaard, 2021). For økende grad av fosforfjerning er det kun ressursbruken til infrastruktur og kjemikaliebruket som øker med økt rensegrad (Foley et al., 2010).

Fordi fosfor er en av hovedkomponentene som skal fjernes ved rensing av avløp er fosforinnholdet i slam vanligvis høyt, avløpsslam er derfor en betydelig fosforressurs, med et inneholder på en til tre prosent fosfor på tørrstoffbasis (Blytt, u.d). Den største andelen fosfor foreligger som fosfat,  $PO_4^{3-}$ , som i utgangspunktet er lett tilgjengelig for plantene, men på grunn av fellingskjemikalier tilsatt i renseanleggene er fosfatet bundet til fellingskjemikaliet.

Tilgjengeligheten av fosforet varierer med mengden jern- og aluminiumsalter som er brukt for å felle fosforet i avløpsvannet. For biologiske renseanlegg vil slammet inneholde en lavere andel fosfor enn slam fra kjemiske renseanlegg, men dette fosforet er lettere for planten å ta opp siden det ikke er bundet til fellingskjemikalier. Om jorden tilføres slam med høyt innhold av for eksempel jern eller aluminium vil som sakt mengden plantetilgjengelig fosfor reduseres i tillegg til at bioresten vil kunne ta opp og binde deler av fosforet som tilføres via mineralgjødningen. Det er derfor svært viktig å unngå overdosering av fellingskjemikalier for slam som senere skal brukes til gjødslingsformål (Ugland, 1998).

Fosforet er i liten grad plantetilgjengelig de første årene, men kan bli tilgjengelig over tid (Blytt, u.d). Forsøk har vist at fosforeffekten første år etter tilførsel av ukalket slam er under 20 prosent sammenlignet med mineralgjødning. Kalking av slammet bedrer plantetilgjengeligheten av fosforet. For kalket slam kan en regne en fosforeffekt på 25-30 prosent av mineralgjødning. (NIBIO, 2017a; Brod & Øgaard, 2021)

I Norge produseres kunstgjødning i Porsgrunn i Vestfold og Telemark fylke og i Meløy kommune i Nordland. Kunstgjødning eller mineralgjødning er kjemisk framstilt plantenæring som er dannet av uorganiske forbindelser som plantene kan ta næring fra direkte, plantetilgjengeligheten av fosfor er derfor høyere enn for biorest.

### 3.8.3. Nitrogen

Det ble tilført cirka 102 000 tonn mineralnitrogen til norsk jordbruk i 2018 (Brod & Øgaard, 2021). Slam inneholder vanligvis 25-60 % organisk materiale, det er om lag 5 % nitrogen i organisk materiale noe som gir et slam med 12-30 kg nitrogen per tonn tørrstoff (Ekeberg, 2000). Innholdet av nitrogen i slammet vil være avhenge av renseprosessen, og slammet vil være mer nitrogenholdig om det kommer fra et biologisk renseanlegg (Blytt, u.d). Gjødningsevirkningen av nitrogen i slammet kan beregnes på samme måte som for husdyrgjødsel basert på innholdet av mineralsk ammonium og organisk nitrogen (NIBIO, 2017a). Nitrogenet i ammoniumforbindelser kan tas direkte opp av plantene, men det meste av nitrogenet i slammet er organisk bundet. De organiske komponentene må brytes ned for å frigjøre nitrogenet og er derfor ikke så lett tilgjengelig og effekten av nitrogenet i bioresten fås ut over vekstsesongen påfølgende år og årene etter (Jørgensen, 2009; Blytt, u.d.).

For slam som gjennomgår anaerob nedbryting øker andelen plantetilgjengelig nitrogen uten at den totale mengden nitrogen reduseres (Jørgensen, 2009). Dette gjør gjødningseffekten bedre for anaerobt behandlet slam enn ubehandlet slam fordi det inneholder mer ammonium (Jørgensen, 2009). Nitrogeninnholdet i slam angis som total- N eller Kjeldahl-N. Nitrogenet forekommer både som lette plantetilgjengelige former for nitrogen, mineralisert nitrogen, og tyngre plantetilgjengelige former som først må brytes ned av mikroorganismer i jordsmonnet før de kan nyttes av planter. Plantetilgjengeligheten av nitrogenet bestemmes av C/N forholdet i jorda (Ugland, 1998). Høyt C/N forhold, over 30, fører til tung og sein nedbrytning og binding av nitrogen under nedbrytingen som ikke er plantetilgjengelig. Et middels C/N forhold på 20-30 gir nedbryting som foregår i omtrent samme takt som frigjøring av ny biomasse nitrogen bygges opp. Det er balanse og liten binding eller frigjøring av nitrogen. Lavt C/N forhold under 20 gir rask nedbryting og frigjøring av nitrogen og er vanligvis plantetilgjengelig. Det fører til et ustabil materiale som vil kunne gi lukt. (Tjørhom, 2017; Ugland, 1998)

Økt grad av nitrogenfjerning øker belastningen fra ressursbruk til infrastruktur, energiforbruk til drift, direkte drivhusgassutslipp og kjemikalieforbruk (Foley et al., 2010). Utslipp av nitrogen som ammonium, ammoniakk og nitrat føre til økt forsuringspotensiale, eutrofieringspotensiale og indirekte N<sub>2</sub>O-produksjon (Willén et al., 2017). For store mengder plantetilgjengelig nitrogen kan gi ukontrollert vekst med planter som mister fasong og får problemer med vekstavslutning og sykdommer (Blytt, u.d).

#### 3.8.4. Kalium

Fordi kalium er lett løselig og i liten grad fanges opp i slammet er kaliuminnholdet i slammet lavt, gjerne på 1-3 kg per tonn tørrstoff (NIBIO, 2017a).

#### 3.8.5. Tungmetaller

Tillat påføringsmengde av slam er regulert med hensyn til tungmetallnivåene i slammet for å unngå høye tungmetall-tilførsler. Men den totale mengden tungmetaller i bioresten gir ifølge artikkelen «Characterization of composted sewage sludge during the maturation process» ingen direkte informasjon om biotilgjengeligheten eller risikoen for toksisitet og immobilisering i naturen, men det er kjent at den biotilgjengelige fraksjonen av disse forurensingene vanligvis har negativ påvirkning på miljøet. I prosessen med kompostering kan mobiliteten og biotilgjengeligheten til tungmetallene i jord endre seg fordi humus i jorden fører til kelasjon som dermed binder tungmetaller og fører til redusert biotilgjengelighet (Bozym & Simiatkowski, 2018). Tungmetallinnholdet er høyere i bioresten fra avløpsslam sammenlignet med kunstgjødsel (Foley et al., 2010).

Feltforsøk gjennomført av NIBIO har sett på tungmetalloptaket i korn fra avløpsslam. For de seks slamtypene som ble analysert i prosjektet var det tungmetallene kobber (Cu), sink (Zn), kvikksølv (Hg) eller kadmium (Cd) som gjorde at slammet ble klassifisert i klasse II, med nivåer i nedre halvdel av klasse II. Feltforsøkene viste at slamtilførsel ikke ga signifikant økning i innholdet av verken Cu, bly (Pb), nikkel (Ni) eller krom (Cr) i kornet sammenlignet med områdene som bare fikk mineralgjødsel. Men med tilførsel av 1 tonn slam TS/daa med sink i klasse II og Cd i klasse I ble det en moderat og signifikant økning i Zn- og Cd-innholdet i havre på ett forsøksfelt det første året etter tilførsel. Andre og tredje året etter tilførsel var det ingen effekt på konsentrasjonene i kornet. Til tross for økt kadmiumopptaket det første året etter tilførsel, var konsentrasjonene i kornet godt under grenseverdiene. (Øgaard et al., 2021)

Ideelt sett kan det tas jordprøver for å analysere innholdet av plantetilgjengelig aluminium og fosfor både før slamtilførsel og året etter tilførsel for å beregne optimal fosforgjødsling ut ifra vekstens fosforbehov og jordas P-AL-tall. Kalket slam kan gi stor økning i jordas P-AL-tall, mens ukalket slam kan gi liten endring i P-AL til tross for store fosfortilførsler. (NIBIO, 2017a)

Forhøyede verdier av kobber og sink er spesielt skadelig for vannlevende organismer. Det er likevel sjeldent med kobber- og sinkoverskudd i jordbruket og jordas pH-verdi påvirker tilgjengeligheten for plantene (Blytt, u.d.). Sinktolleransen avhenger av jordens sammensetning og planteart. Lav pH kan øke opptaket av sink og kobber i plantene og høy pH senker opptaket (Blytt, u.d.). Fordi kobber bindes sterkt til organisk materiale fører det i

mange tilfeller til redusert tilgjengelighet av kobber i moldrikjord. Leirjord har ofte nok tilgjengelig kobber.

Kobber i slam stammer i all hovedsak fra kobberrørene som brukes til drikkevann (Blytt, u.d.). Forekomster av sink i slammet stammer i hovedsak fra metalloverflater og metallindustri, men også fra kosmetikk, kremer og hårpleieprodukter i husholdninger. Sinkmangel kan forekomme i alle jordarter dersom pH er høy (Blytt, u.d.). Sink er generelt mer tilgjengelig for plantene enn kobber og sinktoleransen er ulik for ulike vekster, men det er likevel sjeldent at vekster får sinkoverskudd (Blytt, u.d.).

### 3.8.6. Fremmedlegemer

Som tidligere nevnt stiller gjødselverforskriften krav om at tørrstoffet ikke kan inneholde mer enn 0,5 vektprosent med plast, glass eller metallbiter som er større en 4 mm (Gjødselverforskriften 2021). Det stilles ikke krav til innholdet av medisinerester og mikroplast i gjødselverforskriften, men forskriften sier at det skal vises aktsomhet for å begrense innholdet (Gjødselverforskriften 2021). Mengden mikroplast i slammet måles vanligvis ikke, og det finnes ikke grenseverdier som regulerer bruken av slam med høye mengder mikroplast. I forbindelse med revisjon av gjødselregelverket har Mattilsynet og Landbruks- og Miljødirektoratet foreslått krav til maksimalt innhold av mikroplast i avløpsslam fra 2023. En studie fra Norge i 2019 så på utvalgte organiske forurensinger av ny bekymring (CECs) viste at mange CEC-rester som er tilstede under biogassproduksjon ikke beholdes eller degraderes ved anaerob behandling (Ali et. al., 2019).

Forskningsprosjektet «Impacts of MicroPlastic in Agrosystems and Stream Environments» viser at mikroplast akkumulerer i jordbruksjord ved gjentagende påføring av avløpsslam (Nizzetto, 2021). Fordi det nærmest er umulig å fjerne mikroplast fra jorden er akkumuleringen svært uheldig i tillegg til at det meste av plast ikke brytes ned og dermed kan eksistere i hundrevis av år. Klimaendringene med økt styrtregn føre til at mikroplasten vaskes ut i elver og vassdrag, men den konkrete virkningen på ulike organismer og jordbruksdriften er foreløpig ukjent (Nizzetto, 2021).

I artikkelen «Characterization of composted sewage sludge» er det vist at kompostering av bioresten gjør det mulig å redusere innholdet av organiske miljøgifter slik som polysykliske aromatiske hydrokarboner (Bozym & Simiatkowski, 2018).

### 3.8.7. Lukt

Lukten fra behandlet slam forsvinner fortere enn for ubehandlet slam ved påføring på jorda fordi det behandlede slammet trekker raskere ned i jorden fordi det har høyere tørrstoffinnhold, lukten fra dette slammet vil også være mindre markant og stikkende. Dette til tross for at både behandlet og ubehandlet slam har samme antall luktelementer (Jørgensen, 2009). Tiltak for å begrense luktutslipp er et område i fokus ved drift og etablering av slambehandlingsanlegg fordi lukt er et problem dersom konsentrasjonene er høye og opptrer hyppig (Enova, 2021).

### **3.9. Fjerning av søppel fra avløpet**

I starten av renseanleggene er det som tidligere nevnt vanlig med mekanisk rensing for å fjerne materialer, sand og fett som kan skape driftsproblemer i påfølgende rensetrinn. Mye av fremmedlegemene som fjernes fra forbehandlingen er også uønsket i slammet. Det er derfor hensiktsmessig at alt som fjernes i mekaniske rensetrinn i forbehandlingen på renseanleggene deponeres som avfall og ikke blandes med slammet. Utstyr som kan brukes til dette formålet er blant annet ulike former for rister slik som trapperist eller siler.

To av kommunens renseanlegg har kvern som forbehandling. Alt avløpsvannet går gjennom kvernsteinene og alt av større partikler og fraksjoner males til mindre fraksjoner som blir med videre i renseprosessen av avløpsvannet gjennom renseanlegget og mye av dette materialet sedimenterer i sedimenteringsbassenget. Denne måten for «fjerning» av materiale som kan skape driftsproblemer bidrar i midlertid til å øke mengden av avfallspartikler i slammet, det kvernedde avfallet kan også skape utfordringer i for eksempel flokkuleringskammerene der de kan ødelegge oppståtte fnokker når det kolliderer med dem.

#### **3.9.1. Utstyr for fjerning av avløpssøppel fra innløpet på renseanlegg**

Rister og siler med ulike lysåpninger kan benyttes. Det er mest vanlig med maskinrensede rister. Trapperister kan ha ulik utforming men prinsippet for prosessen er at avløpet strømmer gjennom risten som fanger opp søppel som ikke passerer gjennom risten. Etter et gitt tidsintervall eller når det har samlet seg mye avfall på risten byttes det rist slik at avfallet fra den fulle risten kan fjernes samtidig som det påfølgende avløpet renses på samme måte i neste rist (Ødegaard, 2014).

### **3.10. Fjerning av søppel i slammet**

For søppel som ikke er blitt fjernet fra avløpet i rensetrinn på renseanlegget og for slam som kommer til slambehandling direkte fra forbruker, slik som slam fra slamavskillere og minirensanlegg er det behov for eget utstyr for fjerning av fremmedlegemer. Eksempel på slikt utstyr er trommelsil og trapperist.

#### **3.10.1. Utstyr for fjerning av søppel fra slammet**

Trommelsil kan brukes på samme måte som for avvanning, men til dette formålet benyttes større lysåpning. Den roterende trommelen transporterer det avsilte søppelet til enden av trommelen der for eksempel kan brukes en trapperist eller lignende for å sørge for ytterligere avvanning før søppelet samles i sekker eller dunker.

### **3.11. Slam som gjødsel kontra slam som jordforbedring**

Slamdirektivet anbefaler bruk av avløpsslam i jordbruket når skadelige effekter på jord, vegetasjon, dyr og mennesker kan utelukkes (Bachmann, 2015). Tall fra 2008 viste at omtrent 37 % av behandlet avløpsslam brukes på jordbruksarealer, 12 % på grøntarealer og revegetering og 11 % utnyttes på forbrenningsanlegg (Bachmann, 2015).

Avløpsslam brukes først og fremst som et jordforbedringsmiddel (NIBIO, 2017a; Blytt, u.d.). Et naturlig jordsmonn har et topplag med mye organisk materiale og et underlag som inneholder lite organisk materiale (Blytt, u.d.). For jord som er moldrik og som inneholder mer enn 10 – 20 vektprosent organisk materiale vil det oppnås større gjødseleffekt enn jordforbedrende effekt (Blytt, u.d.). Bruk av kompostert slam eller biorest som jordforbedringsmiddel lukker næringskjeden ved å gjenbruke ressurser som ellers ville gått tapt. Slam inneholder næringsstoffer som er tilgjengelig for plantene direkte og over tid (Blytt, u.d.).

Gjenvinning av nitrogen og fosfor fra slam kan bidra til å redusere bruken av kjemisk gjødsel med 50 – 60 %, i tillegg til at råvarelagrene av fosfor varer lengre (Steffen et al., 2015; Willén et al., 2017). I følge tall fra NIBIO ble 50 – 60 % av avløpsslammet påført jordbruksarealer i 2018, og for fylkene Østfold, Vestfold, Oslo og Akershus var andelen over 95 %. For områder med grasproduksjon var andelen mye mindre, noe som trolig skyldes at det ikke er lov å spre slammet på eng uten nedmolding (NIBIO, 2017). I følge Ugland (1998) er det nitrogen som har størst betydning for slammets gjødslingseffekt.

I følge artikkelen «Organisk karbon i jordbruksjord» av Fjellstad et al. er jordforbedringsverdien som følge av tilførsel av slam til kornareal vanskelig å tallfeste, men tilførsel av planterester, gjødsel og kompost er gode tiltak for å øke karboninnholdet i jorda. Redusert jordbearbeiding, tilbakeføring av planterester til jorda, vekselbruk med eng, tilførsel av husdyrmøkk, tilførsel av fangvekster og grønn gjødsling er gunstige tiltak for å opprettholde jordas organiskeinnhold over tid (Fjellstad et al., 2010).

Forskning fra NIBIO viser at slam som bidro til økt innhold av plantetilgjengelig fosfor ga en større andel løst fosfat i overflateavrenningen. Rapporten viste også ingen effekt eller en tendens til negativ effekt på innholdet av lett løselig fosfor i jorda for slam som ikke var tilsatt kalk. Den negative effekten kan forklares med høy konsentrasjon av jern eller aluminium i slammet som kan binde noe av jordas opprinnelige fosforinnhold. Plantetilgjengeligheten av fosfor i norsk slam er derfor lav sammenlignet med mineralgjødsel på grunn av høy konsentrasjon av jern og/eller aluminium fra fellingsprosesser i renseanleggene (Øgaard et al., 2021).

Tabellen 7 er hentet fra rapporten til Norsk vann: «Til nytte på land – avløpsslam i jordbruk og grøntanlegg» og viser hvilke slamtyper som er best egnet som tilsatts til de ulike jordartene. + betyr egnet og – betyr uegnet.

Tabell 7: Egnethet for ulike slamtyper på ulike jordsammensetninger (Blytt, u.d.).

Slamtype Jordtype	Kompostert slam	Anaerobt stabilisert slam	Kalkbehandlet slam	Tørket slam 3)
Mellomleire	+ + +	+ + +	+ + +	+ +
Siltig mellomleire	+ + +	+ + +	+ + +	+ +
Siltig lettleire	+ + +	+ + +	+ +	+ +
Lettleire	+ + +	+ + <sup>1)</sup>	+ +	+ +
Sandig lettleire	+ + +	+ + <sup>1)</sup>	+ <sup>2)</sup>	+ +
Sandig silt	+ + +	+ + <sup>1)</sup>	+/- <sup>2)</sup>	+ +
Jordblandinger	+ + +	+ + (+)	+/- <sup>2)</sup>	+ +

1) Borforgiftning har forekommet på bygg der anaerobt slam har vært brukt på lettere jordtyper

2) Kalkbehandlet slam kan gi kraftig pH økning på lettere jordarter, og dette kan være ugunstig for tilgjengelighet av mikronæringsstoffer.

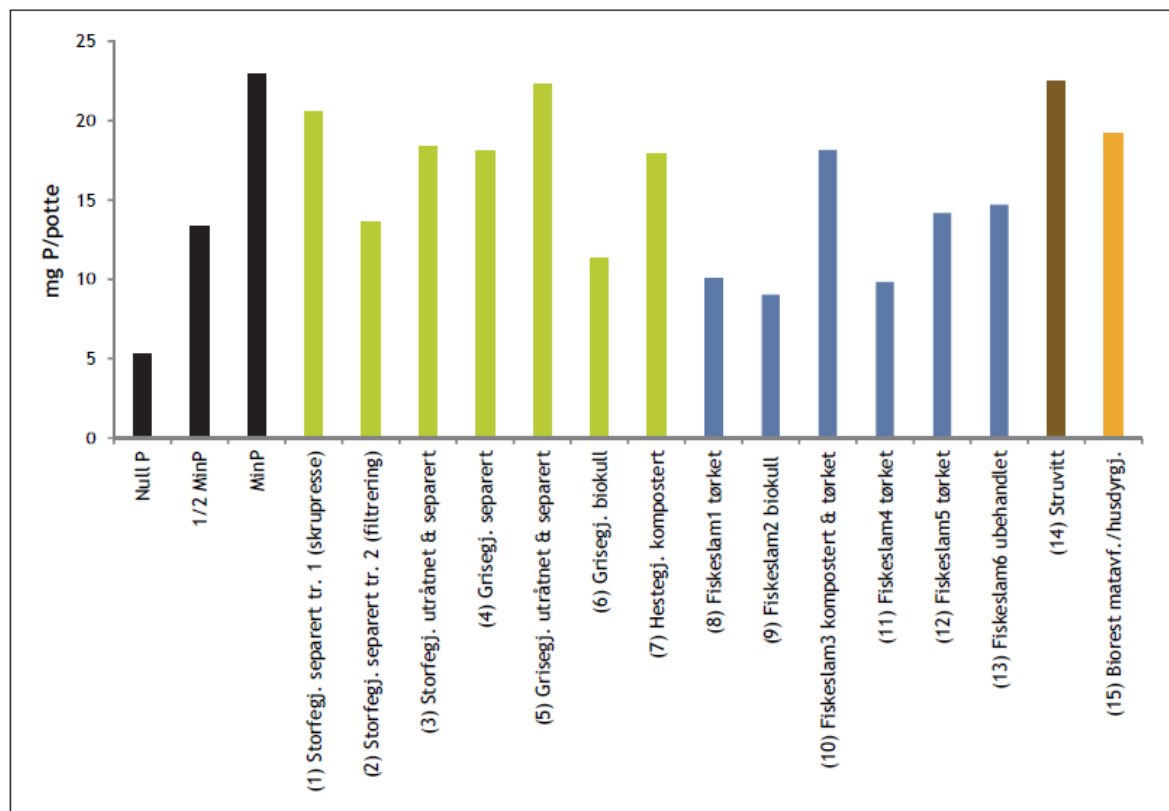
3) Tørket slam kan støve mye når den spres, og hvis jorda også er tørr, løses slammet dårlig opp.

Det er viktig at slam som skal brukes i grøntanlegg er biologisk stabil for å unngå at vekstjorda blir oksygenfattig av forhøyet biologisk omsetting av organisk materiale i jorda (Blytt, u.d.). Faktorer som hemmer den biologiske aktiviteten i slammet er redusert tilgang på nitrogen, luft eller vann. En jordblanding med innhold av fem prosent organisk materiale er regnet som passende for vekstjord (Blytt, u.d.). For grasproduksjon er det best at slammengden doseres etter nitrogeninnholdet. Fordi slam vanligvis inneholder svært lite kalium kan det være lurt å tilsette kaliumgjødsel i vekstjord som inneholder lite leire fordi kalium er viktig for vinterherdingen til plantene. Gras etablerer seg vanligvis bedre i slamholdig jord enn i jord gjødslet med mineralgjødsel (Blytt, u.d.). Feil bruk av slam i grøntanlegg har ført til at slam har fått et ufortjent dårlig rykte. Når slammet benyttes hensiktsmessig ligger forholdene til rette for gode resultater og god økonomi ved etablering og vedlikehold av grøntanleggene (Blytt, u.d.). Slam som ikke er blandet med jord er uegnet som jorddekkning fordi det er så næringsrikt og derfor vil gi eksplosiv vekst som kan føre til oksygensvikt hos plantene. Ublandet er slam som gjødsel å regne og resultatet kan bli geiterams, høymole, brennesle og bringebær som alle er planter som liker nitrogen (Blytt, u.d.). Gjødslingspotensialet for slam tilsatt ammoniakk er større enn for annet slam. Optimal gjødsling er å tilføre jorda sammen mengde næringsstoffer som det plantene tar ut.

Det har blitt gjennomført forsøk ved NIBIO for å kartlegge plantetilgjengeligheten av fosfor i ulike avfallsressurser og for å kartlegge om det finnes enkle kjemiske analysemetoder som kan brukes til å beskrive fosforgjødslingseffekten av produktet. Fosforopptak fra 15 ulike organiske gjødselprodukter ble sammenlignet med opptak fra mineralfosfor, med ingen fosforgjødsling i sand- og torvblanding som er næringsfattig og med leirjord som er en naturlig dyrkingsjord (Brod & Øgaard, 2021). Innholdet av lett tilgjengelig fosfor for leirjorda var  $\frac{5,5 \text{ mg}}{100 \text{ g}}$  jord. Ved dette nivået av lett tilgjengelig fosfor er det anbefalt å gjødsle med like mengde fosfor som det som fjernes med avlingene. Forsøk viste likevel at til tross for et nivå av lett tilgjengelig fosfor som tilsier behov for fosforgjødsling, ble det ikke registrert respons på tilført fosfor i leirjorda ved at pletter uten fosforgjødsel ga like høyt fosforopptak i plantene

som pottes med fosforgjødsel. I pottene med sand og torv ble det tydelig effekt av fosforgjødsling. Studiet konkluderer blant annet med at behandlingsteknologi ser ut til å ha betydning for plantetilgjengeligheten av fosforet i det behandlede slammet (Brod & Øgaard, 2021).

Forsøkene viste også at ca. 60 % av variasjonen mellom produktene gjødseleffekt kunne forklares av andelen fosfor i de ulike gjødselproduktene gjennom ekstraksjon med modifisert Olsen P i en væskeløsning på 1:200 (Brod & Øgaard, 2021). Før gjødselplanlegging vil en estimert fosfortilgjengelighet angitt som et intervall være tilstrekkelig, fordi fosfor ikke styrer avlingen i like stor grad som nitrogen. Grafer som viser fosforopptaket for de ulike pottene kan sees i I følge Ugland (1998) er de tre faktorene som påvirker nitrogeninnholdet i slammet: behandlingstid, temperatur og mengden innblanding av organiske komponenter. Økt behandlingstid gir redusert nitrogeninnhold fordi nitrogeninnholdet henger sammen med innhold av organisk materiale. Økt temperatur gir økt nedbryting og tap av nitrogen.



Figur 7: Fosforopptak ved pottforsøk (Brod & Øgaard, 2021).

I følge Ugland (1998) er de tre faktorene som påvirker nitrogeninnholdet i slammet: behandlingstid, temperatur og mengden innblanding av organiske komponenter. Økt behandlingstid gir redusert nitrogeninnhold fordi nitrogeninnholdet henger sammen med innhold av organisk materiale. Økt temperatur gir økt nedbryting og tap av nitrogen.

Mikroorganismene er viktige i forhold til jordens fruktbarhet fordi de mineraliserer organisk materiale og frigjør plantenæringsstoffer. Denne økt fruktbarhet stimulerer i neste rekke dannelsen av stabile aggregater og beskytter plantene mot sykdomsangrep. Innholdet av



mineralsk nitrogen stimulerer plantenes vekst og bidrar til å øke karboninnholdet i jorda ved rotsekresjon. (Estevez, 2020a). På den negative siden vil imidlertid økt aktivitet av enkelte mikroorganismer føre til økt produksjon og utslipp av klimagasser (Estevez, 2020a).

Bruk av organisk gjødsel som biorest kan føre til utslipp av ammoniakk og klimagasser som lystgass og metan (Möller, 2015; Schnürer & Jarvis, 2018). Utslippene kan oppstå under håndtering, lagring og bruk. Ammoniakk frigjøres primært under lagring og håndtering, mens lystgass og metan dannes som et resultat av økt mikrobiell aktivitet i jorda (Estevez, 2020a). Risikoen for utslipp av ammoniakk er noe høyere for biorest enn ved spredning av kunstgjødsel på grunn av et høyere innhold av ammoniumnitrogen og litt høyere pH, som resulterer i en høyere andel ammoniakk (Möller, 2015).

I Nederland, Sveits og Sør Korea er det totalforbud mot bruk av avløpslam i jordbruket som et føre var tiltak mot de ukjente langtidsvirkningene av tungmetaller, patogener og organiske forurensinger for agrikulturen og vann- og landlevendeorganismer (Bachmann, 2015). I disse landene leveres slammet til forbrenningsanlegg for avfall, sementfabrikker, industrovner eller slamforbrenningsanlegg. Før slammet kan brukes i overnevnte produkter må det avvannes og tørkes, dette er energikrevende men til gjengjeld blir slammet en fornybar energikilde med brennverdi tilsvarende brunkull (Bachmann, 2015).

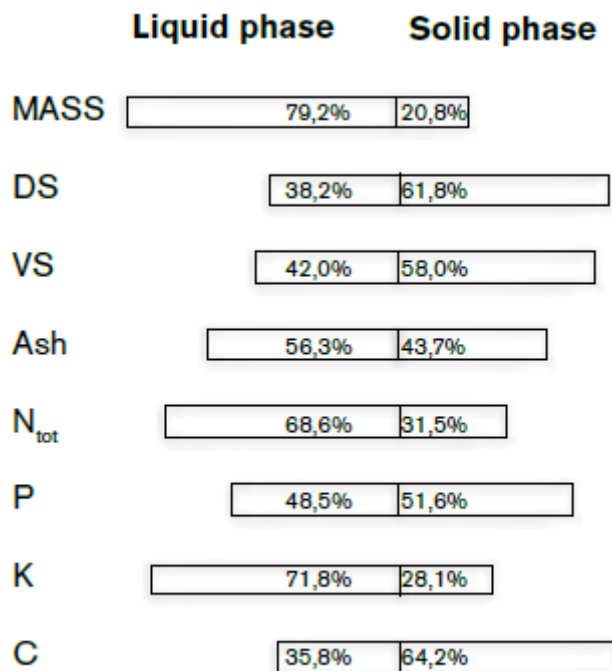
#### 3.11.1. Gjødslingseffekt for anaerobt behandlet slam

Ved anaerob behandling fører de biokjemiske endringene i de organiske forbindelsene i slammet til forbedring av gjødslingsverdien, for eksempel ved at en del av nitrogenet omdannes til ammonium (Bachmann, 2015; Blytt, u.d.). Den totale mengden nitrogen i slammet endres ikke i biogassprosessen men andelen plantetilgjengelig nitrogen øker. Teoretisk sett er derfor gjødslingseffekten bedre for anaerobt behandlet slam enn ubehandlet slam fordi det inneholder mer ammonium som en følge av nedbryting av det organiske materialet (Jørgensen, 2009; Ekeberg, 2000). Til tross for at anaerobt nedbrutt slam har høyere andel ammoniuminnhold enn annet slam tyder ikke forskning på at dette garanterer høyere opptakseffekt av nitrogenet i plantene (Blytt, u.d.; Möller & Müller, 2012). Småskala forsøk har bevist høyere opptak av nitrogen, men det har ikke lyktes å gjenskape de same tendensene ved felt forsøk. Rapporten «Fertilisation & Soil Matter Dynamics» fra Institute of Crop Science fra 2012 påpeker også at det er behov for mer kunnskap angående svoveltap ved anaerob nedbryting i tillegg til kunnskap om gjødslingsverdien av bioresten (Möller & Müller, 2012). Möller & Müller trekker likevel frem at man kan forvente betydelig positiv effekt dersom bioresten vendes inn i jorda direkte etter påføring da dette gir plantene enklest tilgang på det plantetilgjengelige nitrogenet i tillegg til at avrenningen av næringsstoffer blir begrenset (Möller & Müller, 2012).

Anaerobt behandlet slam erstatter ifølge rapporten «Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options» kunstgjødsel, dermed bidrar denne anvendelsen av behandlet slam til å redusert produksjon av kunstgjødsel som både er svært energi- og ressurskrevende å produsere i tillegg til at produksjonen forårsaker utslipp av klimagasser.

Avvanning av bioresten gir en nitrogenrik væskefase og en fast fase med høyt fosforinnhold og fibre (Schnürer & Jarvis, 2018). Figur 8 viser fordeling av næringsstoffer etter separasjon av anaerobt nedbrutt slam med skuepresse. «MASS» viser hvor mye av restproduktet fra

biogassproduksjonen som går til væskefasen og fast stoff. DS = tørrstoffinnhold (dry solids), VS = flyktig tørrstoff (volatile solids), Ash= aske, N<sub>tot</sub> = totalt nitrogen, P= fosfor, K =kalium, C= karbon (Schnürer & Jarvis, 2018).



Figur 8: Fordeling av næringsstoffer etter separasjon av anaerobt nedbrutt slam med skuepresse (Schnürer & Jarvis, 2018).

I følge rapporten «Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity» stimulerer biorest den mikrobielle aktiviteten og veksten i jorda mer enn kunstgjødsel og ubehandlet slam (Möller, 2015). Økningen i den mikrobielle aktiviteten oppstår hovedsakelig i forbindelse med påføring og rett etterpå, og økningen er størst ved påføring på sandjord (Möller, 2015).

### 3.11.2. Gjødslingseffekt for kompostert slam

Det finnes lite litteratur som beskriver gjødslingseffekten for kompostert slam. Men det finnes flere jordprodusenter som tilbyr anleggsjord og vekstjord med slam (Blytt, u.d.).

Sammenlignet med slam fremstilt med andre behandlingsmetoder har kompostert slam noe lavere innhold av plantetilgjengelig nitrogen, lett løselig fosfor og et høyt innhold organisk materiale. Kompostert slam som er lagret lenge har relativt lite plantetilgjengelig nitrogen første året. (Blytt, u.d.)

Ved Sunnfjord Miljøverk IKS som driv enkel rankekompostering tilsvarer metallinnholdet i slammet kvalitetsklasse III og opptil 5 % av slaminnholdet er fremmedelementer som metall, glass, keramikk og plast. Kravet i gjødselforskriften er 0,5 % fremmedelementer (Tjørhom, 2017). Det som skulle vært kompost ved Sunnfjord Miljøverk IKS hadde en for grov struktur i

tillegg til å være svært våt og klissete. I rapporten utarbeidet av Cowi blir det vurdert som mer lønnsomt å klassifisere slammet som avfall enn å bruke ressurser på å tørke det, sikte ut den største strukturen, blande med ny finere struktur, kompostere på nytt for å oppnå kravene til hygiene i slammet og til slutt sikte ut struktur og fremmedelementer. Særlig fordi det ikke ville være sikkert at komposten ville tilfredsstille kravene i gjødselverforskriften selv etter de beskrevne trinnene fordi tungmetallkonsentrasjonen trolig fremdeles ville være for høy til å tilfredsstille kvalitetsklasse I eller II. (Tjørhom, 2017)

Om slammet derimot behandles mer hensiktsmessig ved komposteringsanleggene slik at det ikke inneholder avløpsløp og bakterieinnholdet er på forskriftsmessige nivå i tillegg til et lavt innhold av tungmetaller dannes det et sluttproduktet som er egnet til gjødsel og jordforbedring i henhold til Tabell 7: Egnethet for ulike slamtyper på ulike jordsammensetninger (Blytt, u.d.).

### 3.11.3. Gjødslingseffekt for kalktilsatt slam

Flere av artiklene jeg har kommet over trekker frem positive effekter ved påføring av kalktilsatt slam i jordbruket. Forskning fra NIBIO viser at kalking av slammet øker løseligheten av fosforet og at kalket avløpslam kan gi en betydelig økning i jordas innhold av lett løselig fosfor. I rapporten ble det også registret en tydelig effekt på aggregatstabiliteten for jord tilført kalkbehandlet slam (Øgaard et al., 2021; Blytt, u.d.).

Kalket slam kan gi stor økning i jordas P-AL-tall, mens ukalket slam kan gi liten endring i P-AL til tross for store fosfortilførsler (NIBIO, 2017a). Temperaturen og pH-en som oppnås ved tilsetning av kalk til slammet dreper smittestoffene i slammet (Blytt, u.d.). Lette jordarter som sand og silt som har liten bufringsevne vil ha størst virkning av kalkbehandlet slam (Blytt, u.d.). Kalken i slammet kan føre til både redusert og økt planteopptak av ulike næringsstoffer fordi opptaket av mange næringsstoffer er styrt av jordas pH (Blytt, u.d.).

### 3.11.4. Gjødslingseffekt fra struvitt

Struvitt er et mineralsk fosforprodukt som produseres i forbindelse med rensing av kommunalt avløpsvann. Struvitt kan forkortes MAP som står for magnesium- ammonium-phosphate og har formelen  $\text{NH}_4\text{MgPO}_4$ . Struvitt kan brukes som gjødsel og dannes når ubundet magnesium, ammonium og fosfor reagerer med hverandre (Lillealtern, 2015).



Figur 9: Struvitt (Lillealtern, 2015).

Struvitt viste en god fosforeffekt i NIBIOs forsøk med fosforoptak fra 15 ulike organiske gjødselprodukter, og ga nesten like høyt fosforoptak som kontrollen med full dose mineralfosfor. Dette samsvarte med et annet forsøk fra 2019 på Tingvoll der struvitt økte fosforinnholdet i graset, og P-AL-nivået i jorden. (Brod & Øgaard, 2021)

Andre utenlandske forsøk med struvitt har vist varierende plantetilgjengelighet av fosforet. Årsaken til de forskjellige resultatene kan blant annet skyldes faktorer som partikkelstørrelse, renhet av struvittmineralet, jordas pH og bruk av ulike plantearter i forsøkene (Brod & Øgaard, 2021).

#### 3.11.5. Gjødslingseffekt fra biokull produkter

Fra forsøkene ved NIBIO i 2021 viste sammenligning av slamprodukter fremstilt ved kompostering og avvanning i skruepresse samt slamprodukter fremstilt som struvitt og biokull at biokullproduktene var i gruppen som hadde signifikant lavere plantetilgjengelighet av fosforet enn mineralfosfor. Det kom imidlertid ikke som noen overraskelse da det er kjent at termisk behandling av husdyrgjødsel som pyrolyse eller forbrenning reduserer fosforgjødsleffekten til sluttproduktet kraftig sammenlignet med utgangsproduktet, sannsynligvis fordi pyrolyseprosessen i stor grad omdanner fosfor i slammet til tungt løselige kalsiumfosfater (Christel et al. 2014; Brod & Øgaard, 2021).

### 3.12. Klimapåvirkning

I følge Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) bidro avfalls- og avløpsindustrien med ca. 3 % av det globale utslippet av drivhusgasser i 2010, hovedsakelig på grunn av utslipp av metan og lystgass i behandlingsprosessen (Willèn et al., 2017; Solomon et al., 2007). Det globale oppvarmingspotensialet ble beregnet til 298 karbondioksidekvivalenter (CO<sub>2</sub>-eq) i et 100-års perspektiv (Solomon et al., 2007).

Ifølge tall fra Miljødirektoratets database ble 390 000 tonn tørrstoff (TS) organisk avfall levert til biologisk behandling i 2020 og av denne totalen utgjorde avløps slam 40 % (Ålund et al., 2021). Tabell 8 er hentet fra rapporten «Behandling og disponering av avløps slam og annet organisk avfall i Norge» av Carbon Limits og viser mengden organisk avfall behandlet ved biogassanlegg og komposteringsanlegg for årene 2017 – 2020. Av den årlig behandlede mengden ble 60 % disponert til ulike formål, 28 % ble lagt på lager og de resterende massene gikk tapt ved utnyttelse av biogass og som følge av faking (Ålund et al., 2021).

Tabell 8: Mengder avløps slam og annet organisk avfall levert til ulike typer anlegg per år i perioden 2017 – 2020 i tonn TS (Ålund et al., 2021).

Type anlegg	Avløps slam (1000 tonn TS)				Annet bioavfall (1000 tonn TS)				
	År	2017	2018	2019	2020	2017	2018	2019	2020
<b>Biogassanlegg</b>		46	86	87	86	95	72	86	87
<b>Komposteringsanlegg</b>		36	49	57	67	106	115	108	136
Avfall mottak og mellomlagring (og sortering)		1,4	0,8	1,3	2	11,5	7,2	11	11

En japansk studie fra 2008 så på livssyklusanalyser for seks slambehandlingsmetoder. Metodene som ble studert med fokus på miljø- og klimapåvirkning var avvanning, kompostering, tørking, forbrenning, smelting av forbrent aske og smelting av avvannet slam, med og uten anaerob utråtning. Studien konkluderte med at anaerob utråtning fører til både lavest klimapåvirkning og var det billigste alternativet (Hong et al., 2009). En spansk studie fra 2005 som sammenlignet anaerob utråtning og termiske prosesser konkluderte med at det ikke var en av disse behandlingsmetodene som var klart bedre enn den andre (Hospido et al., 2005). En presis og representativ sammenligning av de ulike behandlingsprosessene er vanskelig å gjennomføre fordi den innebærer sammenligning av ulike biprodukter som følge av forskjellige behandlingsmetoder.

En tysk livssyklusanalyse fra 2013 forsøkte å kartlegge miljøpåvirkningen fra et slambehandlingsanlegg og en helhetlige løsning som kunne redusere anleggets klimaavtrykk ved å redusere klimagassutslipp og energibruk. Forsøket bestod av å fortykke slam fra primærrensing, biologiskrensing ved tilsats av polymer og deretter mesofil anaerob utråtning med tilførsel av fett. Etter utråtning prosessen ble struvitt felt ut og slammet avvannet. Resultatene fra analysen viste at utråtning og avvanning representerer en netto positiv energigevinst fordi det brukes mindre energi enn det som skapes i prosessen til tross for det høye energiforbruket. (Remy et al., 2013)

Før bygging av et biogassanlegg for behandling av matavfall og avløps slam i 2005 ble det gjennomført en livssyklusanalyse av Østfoldforskning. Behandlingsmetodene som ble vurdert var rankekompostering, forbrenning sammen med restavfall og anaerob utråtning. Analysen kom frem til at anaerob utråtning var det beste alternativet av de undersøkte behandlingsmetodene når den produserte biogass ble brukt som erstatning for andre energikilder. (Raadal & Nyland 2005)

Det samme firmaet utførte i 2012 en livsløpsanalyse på klimanytte for biogassproduksjon fra matavfall og husdyrgjødsel. Analysen studerte hele verdikjeden fra innsamling av avfallet til

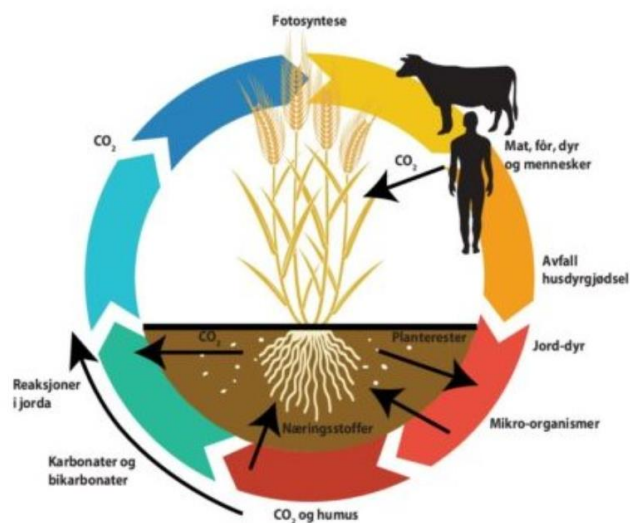
biogassproduksjon og behandling av biorest. Til tross for at analysen er basert på matavfall og husdyrgjødsel, og ikke avløps slam kan analysen være relevant i forhold til utnyttelse av biogass og biorest. Analysen konkluderer blant annet med at oppgradering av biogass til drivstoff som erstatter diesel gir størst klimanytte. Analysen stadfester også at det finnes mangelfull kunnskap om bioresten sin verdi som gjødsel og hvor mye karbon som kan regnes som lagret i jorda. (Lyng et al., 2012)

Studien ved NIBIO med fem flerårige feltforsøk slår fast at det må tilføres mindre slam per arealenhet enn det som er praksis nå, for å sikre best mulig utnyttelse av fosforet i slammet som plantenæring og samtidig minske risikoen for at fosforet ender i vassdragene (Øgaard et al., 2021).

### 3.12.1. Lagring av karbon i jorda

Forskning viser at det er mulig å binde mer karbon i jorda enn det som finnes i jordsmonnet i dag. Parisavtalen fra 2015 påpeker at dersom alle land klarer å øke karboninnholdet i jorda med 0,4 % pr. år, vil det stoppe økningen i CO<sub>2</sub> i atmosfæren relatert til menneskelig aktivitet (Cgiar System Organization, u.å.). Dersom moldinnholdet i all kornjord i Norge, som utgjør om lag 3 millioner daa, kan økes med 1 %, binder det 17 880 000 tonn CO<sub>2</sub>, noe som tilsvarer utslippet fra hele den norske personbilparken i 3,5 år (Fjellstad et al., 2010). Mengden karbon som er mulig å lagre i jorda avhenger først og fremst av jordtype, nedbørmengde, temperatur og arealbruk, herunder vekstvalg, jordbearbeiding og gjødsling.

For et system som er i balanse frigjøres samme mengde CO<sub>2</sub> som til enhver tid bindes i fotosyntesen. Dette kan ifølge forskningen fra Frankrike og teorien om regenerativt jordbruk overføres fra mindre økosystemer som et enkelt jorde eller en hage til store systemer som jorda inkludert atmosfæren (Cgiar System Organization, u.å.). Mer intensivt jordbruk med økt jordbearbeiding og økt tilførsel av kunstgjødsel og plantevernmidler bidrar derimot til mer karbondioksid i atmosfæren (Cgiar System Organization, u.å.). Karbonlagret i jordsmonnet kan økes ved økt tilførsel av karbon i form av planterester, gjødsel og kompost eller ved å reduserer tapet fra jordmassene for eksempel ved å redusere erosjonen. Figur 10 viser karbonkretsløpet i landbruket med blant annet fotosyntese, forbruk og opptak av CO<sub>2</sub>.



Figur 10: Karbonkretsløpet (Landbrukets klima og energisenter, 2020).

### 3.12.2. Klimapåvirkning ved behandling, lagring og påføring av kompostert slam

Ansatte ved Svensk jordbruksinstitutt og miljøteknikk, Institutt for energi og teknologi og Sveriges landbruksuniversitet utarbeidet i 2016 en rapport der det ble gjort forsøk og målinger av belastningen av drivhusgasser og ammoniakk, samt påvirkning på global oppvarming, forsuring og overgjødning ved lagring av avløpslam. Forsøket så på tre forskjellige lagringsmetoder: uten overdekning, med overdekning og med overdekning og tilførsel av urea. I tillegg ble det sett på tre forskjellige tidspunkter for påføring av slammet på jordbruksarealer: kun påføring på høsten (juli-oktober), kun påføring på våren (april-mai) og påføring både om våren (april-mai) (20 %) og høsten (juli-oktober) (80 %).

Rapporten viser at hovedbidraget til global oppvarming fra resirkulering av avløpslammet ved kompostering til dyrkbar mark kommer fra klimagassutslipp både fra lagring og etter påføring på jorda. Lagring fører til utslipp av metan, lystgass, CO<sub>2</sub> og ammoniakk, og økt lagringstid vil dermed føre til økte utslipp på grunn av mikrobiologiske og kjemiske reaksjoner i det lagrede slammet (Willèn et al., 2017). Det var markant mindre utslipp av klimagasser, påvirkning på global oppvarming og overgjødslingspotensial fra slammet som ble lagret med overdekning i forhold til det som ble lagret uten overdekning (Willèn et al., 2017; Tjørhom, 2017). Undersøkelsene viste også at avkortet lagringstid reduserte miljøpåvirkningen fra slammet, og at høsten var den beste tiden for påføring for alle parameteren bortsett fra nitrat. Temperaturen har direkte påvirkning på utslippet av drivhusgasser noe som fører til økte utslipp for rankene som ligger i høy temperatur (Willèn et al., 2017; Rodhe & Karlsson, 2002). Utslippet av drivhusgasser synker med synkende temperatur (Willèn et al., 2016).

Slam som ble tilsatt urea var mer egnet både som gjødsel og jordforbedring i forhold til de to andre lagringsmetodene som egnet seg best som jordforbedring. Men på grunn av den økte mengden nitrat i slammet ved tilførsel av urea var det kun våren som var egnet tidspunkt for tilføring av dette slammet, fordi platene i liten grad tar til seg nitrat om høsten og det derfor er økt potensiale for eutrofiering av nærliggende vassdrag om dette slammet ble påført jordene om høsten (Willèn et al., 2017; Rodhe & Karlsson, 2002). På grunn av den energikrevende fremstillingen av urea er klimabelastningen høyest for slammet som er tilsatt urea og lagret med overdekning.

### 3.12.3. Klimapåvirkning fra slam som gjennomgår anaerob behandling

Anaerob utråtning med produksjon av biogass er en behandlingsløsning som brukes i økende grad fordi det potensielt kan gi stor miljønytte. Denne behandlingen av slam gir en rekke miljøgevinster, blant annet produksjon av drivstoff og gjødsel avhengig av behandlingsmetode (Enova, 2021; Willèn et al., 2017). I tillegg til at energien som produseres i biogassanlegg er CO<sub>2</sub>-nøytral er energibalansen positiv fordi det dannes mer energi enn det som trengs for å drive prosessen. Det er likevel ikke mulig å fastslå eksakt miljøpåvirkning for et biogassanlegg da påvirkningen vil variere med mange parametere, blant annet valg av råstoff, behandlingsteknologi og drift (Capodaglio et al., 2016). Flere studier trekker frem følgende tiltak som de viktigste for å redusere utslipp av klimagasser fra biogassanlegg (Paolini et al., 2018; Hijazi et al., 2016; Buratti et al., 2013):

- Unngå metangassutslipp ved fakling
- Tildekking av tanker og lagersiloer
- Øke effektiviteten til kraftvarmeanlegg

- Forbedre strategien for slamutnyttelse
- Utnytte så mye termisk energi som mulig
- Unngå lekkasje fra ventiler, gassledninger mm.

Utslipp av ammoniakk fra avdekket lagring av råstoff og biorest er en av de største utslippspostene for ammoniakk for hele produksjonslinjen for biogass (Estevez, 2020a). Lystgass og metan medfører også betydelige utslippsmengder i atmosfæren, men utslippene er lavere ved påføring av behandlet biomasse enn for ubehandlet biomasse blant annet fordi det metanogene potensialet er redusert (Estevez, 2020a). Studier har vist 13 % av nitrogenet fordampes som ammoniakk ved påføring av anaerobt nedbrutt biorest fra storfe på beite og økt jordkonsentrasjon av ammoniakk med 30 – 40 % sammenlignet med fersk storfe gjødsel (Estevez, 2020a). Generelt sett vil aerobisk lagring reduseres metan utslipp samtidig som det kan øke N<sub>2</sub>O utslippene (Willén et al., 2016).

Resultater fra rapporten til Enova om grønn slamhåndtering for mindre landbrukskommuner viser at utnytting av biogass til å produsere varme gir lavere miljønytte enn å produsere drivstoff (Enova, 2021). Resultatene viser også at behandling av husdyrgjødsel gir størst miljønytte, mens nytten av slambehandling er vesentlig lavere (Enova, 2021).

Gassproduksjon fra husdyrgjødsel internt på gården har vist et stort potensial for å redusere noe av miljøpåvirkningen forbundet med intensiv melkeproduksjon, spesielt når det gjelder utslipp fra tradisjonell gjødselhåndtering på grunn av effektiv reduksjon av klimagasser og erstatning av ikke-fornybart energiforbruk. Samtidig påvirker transportavstand for råstoff prosessens samlede energieffektivitet i stor grad. (Estevez, 2020a). Avvanning av utrånnet biomasse fra råtnetanket, eller biorest, redusere volumet som må transporteres for jordbruk (Estevez, 2020a).

Energibehov for et biogassanlegg avhenger av prosess teknologi, driftsparametere, substrater og kan i tillegg variere mye i løpet av året på grunn av ekstern temperatur. Våte prosesser bruker som et grovt estimat ca. 50 % av produsert energi internt (Estevez, 2020b). Biogassanlegg har potensiale for utslipp av blant annet metan, hydrogen sulfid og karbondioksid om anlegget ikke driftes optimalt (Estevez, 2020b).

#### 3.12.4. Klimapåvirkning fra produksjon av kalk for tilsetning i slam

Utslippene fra anlegg som bruker lesket kalk til hygienisering av slam er høyere enn for anlegg med anaerob forbrenning og komposteringsanlegg fordi det er svært energikrevende å produsere kalken (Enova, 2021).

Ved påføring av kalktilsatt behandlet slam til landbruksjord oppnås en nytteeffekt for bøndene ved at slammet inneholder kalk som bøndene ellers måtte tilføre separat til jorda. I tillegg til at bonden slipper kostnaden med innkjøp av kalk (Enova, 2021). Kalk er et vanlig jordforbedringsmiddel for å øke pH i jord, og en stor del av dyrka mark i Norge påføres kalk regelmessig med et gjennomsnittlig intervall på 6 til 7 år (NIBIO, 2017b). Kalken tilfører jorda mineralene kalsium og magnesium. Jorder for grasproduksjon forsures ca. 0,1 pH-enhet per år. I tillegg forsures jorda av avrenning, sur nedbør, mineral gjødsel, bortføring av avling og biologisk nedbrytning fordi de nevnte prosessene bidrar til å fjerne kalsium og magnesium fra jorda (Fiskå Mølle, 2017).



### 3.13. Kostnader knyttet til behandling

Kostnadene knyttet til behandling og deponer av slam utgjør opptil 60 % av de totale kostnadene knyttet til rensing av avløpsvann (Wei et al. 2003), det er derfor penger å spare på hensiktsmessig fortykning og avvanning. På grunn av oppgavens omfang er det kun gjort raske estimat av kostnadene i dette avsnittet for å forsøke å skape et sammenligningsgrunnlag av utgiftene forbundet med de ulike behandlingsalternativene. Det er kun brukt en eller to kilder på kostnadene for de ulike behandlingsmetodene.

Kostnader knyttet til slambehandling kan grovt deles i kostnader knyttet til investeringer og kostnader knyttet til drift. Den største investeringskostnaden er kostnadene til konstruksjon og materialer, ulike behandlingsprosesser har ulikt plassbehov. Kostnadene knyttet til drift er strøm og tilsetningsstoffer som kjemikalier, noen prosesser krever lufttilførsel, trykk eller oppvarming. Andre kostnader knyttet til drift er krav til bemanning og overvåking av driftsprosesser.

#### 3.13.1. Estimerte kostnader knyttet til etablering og drift av biogassanlegg

Anaerob nedbryting er den mest kostnadseffektive av de biologiske behandlingsmetodene på grunn av den høye energigjenvinningen og den begrensede miljøpåvirkningen (Mata-Alvarez et al., 2000). Små og mellomstore virksomheter kan få opptil 40 – 50 % tilskudd på investeringskostnaden for biogassanlegg (Enova, 2021; Sammut et al., 2019). Rapporten fra Carbon Limits (Sammut et al., 2019) angir 7,2 millioner som et grunnlag for etablering av et mindre anlegg med kapasitet på 3.000 tonn. Til sammenligning ligger kostnaden for større biogassanlegg med kapasitet på 50 000 tonn på 117 millioner pluss forbehandlingsanlegg til 38 millioner (Sammut et al., 2019). I en annen rapport har gårdsanlegg med kapasitet på 10.000 tonn råslam per år tilsvarende 400 – 1.600 tonn TS per år estimert pris på 750.000 – 2 millioner (Briseid et al., 2010).

Driftskostnaden for større anlegg ligger på 40-230  $\frac{kr}{tonn}$ , driftskostnadene for mindre anlegg er ikke oppgitt men generelt fører småskalaanlegg til høyere drift- og produksjonskostnader enn større anlegg (Sammut et al., 2019).

#### 3.13.2. Estimerte kostnader knyttet til etablering av komposteringsanlegg

Rollag kommune etablerte nytt laguneanlegg på Fossan i 2020/2021. Alt slammet til anlegget transporteres dit i bulk. Slammet renner med selvføll inn til en trommelsil som fjerner søppel. Videre har behandlingslinjen to buffertanker. Deretter avvannes slammet før det tilsettes polymer og strukturmateriale. Det ferdig blandede produktet hentes fra haug og legges ut i ranker.

Anlegget hadde en estimert kostnad på 6 millioner før prosjektstart, og endte med en kostnad på 12,5 millioner. Det er to ansatte på anlegget med en total stillingsprosent på 150. I tillegg kommer driftsutgifter på anlegget som er anslått til 0,5 millioner.

Investeringskostnad: 10 - 15 millioner

Driftskostnad: ca. 2 millioner

Fordi kompostering og særlig enkel rankekompostering er prisgunstige behandlingsalternativ for slammet, ser man tendenser til at dette er en behandlingsform som mange anlegg tar for lett på. Det gjennomføres ikke regelmessige vendinger, avløpssjøppel sorteres ikke ut, mangelfull prøvetaking, mangelfull temperaturlogging i tillegg til at slammet oppbevares for lenge etter at det burde vært ferdig behandlet. Alle de opplistede momentene er også tilfelle for slambehandlingen i Nore og Uvdal kommune. I praksis fører dette til at mye av slammet som er tenkt omdannet til kompost ved rankekompostering og enkel rankekompostering ender opp som avfall (Tjørhom, 2017).

### 3.13.3. Estimerte kostnader knyttet til transport av uavvannet slam til Fossan

Prisen for transport er hentet fra kommunens nåværende tilbud på transport av slam. Prisen er  $180 \frac{kr}{m^3}$  for transport av slammengder opp til  $3.500 m^3$  årlig. For den estimerte kostnaden knyttet til dette alternativet legges det på en ekstra buffer på transportkostnaden, i tillegg til at transportprisen antas økt om slammengden økes. Prisen settes til  $250 \frac{kr}{m^3}$  for transport.

Behandlingsavgiften for slammet er  $90 - 100 \frac{kr}{m^3}$  i 2019 og er ikke indeksregulert, men revidert avgift i forhold til nye selvkostberegninger viste seg å være på nærmere  $200 \frac{kr}{m^3}$ . Avtalen innebærer levering av inntil  $3.000 m^3$  råslam i året.

For transport av på  $3.500 m^3$  årlig og med dagens priser blir kostnaden:

$$3\,500 \frac{m^3}{\text{år}} * (180 + 100) \frac{kr}{m^3} = 980\,000 \frac{kr}{\text{år}}$$

Ved beregning av estimert kostnad de neste årene bruker jeg totalt slam mengde på  $6.600 m^3$  i beregningene. For transport og behandling av alt slam blir kostnaden:

$$6\,600 \frac{m^3}{\text{år}} * (250 + 200) \frac{kr}{m^3} = 2\,979\,000 \frac{kr}{\text{år}}$$

Anlegget har i utslippstillatelsen tillatelse til å motta  $5.500 \frac{m^3}{\text{år}}$  slam og Rollag kommune har inngått driftsavtale med flere kommuner. Dette vil etter alt å dømme betyr at det i praksis ikke vil være mulig å levere mer enn  $3\,000 \frac{m^3}{\text{år}}$  med mindre utslippstillatelsen til anlegget utvides.

### 3.13.4. Estimerte kostnader knyttet til etablering av flere laguner

I forbindelse med varsel om tvangsmulkt fra Fylkesmannen i 2017 laget Sweco et kostnadsestimat på etablering av flere laguner i nær tilknytning til eksisterende laguner i Uvdal. På kalkyle tidspunktet var ikke behandlingsmetode valgt og kalkylen er derfor laget

som et grovt estimat. Nytt anlegget ble dimensjonert for 2.500 m<sup>3</sup> og fikk en estimert kostnad på 5 millioner eksklusivt kostnader til planlegging og prosjektering (Helgestad, 2019b).

Tabell 9: Kostnadsestimat på etablering av flere slamlaguner (Helgestad, 2019b)

Beskrivelse	Kostnad ekskl. mva.
Bygg rundt anlegg	1.000.000 kr
Septikmottak (rist, ristgodsvasker og ristgodspresse)	750.000 kr
Tank (50 m <sup>3</sup> - 100m <sup>3</sup> )	150.000 kr – 300.000 kr
2 stk. alternerende pumper med tilbakeslagsventil og andre sikkerhetsfunksjoner	50.000 kr
Avvanner alt. 1 - Container	1.000.000 kr
Avvanner alt. 2 - Skruepresse	600.000 kr
Styring, rørføring, ventiler, montering	250.000 kr
Slamlaguner	400.000 kr
<b>Totale enhetspriser</b>	<b>3.200.000 - 3.750.000 kr</b>
Generelle kostnader	500.000 kr
Spesielle kostnader	500.000 kr
Margin/usikkerhet	500.000 kr
<b>Samlet kostnadsestimat</b>	<b>5.000.000 kr</b>

### 3.13.5. Andre alternativer

- Etablering av avvanningsanlegg i tilknytning til ombygging/renovering av eksisterende renseanlegg og eventuelt transport av avvannet slam til Fossan.

### 3.14. Energipotensial for slammet

Avhengig av innholdet i tilført slam til bioreaktoren varierer andelen produsert metan, for eksempel vil slam med mye organisk materiale i form av karbohydrater og andre sukkermolekyler gi lavere produksjon av metan enn slam med høyt fettinnhold. Slam fra forbehandling har det største biogasspotensialet fordi det er lett nedbrytbart og har et høyt innhold av organisk materiale. Ved optimale forhold kan det oppnås et metanutbytte på 315 – 400  $\frac{Nm^3}{\text{tonn organsik tørrstoff}}$ . Sekundærslam har en lavere mengde nedbrytbart innhold og kan under optimale forhold gi et metanutbytte på 190 – 240  $\frac{Nm^3}{\text{tonn organsik tørrstoff}}$  (Bachmann, 2015).

For slam nedbrutt ved anaerob behandling kan som sakt energien utvunnet fra slammet benyttes til å produsere varme, elektrisitet eller oppgraderes til drivstoffkvalitet. Ved kompostering av slam er det foreløpig ikke mulig å utnytte energien fra varmen som skapes i nedbrytningsprosessen. Det tekniske potensialet for biogassproduksjon var i 2008 anslått til 6 TWh, der husdyrgjødsel utgjør 42 % av potensialet. (Norsk bondelag, 2011). I følge tall fra 2013 fra det Europeiske observatoriet for fornybar energi stod strømproduksjon ved bruk av biomasse for 3 % av strømproduksjonen i EU (EU, 2015).

#### 3.14.1. Produksjon av varme

For varmeproduksjon brukes gjerne gassen til oppvarming av vann som kan benyttes i produksjoner med stort varmebehov slik som grise – og kyllingproduksjon samt veksthus eller så kan den benyttes som fjernvarme (Norsk bondelag, 2011).

#### 3.14.2. Produksjon av elektrisitet

Ved bruk av spesialbygde motorer, gjerne kalt co-generatorer eller CHP (kombinert varme og kraft), eller gassturbiner kan biogassen brukes til å produsere strøm og overskuddsvarme (Norsk bondelag, 2011).

Åna kretsfengsel har et anlegg for strømproduksjon av husdyrgjødsel. Reaktoren er på 320 m<sup>3</sup> og de siste fem år har anlegget produsert 600 000 kWh i gjennomsnitt. Damp er energibærer for oppvarming av bygningsmasse, tappevann og varme til vaskeri og kjøkken. (Norsk bondelag, 2011)

#### 3.14.3. Oppgradering av biogass til biodrivstoff

Nødvendig biogassmengde for å oppnå kostnadseffektiv oppgradering av biogassen er beregnet til en metanproduksjon på minimum  $100 - 200 \frac{Nm^3}{time}$  (Enova, 2021). For å oppnå  $100 \frac{m^3}{time}$  metan kreves ifølge Enovas beregninger 10.000 -11.000 TS per år, dvs. ca. 320 m<sup>3</sup> råstoff per dag (Enova, 2021). Biogass uten oppgradering til drivstoffkvalitet kan produseres fra mindre anlegg.

## 4. Material og metode

Kapittelet viser fremgangsmåte for prøvene som er tatt av uavvannet slam ved Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg våren 2022.

### 4.1. Utstyr for prøvetaking

- en stang med en øse på enden
- steril beholder
- hansker

### 4.2. Metode for prøvetaking

Til prøvetaking ble det benyttet en stang med en øse på enden. Øsen ble rengjort før bruk og slammet ble overført fra øsen til steril beholder tilsendt fra laboratoriet. Alle prøvene fra Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg ble tatt ut av samme driftsoperatør og analysert ved Fjellab i Rjukan og Hardanger miljøsentre i Odda. Prøvene sendes med ekspresspost og ankommer laboratoriet ca. kl. 09 dagen etter prøveuttak.

Prøvene ble tatt 19. januar, 7. februar og 28. februar. Prøven som ble tatt 19. januar var opprinnelig satt opp 17. januar. Årsaken til at prøvene skulle tas på mandager er for at laboratoriet skal kunne bli ferdig med de fleste analysene før helgen. Men første prøveuttak ble ikke gjennomført før onsdag 19. januar på grunn av sykdom. Prøvene ble tatt mellom kl. 09 og kl. 12, og sendt med posten kl. 13.30 fra Rødberg.

Prøven fra Rødberg renseanlegg 7. februar ble frosset ned og sendt inn sammen med prøvene tatt 28. februar for å spare fraktkostnader. Frysing av avløpsprøver gjøres jevnlig i kommunen i forbindelse med døgnprøver som tas når det er prøvetakingsuke på renseanleggene. Prøvene legges da i frysen rett etter uttak, og sendes i kjølebag med kjøleelement til laboratoriet for analyse.

Fjellab og Hardanger Miljøsentre ble brukt til analysen fordi kommunen har en rammeavtale med dem for analyser av kommunes rutinemessige vannprøver. Det var derfor naturlig å benytte de på grunn av god kommunikasjon og det etablerte forholdet. Fjellab analyserte prøvene for salmonella, fosfor, nitrogen og organisk karbon, også ble prøvene videresendt for analyse av de resterende prøveparametrene hos Hardanger Miljøsentre.

Det ble tatt ut fem prøver, tre for Rødberg renseanlegg og to fra Øvre Uvdal. Prøveantallet ble satt til et minimum på grunn av kostnadene knyttet til analysen, og fordi det er begrenset hvor representative prøvene er når de tas over et så kort intervall. Prøvesvar på analysene foreligger tre uker etter prøvetaking.

### 4.3. Analyser

Prøvene ble analysert for salmonella, totalt P, totalt N, totalt organisk karbon, kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber, krom og tørrstoffinnhold. Det er viktig med analyser av kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber og krom innholdet for å stadfeste hvilken kvalitetsklasse slammet er i fordi kvalitetsklassen avgjør slammets bruksområder og tillate påføringsmengde. Det er et krav i gjødselvereforskriften at behandlet slam ikke skal

inneholde salmonella. Målt tørrstoffinnhold er brukt videre i oppgaven for å beregne slamvekten, da kommunen kun har registret slam i kubikk. Fosfor og nitrogen er parametere som kan si noe om gjødselegenskapene til slammet.

#### 4.4. Feilkilder

Det er en overhengende sannsynlighet for at de fem prøvene som ble tatt ut av kommunens renseanlegg ikke er representative. En ting som tyder på at prøvene ikke er representative er den store variasjonen i tørrstoffinnhold for de ulike prøvedagene. Tørrstoffinnholdet i prøvene har et standardavvik på 2, dette skyldes en prøve med tørrstoffinnhold på 5,9 %. Om man ser vekk fra denne prøvene blir standardavviket 0,4, som gir en langt høyere presisjon på målingene. Når det er registrert så store avvik i tørrstoffinnhold kan det heller ikke utelukkes at slamprøven for øvrig ikke er representative.

Ingen av slamtankene i kommunen har noen form for omrøring. Når slammet er pumpet over i slamtanken er det eneste slammet utsettes for av påvirkning fra omgivelsene at det jevnlig tilsettes ferskt slam fra renseprosessen. At det ikke er omrøring vil sannsynligvis føre til at de tyngste partiklene i slammet sedimenterer og at tørrstoffinnholdet derfor er høyere på bunnen enn toppen av slamkaka som følge av gravitasjon. Dette kan også føre til at metallpartiklene sedimenterer og dermed at slammet har høyest konsentrasjon av tungmetaller i bunnen av slamtanken og lavest i toppen. Når det ikke er noe omrøring kan det også oppstå anaerobe forhold i bunnen av slamtanken.

Prøveintervallet ble satt opp med tre ukers mellomrom. Ideelt sett burde nok intervallet vært større, men siden det tar tre uker fra mottatt prøve til prøvesvar foreligger var det nødvendig med mer intensiv prøvetaking for å ivareta fremgangen på oppgaveskrivingen. Prøvetaking en gang i kvartalet, virker som et hensiktsmessig intervall om analysen skulle fortsatt.

Slammengden produsert ved renseanleggene er fremkommet fra mengdemålinger på slamsugebilen som henter slammet fra renseanleggene og transporterer det til lagunene. De ulike anleggene har behov for slamtømming fra to til åtte ganger per år. Fra Øygardsgrend og Øvre Uvdal ble det kun tømt slam to ganger i 2019, mens for Rødberg renseanlegg ble det tømt åtte ganger. Siden de ulike anleggene har stor variasjon i antall årlige tømminger og slamkamrene ikke tømmes ved årsskifte kan det bli store avvik i faktisk årlige slam mengde for anleggene med på tømminger per år. Denne usikkerheten er forsøkt minimert ved å se på gjennomsnittlig mengde over de siste fem årene.

Ved tømming av pumpesumper, flokkuleringskammer og sedimenteringsbasseng for rengjøring, vedlikehold eller akutte reparasjoner blir alt avløpsvannet og slammet sugd opp med slamtømmebiler og registret som slam fra renseanlegg. Når registrering av slammengder gjøres på denne måten blir det fort store variasjoner og upresise målinger av den årlig slammengden.

Når prøven tas ut med en enkelt øse risikerer man at hele prøven tas ut fra samme punkt i slamtanken. En metode som kunne gitt mer representativ bilde av sammensetningen til slammet ville vært å ta mange små prøver fra ulike steder i tanken og blande de i en bøtte for så å ta ut prøven fra bøtteblandingen.

Fordi prøven 7. februar fra Rødberg renseanlegg i stor grad skiller seg markant ut fra de fire andre prøvene både i tørrstoffinnhold og fosforkonsentrasjon er analyseresultatet for disse parameterne unntatt fra noen av vurderingene og beregningene i kapittel 5 og 6. Det er påpekt i de aktuelle avsnittene.

På grunn av store variasjon i antall tilknyttede abonnenter for Øvre Uvdal renseanlegg fra telling og BOF-beregninger er dette anlegget ikke inkludert i beregningene knyttet til slammengde per pe i avsnitt 6.1.1.

## 5. Prøvetakingsresultater

Kapittelet viser analyseresultatene fra egne slamprøver og prøver tatt fra andre behandlingsanlegg. Det er benyttet en omregnings faktor på 1:1 for konvertering fra tonn til kubikk der annen data ikke har vært mulig å innhente.

### 5.1. Prøvetakingsresultater av slammet fra Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg

Tabell 10 viser analyseresultatene for slamprøvene som er analysert av Fjellab og Hardanger miljøservice våren 2022. Verdier som tilsvarer kvalitetsklasse 0 har grønn skrift, verdier som tilsvarer kvalitetsklasse I har gul skrift, oransje for kvalitetsklasse II og verdier som tilsvarer kvalitetsklasse III har rød skrift. Resultatene viser at sink innholdet for en prøve fra Rødberg renseanlegg tilsvarer kvalitetsklasse II og mengden kobber tilsvarer kvalitetsklasse II for en av prøvene fra Øvre Uvdal renseanlegg.

Tabell 10: Analyseresultat fra prøver av ikke avvannet slam ved Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg

	Kvalitets- klasse	Kadmium [mg/kg TS]	Bly [mg/kg TS]	Kvikksølv [mg/kg TS]	Nikkel [mg/kg TS]	Sink [mg/kg TS]	Kobber [mg/kg TS]	Krom [mg/kg TS]
Grenseverdi [mg/kg]	0	0,4	40	0,2	20	150	50	50
Grenseverdi [mg/kg]	I	0,8	60	0,6	30	400	150	60
Grenseverdi [mg/kg]	II	2	80	3	50	800	650	100
Grenseverdi [mg/kg]	III	5	200	5	80	1500	1000	150
Rødberg								
R: 19.01.2022	II	0,32	4,5	0,083	4,5	430	89	5,3
R: 07.02.2022	I	0,3	5,6	0,1	4,4	360	96	4,1
R: 28.02.2022	I	0,32	4,4	0,068	2,9	350	85	3,3
Øvre Uvdal								
ØU:19.01.2022	II	0,26	5	0,035	4,9	270	200	5,3
ØU:28.02.2022	I	0,32	4,3	0,024	2	170	130	2
Standardavvik		0,03	0,5	0,032	1,2	99	48	1

Tabell 11 viser næringsinnholdet av nitrogen, fosfor og karbon samt tørrstoffinnholdet i prøvene. På nederste linje fremkommer standardavviket for de ulike parameterne.

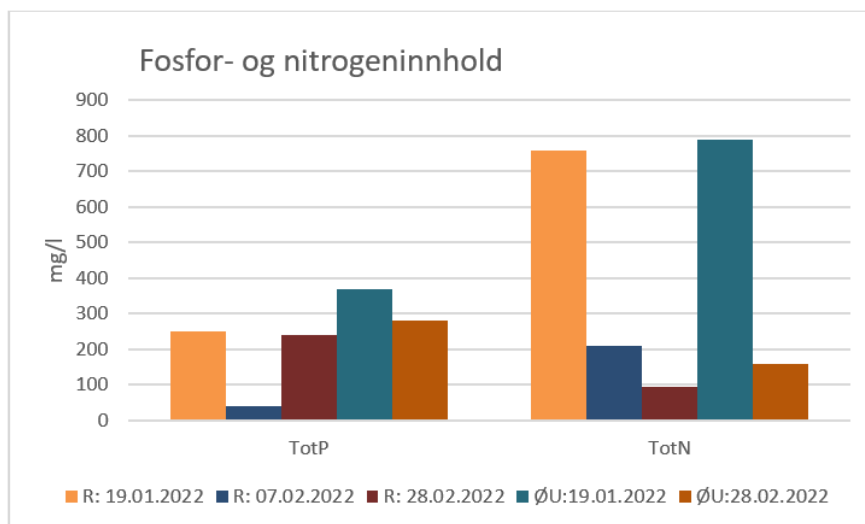


Tabell 11: Innhold av næringsstoffer i slammet

	Salmonella [/25 g]	TotP [mg/l]	TotN [mg/l]	TOC [mg/l]	Tørrstoff [%]
<b>Rødberg</b>					
R: 19.01.2022	Ikke påvist	250	760	4000	1,8
R: 07.02.2022	Ikke påvist	41	210	820	5,9
R: 28.02.2022	Ikke påvist	240	93	180	2,3
<b>Øvre Uvdal</b>					
ØU:19.01.2022	Ikke påvist	370	790	6400	1,8
ØU:28.02.2022	Ikke påvist	280	160	370	2,5
<b>Standardavviket</b>		<b>121</b>	<b>343</b>	<b>2743</b>	<b>2</b>

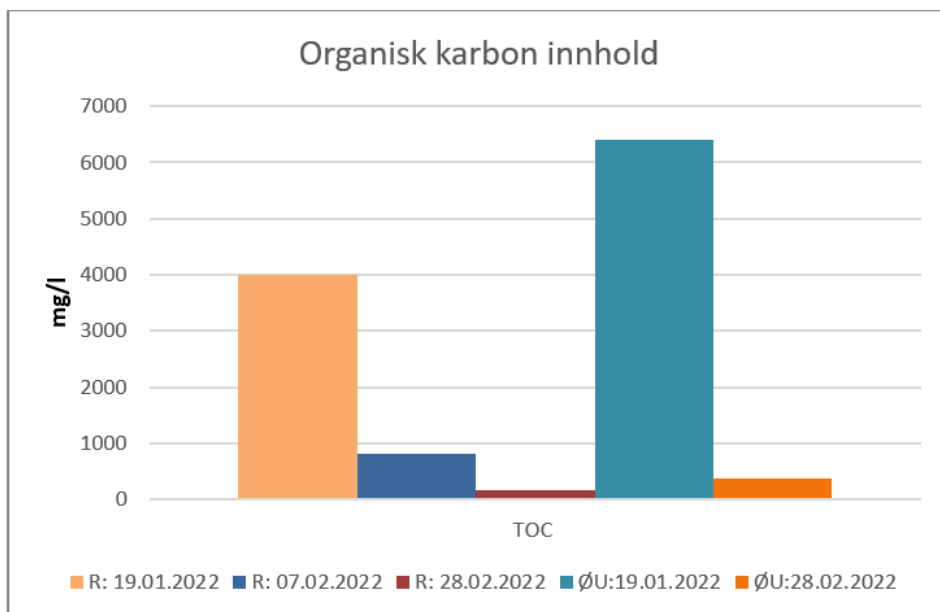
For beregning av tørrstoffinnhold senere i oppgaven benyttes gjennomsnittet av de fem prøvene. Det gir et tørrstoffinnhold på 2,2 % når man ser vekk fra den ene målingen med tørrstoffinnhold på 5,9 % fordi den avviker så mye fra resten.

Figur 11 viser fosfor- og nitrogeninnholdet i de fem prøvene fremstilt grafisk. Figuren viser svært store variasjoner i nitrogeninnholdet i slammet. For fosforinnholdet er det kun prøven fra Rødberg ra 7. februar som har et markant avvik fra de resterende prøvene. Dette er for øvrig den samme prøven som er registrert med tørrstoffinnhold på 5,9 %.



Figur 11: Fosfor- og nitrogeninnhold

Figur 12 viser mengden organisk karbon i de samme slamprøvene som vist over. Også for organisk karbon variere innholdet i de fem slamprøvene svært mye.



Figur 12: Organisk karbon innhold

Tabell 12 viser karbon/nitrogen forholdet til de fem prøvene. Gjennomsnittet av de fem prøvene ligger på 4,3, standardavviket er på 2,5.

Tabell 12: Karbon/nitrogen forholdet til ubehandlet slam

Rødberg	C:N
R: 19.01.2022	5,3
R: 07.02.2022	3,9
R: 28.02.2022	1,9
Øvre Uvdal	
ØU:19.01.2022	8,1
ØU:28.02.2022	2,3
Standardavvik	2,5

## 5.2. Prøvetakingsresultater av slammet fra komposteringsanlegg

Prøvetakingsresultat for ferdigkompostert slam fra Fossan laguneanlegg og Hagaskogen. Resultatene for slammet fra Fossan kan sees i Tabell 13 og viser et slam i kvalitetsklasse I som følge av konsentrasjonen av kvikksølv, sink og kobber i slammet.

Tabell 13: Analyseresultat fra slamprøver fra Fossan tatt 18.10.21.

Kvalitets-klasse	Kadmium [mg/kg TS]	Bly [mg/kg TS]	Kvikksølv [mg/kg TS]	Nikkel [mg/kg TS]	Sink [mg/kg TS]	Kobber [mg/kg TS]	Krom [mg/kg TS]	Tørrstoff [%]
Grenseverdi 0	0,4	40	0,2	20	150	50	50	
Grenseverdi I	0,8	60	0,6	30	400	150	60	
Grenseverdi II	2	80	3	50	800	650	100	
Grenseverdi III	5	200	5	80	1500	1000	150	
Ranke 5	0,52	8,7	0,301	7,3	270	100	13	52,5
Ranke 6	0,43	7,8	0,139	8,8	200	68	15	48,1

Slammet tilfredsstillter kvalitetsklasse I og ut fra tørrstoffinnholdet i slammet er det klart for disponering. Men slammet må ifølge forskriften også analyseres og være fritt for salmonella før det kan benyttes.

For å oppnå et større sammenligningsgrunnlag er det innhentet resultater for fire prøvetakinger av ferdig kompostert slam fra Hagaskogen som drives av Hallingdal Renovasjon. Analyseresultatene for Hagaskogen vises i tabell 14.

Tabell 14 Analyseresultat av slamprøver fra Hagaskogen tatt 28.04.2021.

Kvalitets-klasse	Salmonella TKB [25 g]	E.coli [kde/g]	Inefektive paraittegg	TotP [g/kg]	TotN [g/kgTS]	Kjeldal Nitrogen [%N av TS]	Sink [mg/kg TS]	Kobber [mg/kg TS]
Grenseverdi [mg/kg] 0							150	50
Grenseverdi [mg/kg] I							400	150
Grenseverdi [mg/kg] II							800	650
Grenseverdi [mg/kg] III							1500	1000
Privatslam 2020	II Ikke påvist	5	2 Ikke påvist	4,9	22	2,2	540	259
Vinterslam 2020	II Ikke påvist	<2	<2 Ikke påvist	23	23	<2	420	190
Juni	II Ikke påvist	<2	<2 Ikke påvist	15	18	<2	310	180
Juli	I Ikke påvist	<2	<2 Ikke påvist	12	17	<2	290	150

Slammet tilfredsstillter kvalitetsklasse I for en av rankene og kvalitetsklasse II for de resterende rankene på grunn av sink- og kobberinnholdet. Førøvrig viser analyseresultatene at slammet er klart til disponering.

### 5.3. Analyser av resultatene fra prøvetaking

Prøvene fra renseanleggene tatt 19. januar havner i kvalitetsklasse II på grunn av sink- og kobberverdiene for henholdsvis Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg. De andre analyseparameterne ligger innenfor verdier tilhørende kvalitetsklasse 0.

Tungmetallkonsentrasjonene er relativt like til tross for svært ulikt antall tilknyttede abonnenter og belegg for de to anleggene.

For de to påfølgende prøverundene tilfredsstillter alle parameterne kvalitetsklasse I og det er kun kobber- og sinkmengdene som hindrer slammet i å tilfredsstillte kvalitetsklasse 0.

For at prøvene skal være representativt for sesongvariasjoner i slammet burde de tas månedlig eller kvartalsvis.

I forbindelse med avtalen kommunen har om levering til Fossan slamlaguner har de forpliktet seg til å ta slamprøver av slammet som sendes til Fossan for å dokumentere slammets innhold. Disse slamprøvene kunne vært et fint supplement og sammenligningsgrunnlag til prøvene tatt i forbindelse med denne oppgaven, men dette punktet i avtalen har ikke blitt fulgt opp fra NUK sin side da det leverte slammet ikke er blitt analysert.

### 5.3.1. Fosfor innholdet

Det er store variasjoner i fosforinnholdet men når jeg ser vekk fra prøven 7. februar som har et stort avvik fra de andre verdiene er fosforinnhold mellom  $240 \frac{mg}{l}$  og  $370 \frac{mg}{l}$  som gir et gjennomsnitt på  $285 \frac{mg}{l}$ . I rapporten «Til nytte på land- avløpsslam i jordbruk og grøntanlegg» til Blytt er det oppgitt et forventet fosforinnhold i slammet på 1 – 3 % på tørrstoffbasis.

Slam med fosforinnhold på  $285 \frac{mg}{l}$  og et tørrstoffinnhold på 2,2 % tilsvarer  $14 \frac{mg}{g TS}$  som er 1,4 % av tørrstoffinnholdet . Dermed er fosforinnholdet i slammet som forventet, men med en forventning om at ca. 52 % av fosforet følger den faste fasen ved fortykning kan faktisk fosforinnhold i slammet etter avvanning bli noe lavere enn teorien skulle tilsi.

### 5.3.2. Nitrogen innholdet

Ut fra teorien kan man forvente høyere nitrogenkonsentrasjoner i slammet fra biologiske renseanlegg kontra rent mekanisk/kjemiske anlegg. Dette er ikke tilfelle for prøvene fra Rødberg og Øvre Uvdal, der det er en litt mer nitrogen i slammet fra det mekanisk/kjemiske anlegget. Førøvrig er variasjonen i nitrogeninnholdet høy.

### 5.3.3. Karboninnholdet

Det er også store variasjoner i det organiske karboninnholdet og prøvene tatt i januar skiller seg markant ut fra februar prøvene for begge anleggene. Temperaturen kan ha påvirkning da lav temperatur vil senke nedbrytningshastigheten av karbonet. Registrert gjennomsnittstemperatur for kommunen var  $-3,3 \text{ }^\circ\text{C}$  i januar og  $-5,3 \text{ }^\circ\text{C}$  i februar (Yr, u.d.). Dermed skulle det ikke være utetemperaturen som utgjorde forskjellen i karboninnhold for de ulike prøvedagene. Begge anleggene har vesentlig høyere strømregninger om vinteren enn om sommeren, noe som bare kan forklares med sesongvariasjon i oppvarmingsbehovet.

Siden det først og fremst er fritidsboliger tilknyttet skidestinasjonen Øvre Uvdal er det vanligvis mange på hyttene i juleferier, vinterferier og påskeferier. Mye aktivitet på hyttene i juleferien kan derfor være årsaken til det høye karboninnholdet som er målt på Øvre Uvdal renseanlegg 19. januar. Den andre slamprøven fra anlegget er tatt 28 februar som er mandagen mellom gamle Buskerud og øvrige deler av Viken sin vinterferie. Årsaken til det lave karboninnholdet i februar kan dermed skyldes liten tilførsel av nytt organisk materiale

mellom jul og vinterferie. Årsaken til variasjonene i karboninnhold på Rødberg renseanlegg må imidlertid skyldes andre faktorer da det hovedsakelig er fastboende knyttet til anlegget.

#### 5.3.4. Sink og kobber i slammet

Analyseresultater av slamprøver fra av Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg viser sink- og kobberverdier som gjør at slammet havner i kvalitetsklasse II. Rødberg ra er som nevnt innledningsvis et mekanisk/biologisk/kjemisk renseanlegg, Øvre Uvdal ra er mekanisk/kjemisk. Alle andre analyseparametere viser slam i kvalitetsklasse 0. Årsaken til sinkkonsentrasjoner kan skyldes metallindustri, hudpleieprodukter og kremer i husholdninger. Årsaken til kobberinnholdet i slammet kan komme fra kobberør for varmtvann i boliger og fritidsboliger.

### 5.4. Slammengder

#### 5.4.1. Renseanleggene 2016 – 2020

Gjennomsnittet av årlig produserte slammengder fra renseanleggene i kommunen de siste fem årene er 1.200 m<sup>3</sup>. Tabell 15 viser slammengder hentet ved de kommunale renseanleggene fra 2016 til 2020.

Tabell 15: Slammengder fra kommunale renseanleggene i perioden 2016 – 2020

Slam fra renseanlegg:	[m <sup>3</sup> /ÅR]					Årlig gjennomsnitt	Standardavvik
	2016	2017	2018	2019	2020	[m <sup>3</sup> /ÅR]	[m <sup>3</sup> /ÅR]
<b>Stormogen</b>	159	149	137	131	108	136,8	19,4
<b>Rødberg</b>	407	369	375	479	461	418,2	49,9
<b>Øygardsgrend</b>	24	22	25	24	24	23,8	1,1
<b>Norefjord</b>	248	302	276	311	263	280	26,3
<b>Øvre Uvdal</b>	346	255	235	297	451	316,8	86,3
<b>Vrenne</b>	36	54	36	43	46	43	7,5
<b>Totalt</b>	<b>1220</b>	<b>1151</b>	<b>1084</b>	<b>1285</b>	<b>1353</b>	<b>1218,6</b>	<b>106,3</b>

Med et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold i slammet på 2,2 % fra analyseresultatene av slamprøver tatt vinteren og våren 2022 i Tabell 10 gir det enn gjennomsnittlig slammengde på 26,8 tonn TS per år for de fem siste åra:

$$1218 \frac{m^3}{\text{år}} * 2,2 \% TS = 26,8 \frac{\text{tonn TS}}{\text{år}}$$

Av Tabell 15 fremkommer det for øvrig at slammengden ved Stormogen renseanlegg er blitt redusert med i overkant av 30 prosent fra 2016 til 2020. Mens mengden er omtrent lik eller

økt for de resterende anleggene. For Norefjord har mengden variert med opptil 50 m<sup>3</sup> de siste fem årene, noe som utgjør 20 prosent av det årlige gjennomsnittet. Ved Øvre Uvdal renseanlegg har mengden variert med over 200 m<sup>3</sup> i løpet av de siste fem årene.

Tabell 16: Slammengder per pe fra renseanlegg [m<sup>3</sup>/år og l/år.]

Slam fra renseanlegg	Gjennomsnittlig årlig slammengde fra de ulike renseanleggene [m <sup>3</sup> /ÅR]	Beregnet antall tilknyttede abonnenter per anlegg vha BOF beregning	Antall tilknyttede abonnenter ut fra kommunens anslag	Slammende per pe vha BOF beregning [liter per pe]	Slammende per pe vha kommunens anslag [liter per pe]	Standard avviket på de to måtene å ansla slammengde per pe
Stormogen	136,8	135	250	1013	547	330
Rødberg	418,2	584	660	716	634	58
Øygardsgrend	23,8	101	50	236	476	170
Norefjord	280	95	220	2947	1273	1184
Øvre Uvdal	316,8	359	3640	882	87	562
Vrenne	43	35	45	1229	956	193
<b>Totalt</b>	<b>1218,6</b>	<b>1309</b>	<b>4865</b>			
Årlig mengde slam per pe [l]				<b>931</b>	<b>250</b>	<b>481</b>
Daglig mengde per pe [l]				2,6	0,7	1,3

Tabell 17: Slammengde per pe fra renseanlegg [m<sup>3</sup>/døgn og l/døgn].

Slam fra renseanlegg	Gjennomsnittlig årlig slammengde fra de ulike renseanleggene [m <sup>3</sup> /ÅR]	Gjennomsnittlig daglig slammengde fra de ulike renseanleggene [m <sup>3</sup> /døgn]	Beregnet antall tilknyttede abonnenter per anlegg vha BOF beregning	Antall tilknyttede abonnenter ut fra kommunens anslag	Slammende per pe vha BOF beregning [liter per pe døgn]	Slammende per pe vha kommunens anslag [liter per pe døgn]	Standard avviket på de to måtene å ansla slammengde per pe
Stormogen	136,8	0,375	135	250	2,8	1,5	0,9
Rødberg	418,2	1,146	584	660	2,0	1,7	0,2
Øygardsgrend	23,8	0,065	101	50	0,6	1,3	0,5
Norefjord	280	0,767	95	220	8,1	3,5	3,2
Øvre Uvdal	316,8	0,868	359	3640	2,4	0,2	1,5
Vrenne	43	0,118	35	45	3,4	2,6	0,5
<b>Totalt</b>	<b>1218,6</b>	<b>3,339</b>	<b>1309</b>	<b>4865</b>	2,6	0,7	<b>1,1</b>
Gjennomsnittlig daglig mengde per pe [l]					<b>3,2</b>	<b>1,8</b>	

Sammenlignet med antall tilknyttede abonnenter ligger anleggene på en gjennomsnittlig slamproduksjon per pe på mellom 1,8 – 3,2 liter per pe per døgn.

Ved å ta totalslammengde på 1 218 m<sup>3</sup> for alle renseanleggene og dele på antall personer gir det en årlig slammengde per pe på 930 og 250 liter per år.

For BOF beregninger:

$$\frac{1\,218 \frac{m^3}{\text{år}}}{1309 \text{ pe}} = 930 \frac{\text{liter}}{\text{pe} * \text{år}}$$

For pe telling:

$$\frac{1\,218 \frac{m^3}{\text{år}}}{4865 \text{ pe}} = 250 \frac{\text{liter}}{\text{pe} * \text{år}}$$

#### 5.4.2. Spredt avløp i perioden 2016 – 2021

Spredt avløp i Nore og Uvdal kommune besto i 2016 av 519 tømminger av private anlegg for fast bosatte og 364 tømminger av hytter, som utgjorde hhv. 3401 m<sup>3</sup> og 1479 m<sup>3</sup> i 2016. De påfølgende årene er ikke antall tømminger på de ulike boenhetene oppgitt, derfor er det kun oppgitt årlig sum i tabell 18. Slammengden fra spredt avløp er regnet ut ved at kommunen har oversikt over totalt mengde som er hentet og mengde levert fra renseanlegg. Slammengden fra spredt avløp fikk en økning fra 2020 fordi kommunen startet med å praktisere tømming hvert fjerde år for fritidsboliger.

Tabell 18: Slammengder totalt og fra spredt avløp i perioden 2016 – 2021

Slam:	[m3/ÅR]						Årlig gjennomsnitt [m3/ÅR]	Standard- avvik [m3/ÅR]
Levering:	2016	2017	2018	2019	2020	2021		
Uvdal				3 601	4 843	2 460		
Tuhnhovd				768	946	397,5		
Fossan						2519,5		
<b>Totalt</b>	4 880	4 528	4 798	4 369	5 789	5 377	4 957	535
Slammengde fra renseanlegg	1120	1151	1084	1285	1353	Ukjent		115
<b>Slammengde fra spredt avløp</b>	3 760	3 377	3 714	3 084	4 436		3 674	506

Antar at tørrstoffinnholdet for slam fra tette tanker er det samme som prøvetakingsresultatene for renseanlegget siden tørrstoffinnholdet på slam fra slamavskillere og minirensanlegg ikke er analysert og dokumentert. Det brukes derfor et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold i slammene på 2,2 % i beregningene.

Mengde TS fra avløpsslam totalt for slam fra renseanlegg og private anlegg når årlig mengde rundes opp til  $5\,000 \frac{m^3}{\text{år}}$ :

$$5\,000 \text{ m}^3 * 2,2 \% \text{ TS} = 110 \text{ tonn TS}$$

### 5.4.3. Husdyr i 2017

Det ble ikke funnet registreringer av antall husdyr med kommunevis fordeling nyere enn 2017. Som oppgitt i avsnitt 2.6 var gjødselmengdene produserer fra melkeku oppgitt til 18,54 tonn per år i løpet av perioden dyra er innendørs og 1,80 tonn per år per dyr for sauer fra rapporten til Sammut et al. (2019). Sammenlignes disse mengdene med mengdene fra Nesheim et al. (2011) som var angitt per måned og man antar at melkekua er utenfor fjøset 50 % av døgnet i tre måneder og at sauer og ammekyr er utenfor fjøset fire måneder i året blir årlig gjødselmengde i fjøs 15,75 tonn per ku for melkekyr, 14,4 tonn per ammeku og 1,2 tonn per år for sau. For beregning av tørrstoffinnholdet i gjødselmengdene for melkekyr er det brukt 7 % og 27 % for sau.

Ved å bruke dyremengden fra 2017 og de mest konservative tallene for gjødselproduksjon som var hentet Nesheim et al. (2011) blir beregnet gjødselmengden fra storfe og sau 8.360 tonn gjødsel og 585 tonn TS utregnet i tabell 19.

Tabell 19: Tonn gjødsel produsert i 2017 fordelt på kyr og sauer

	Antall dyr	Tonn gjødsel per år per individ	Tonn gjødsel per år	Antatt tørrstoffprosent	Tonn TS per år
Kyr	221	15,75	3480,8	7	243,7
Sauer	4067	1,2	4880,4	27	341,6
Sum	4288		8361,2		585,3

### 5.4.4. Mengder matavfall generert i kommunen

Kommunen har oppgitt mengdene gjengitt i tabell 20 for matavfall levert til Lindum i Drammen de siste fem årene. Den store forskjellen i mengde fra 2017 til 2018 menter kommunen at skyldtes endringer i rapporteringskategorier. Fra avfallsstasjonen og til Drammen er det 15,4 mil.

Tabell 20: Mengde innsamlet matavfall for kommunen 2017-2021

	2017	2018	2019	2020	2021
Matavfall [kg]	13.420	72.060	62.420	68.260	60.480



## 6. Diskusjon

Kapittelet drøfter oppnåelige slammengder, slamminnholdet og sammenligner de ulike behandlingsalternativene som er belyst i oppgaven med tanke på volumreduksjon, gjødslingsverdi og klimaavtrykk.

### 6.1. Slammengder

Avsnittet sammenligner faktisk tørrstoffinnhold ut fra antatt tørrstoffprosent med teoretiske forventede tørrstoffmengder per person. Videre blir det gjort et anslag på råstoffmengder som kan oppnås innad i kommunen om man inkluderer dyreslam og matavfall i behandlingen.

#### 6.1.1. Beregnede slammengder fra renseanlegg

Teoretiske slammengder som skal oppnås for Rødberg renseanlegg er ifølge tabell 3  $95 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  der  $40 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  av slammet kommer fra sedimentering med et tørrstoffinnhold på 2 – 4 % og  $55 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  slam fra biorotoren med et tørrstoffinnhold på 0,5 – 1,5 %.

Teoretiske slammengder for Øvre Uvdal renseanlegg er ifølge tabell 3  $140 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  der  $40 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  av slammet kommer fra sedimentering med et tørrstoffinnhold på 2 – 4 % og  $100 \frac{g*SS}{pe*døgn}$  slam fra felling med aluminium med et tørrstoffinnhold på 1 – 2 %.

Med et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 2,2 % ble total årlig tørrstoffmengde beregnet til 26,8 tonn per år. For å finne tørrstoffmengden i  $\frac{g}{pe \text{ år}}$  benyttes antall tilknyttede abonnenter fremkommet fra BOF analyser sammenlignet med antall tilknyttede abonnenter ut fra kommunens antakelser.

Årlig tørrstoffmengde med tørrstoffinnhold på 2,2 % når Øvre Uvdal renseanlegg ikke inkluderes blir dermed  $19,8 \frac{\text{tonn } TS}{\text{år}}$ . I denne analysen velger jeg å holde Øvre Uvdal renseanlegg utenfor på grunn av det store avviket for antall tilknyttede abonnenter for de ulike metodene.

$$901,8 \frac{m^3}{\text{år}} * 2,2 \% TS = 19,8 \frac{\text{tonn } TS}{\text{år}}$$

Antall tilknyttede abonnenter for de fem anleggene er 950 pe og 1225 pe for henholdsvis BOF beregninger og kommunens anslag.

$$\frac{19\,800 \frac{kg \text{ } TS}{\text{år}}}{950 \text{ pe} * 365 \frac{\text{dager}}{\text{år}}} = 0,0572 \frac{kg \text{ } TS}{pe \text{ dag}} = 57 \frac{gram \text{ } TS}{pe \text{ dag}}$$

$$\frac{19\,800 \frac{\text{kg TS}}{\text{år}}}{1125 \text{ pe} * 365 \frac{\text{dager}}{\text{år}}} = 0,0444 \frac{\text{kg TS}}{\text{pe dag}} = 44 \frac{\text{gram TS}}{\text{pe dag}}$$

For Rødberg renseanlegg isolert sett var gjennomsnittet av de målte slammengdene for de siste fem årene, hentet fra tabell 15,  $418,2 \frac{\text{m}^3}{\text{år}}$ . Dette gir en slammengde på  $9,2 \frac{\text{tonn TS}}{\text{år}}$ .

$$418,2 \frac{\text{m}^3}{\text{år}} * 2,2 \% \text{ TS} = 9,2 \frac{\text{tonn TS}}{\text{år}}$$

Antall tilknyttede abonnemeter for anlegget er 584 pe og 660 pe for henholdsvis BOF beregninger og kommunens anslag hentet fra tabell 16 og 17.

$$\frac{9\,200 \frac{\text{kg TS}}{\text{år}}}{584 \text{ pe} * 365 \frac{\text{dager}}{\text{år}}} = 0,0432 \frac{\text{kg TS}}{\text{pe dag}} = 43 \frac{\text{gram TS}}{\text{pe dag}}$$

$$\frac{9\,200 \frac{\text{kg TS}}{\text{år}}}{660 \text{ pe} * 365 \frac{\text{dager}}{\text{år}}} = 0,0382 \frac{\text{kg TS}}{\text{pe dag}} = 38 \frac{\text{gram TS}}{\text{pe dag}}$$

Fra tabell 3 på side 20 og beregningene i starten av avsnittet tilsier teorien at daglig mengde slam skulle blitt  $95 \frac{\text{g*SS}}{\text{pe*døgn}}$  for Rødberg renseanlegg. Andre kilder har oppgitt forventet mengde til å være mellom 60 og  $90 \frac{\text{g*SS}}{\text{pe*døgn}}$ . Beregningen gjort her ligger noe utenfor begge de teoretiske anslagene. Men metoden for BOF beregninger av antall pe forventes å være mest nøyaktig for kartlegging av antall abonnemeter for områdene som huser fast bosetning, det er også denne beregningen som gir resultat nærmest det litteraturen tilsier.

For sammenligning av mengden slam fra renseanleggene med mengden man kan forvente fra slamavskillere som var  $250 \frac{\text{liter}}{\text{pe*år}}$  ga beregningene i tabell 16  $250 \frac{\text{liter}}{\text{pe*år}}$  fra renseanleggene ved bruk av anslått tilknytning og  $930 \frac{\text{liter}}{\text{pe*år}}$  ved bruk av anslaget på antall tilknyttede abonnemeter på bakgrunn av BOF-beregninger. Mest sannsynlig stemmer nok slammengdene angitt i Ødegaard (2014) bedre for slammengdene fra renseanlegg enn estimatet på årlig slammengder i slamavskillere til tross for at det kan være store variasjoner fra anlegg til anlegg slik tabellen opplyser. Beregningen i denne oppgaven avviker fra begge de teoretisk angitte slammengdene.

### 6.1.2. Beregnede slammengder for spredt avløp

Det er stor usikkerhet knyttet til antall pe man skal beregne per hytte. For det første varierer belegget mye mer enn for fastboende i tillegg til at de er svært varierende hvor mange som oppholder seg på hytten. Mange moderne hytter har hems med sengeplass til langt mer enn fem personer i tillegg til at det i flere hyttefelt er anledning til å bygge anneks som kan huse ytterligere fire personer og oppover.

For dimensjonering av infiltrasjonsanlegg for enkelt hytter er det vanlig å benytte 5 pe per hytte med en oppholdstid på under 90 døgn i året (Standard Norge, 2006; Stiftelsen VA/Miljø-blad, 2001).

Slamavskillere fra fastboende skal ifølge forskriften tømmes hvert andre år og hvert fjerde år for fritidsboliger. Dette er en praksis som ikke er tatt i bruk før nylig i Nore og Uvdal kommune, de tømte mengdene vil derfor ikke nødvendigvis gjenspeile mengdene som vil komme de påfølgende årene når forskriften blir praktisert. Årlig gjennomsnitt fra spredt avløp var  $3\,674\text{ m}^3$ . Om man da tenker at alle hyttene som ikke er tilknyttet Øvre Uvdal renseanlegg har slamavskiller blir antall hytter 3 200. I praksis har ikke alle disse hyttene slamavskiller, noen har utedo og andre har tette tanker. Om man tenker at det er fem personer på hver hytte og at tømning hvert fjerde år tilsvarer årlig mengde slam for snittet av alle hyttene blir regnestykket følgende:

$$\frac{3\,674 \frac{\text{m}^3}{\text{år}}}{3200 \text{ hytter} * 5 \frac{\text{pe}}{\text{hytte}}} = 230 \frac{\text{liter}}{\text{pe} * \text{år}}$$

Med de oppgitte antakelsene ser den beregnede slammengden ut til å sammenfalle med litteraturen. Men når en slamavskiller tømmes er det ikke bare slammet som hentes ut. Hele slamavskilleren tømmes fullstendig slik at en vanlig tømning består av  $2\text{ m}^3$  der kun 10 – 20 % av massene er slam.

### 6.1.3. Slammengder som kan oppnås

Nødvendig biogassmengde for å oppnå kostnadseffektiv oppgradering av biogassen er som nevnt beregnet til minimum  $100 \frac{\text{Nm}^3}{\text{time}}$  som krever 10.000 -11.000 TS per år, dvs. ca.  $320\text{ m}^3$  råstoff per dag som tilsvarer  $116.800\text{ m}^3$  per år.

Slammengden fra renseanlegg og spredt avløp er opptil  $6.600\text{ m}^3$  der anbefalte minimums mengde for små biogassanlegg var angitt til  $5.000\text{ m}^3$ . Ved kombinering av avløpsslam og husdyrgjødsel vil årlig slammengden kunne økes ytterligere.

Fra storfe og sau er det beregnet en årlig produseres på  $8.360\text{ m}^3$  men det er fra mindre anlegg, så da må det hentes fra flere anlegg samtidig for å fylle opp bilen, eller sjelden henting. Tilføring av storfegjødsel vil også bli forbundet med relativt store transportavstander. Avhengig av plassering kan transportavstanden for husdyrgjødsel bli opptil 6 mil for enkelte av gårdene. En vesentlig forskjell mellom danske, tyske og norske gårdsbruk er størrelsen. I Norge har det vært ført en politikk som har gjort det mulig å opprettholde driften på de små

og mellomstore gårdene i det langstrakte landet. I mange andre europeiske land har det i mye større grad kun vært satset på de store gårdsbrukene. I denne sammenheng vil dette i praksis bety lengre transportavstander til behandlingsanlegg i Norge. Den samme utfordringen med avstander ved transport av slam oppstår om man skal motta slam fra nabokommuner. Nærmeste biogassanlegg sørover ligger i Kongsberg med en avstand på 9 mil. Beliggenheten til nærmeste anlegg i nordlig retning er ukjent.

Ved kombinerings av avløpslam og husdyrgjødsel vil årlig slammengden kunne økes ytterligere til oppimot  $15.000 m^3$ . Blanding av husdyrgjødsel og avløpslam er imidlertid ikke anbefalt på grunn av de strenge reguleringene til bruk av behandlet avløpslam på eng.

På grunnlag av den totale mengden tilgjengelig slam i Nore og Uvdal er det ikke kostnadmessig forsvarlig å satse på et biogassanlegg med oppgradering av biogassen, men mengden er tilstrekke til biogassanlegg uten oppgradering og komposteringsanlegg.

## **6.2. Slamkvaliteten**

Avhengig av tungmetallinnholdet og uavhengig av hvilken av de nevnte behandlingsmetodene i dette dokumentet som man velger å bruke blir sluttproduktet et behandlet slam eller biorest som kan tilføres grøntområder som jordbruksareal, nedlagte deponier eller som revegetering for å utnytte og tilbakeføre næringsstoffene til jorda på en bærekraftig måte. Det er kjent at enkelte stoffer akkumulerer, særlig for vannlevende organismer. Bruk av slam i landbruket øker muligheten for at organismer får i seg skadelige stoffer fra slammet, men også ved bruk utenfor landbruket kan konsentrasjonen av ulike stoffer øke i jorda, vassdrag og sjøen på grunn av avrenning.

Konsekvensen ved påvirkning og akkumulering av mikroplast er heller ikke kjent, men på grunn av den lange nedbrytningstiden og klimaendringer med økt styrtregn vil mengden mikroplast som ender i havet øke. Dette er derfor et viktig aspekt ved bruk av slam på dyrka mark og andre grøntområder som det forsker videre på.

Gitt lik avløpsrensprosess kan man forvente lavere tungmetallinnhold i slammet i Nore og Uvdal fordi renseanleggene knyttes til få industribedrifter. Da det finnes et par bedrifter som driver virksomhet innen blant annet reparasjon av kjøretøy i kommunen vil det være særlig interessant å se på tungmetallinnholdet i slammet for tilstøtende renseanlegg. Det er lite overvann som er koblet til renseanleggene derfor er det liten sannsynlighet for avfallsstoffene knyttet til trafikk kommer inn på renseanleggene og deretter havner i slammet.

### **6.2.1. Tungmetallinnholdet**

Slamprøvene fra Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg tilfredsstiller kvalitetsklasse 0 for alle parametere bortsett fra sink og kobber som har verdier tilsvarende kvalitetsklasse I for fire av fem prøver. For en av prøvene tilsvarer sinkmengden kvalitetsklasse II og for en prøve tilsvarer kobber kvalitetsklasse II. Om man hadde funnet årsaken til de høye sinkverdiene og fikk redusert sinkkonsentrasjonen ville slammet kunne tilfredsstille kvalitetsklasse I med unntak av kobbermengden i en måling.

Analysene er gjort for prøver av slam med lavt tørrstoffinnhold med et snitt på 2,2 %. Siden tungmetallet vanligvis er partikulært bundet blir hoveddelen av tungmetallet oppkonsentrert i slammet, og fordi tungmetallkonsentrasjonene er oppgitt i  $\frac{mg}{kg*TS}$  endres hovedsakelig ikke konsentrasjonen når slammet avvannes. Hvis slammet rankekomposters kan man forvente et tørrstoffinnhold på 50 % etter lagring og tilsetting av strukturmateriale. Tilsatts av strukturmateriale vil føre til at tungmetallkonsentrasjonen i  $\frac{mg}{kg*TS}$  reduseres.

Som nevnt i kapittel 4.4. Feilkilder er det en risiko for at prøvene som ble tatt av kommunen ikke er representative. Når slammet i slamtanken ikke er utsatt for kontinuerlig eller regelmessig omrøring kan det være at deler av metallpartiklene sedimenterer og at prøven som er tatt ut derfor viser en lavere eller høyere mengde tungmetall enn det som er tilfelle for hele tanken.

Tungmetallinnholdet i slammet fra Fossan er vesentlig lavere enn slammet fra rensesanleggene i NUK. Slammet fra Fossan er tilsatt strukturmateriale, ferdig kompostert og klar for å benyttes i landbruket og på grøntområder med et tørrstoffinnhold på 50 %. Til Fossan kommer det slam fra rensanlegg i de fire numedalskommunen og slam fra spredt avløp fra Rollag og NUK. Anser derfor ikke slamprøvene fra Fossan til å være representative for slammet i NUK, men det er iøynefallende at slammet fra NUK har et er såpass mye høyere tungmetallinnholdet enn slammet på Fossan. Når det er sagt er det ikke det beste sammenligningsgrunnlaget å sammenligne råslam med ferdig kompostert slam. Det er heller ikke utenkelig at konsentrasjonene hadde vært annerledes om det hadde blitt tatt prøver av slam fra spredt avløp i NUK.

### 6.2.2. C/N forholdet

C/N forholdet til slamprøvene tatt fra Rødberg og Øvre Uvdal rensanlegg varierte fra 1,9 – 8,1 med et gjennomsnitt på 4,3 og et standardavvik på 2,5. Dette C/N forholdet er ikke representativt for det ferdigbehandlede gjødselproduktet. C/N forholdet må heves til 20 – 30 for å være et godt råstoff i biogassprosessen.

Når slammet avvannes følger om lag 36 % av karbonet og 70 % av nitrogenet væskefasen i henhold til figur 8. Avvanning vil derfor bidra til å øke C/N forholdet. Om slammet skal rankekomposteres må det avvannes før det tilsettes strukturmateriale. Etter kompostering er det ønskelig at bioresten oppnår et C/N forhold på 20 – 30 for å være et godt jordforbedringsmiddel som kan bidra til å beholde balansen i jordas nedbrytning av biomasse.

### 6.2.3. Tørrstoffinnholdet

Gjennomsnittlig tørrstoffprosent for slamprøvene var 2,9 med et stort standardavvik på 2. De målte prøvetakings verdiene varierte fra 1,8 – 5,9. Den store variasjonen i tørrstoffinnhold, øker mistanken om at prøvene som er tatt ut ikke er representative for slamtanken. Vanlig tørrstoffinnhold i slam fra slamavskillere er 2 %. Tørrstoff i slam fra rensanlegg har et større variasjon i hva som er vanlig tørrstoffinnhold fordi det benyttes ulikt renseutstyr og mange anlegg som ikke behandler slammet ved rensanlegget avvanner slammet før transport for å spare kostnader knyttet til transport.

Tørrstoffinnholdet må økes før slammet fra NUK kan føres inn på en biogassreaktor. Tørrstoffinnholdet bør opp til 5 – 10 % fra om lag 2,9. Et tørrstoffinnhold på 5 – 10 % kan enkelt oppnås med en rekke ulike avanningsmetoder. Om slammet skal rankekomposteres må det også avvannes før det tilsettes strukturmateriale.

### **6.3. Sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på volumreduksjon**

Tallene fra den årlige innrapporteringen til Miljødirektoratet fra alle norske behandlingsanlegg viser at opp mot 13 % av den totale slammengden tilført i tonn TS forsvant som massetap ved fakling av biogassen i 2018. Figur 8 viser mengdene væske og fast stoff ut av biogassreaktoren, den viser at 20,8 % av slammet kommer ut som fast stoff.

For komposterslam er det ikke funnet noe litteratur som beskriver mengdeendringen av slammet som følge av tilsetting av strukturmateriale. Men når det tilsettes om lag  $\frac{1}{4}$  av total masse som strukturmateriale virker det nærliggende å anta at mengden øker fra opprinnelig mengde slam, eventuelt at sluttmengden blir lik den opprinnelige avvannede mengden fordi strukturmaterialet som blir tilsatt har samme volum som det som forsvinner i nedbrytning og fordamping under kompostering. Ferdig kompostert materiale vil uansett ha et mindre volum enn summen av opprinnelig slam mengde og tilsatt strukturmateriale fordi prosessene i slammet og nedbrytning i komposten bidrar til å komprimere, tørke og forbraker deler av strukturmaterialet og slaminnholdet. Det antas dermed at volumet for ferdig kompost er større eller likt volumet for råslammet og dermed også større en mengden biorest som kommer ut av biogassreaktoren. Anaerob behandling bidrar derfor i større grad til volumreduksjon en kompostering.

### **6.4. Sammenligning av rankekompostering og biogassproduksjon med tanke på gjødselverdi**

Nitrogen og deretter fosfor er vanligvis de begrensende faktorene for plantevekst. Jørgensen skriver at gjødsleffekten for nitrogen er bedre for anaerobt behandlet slam enn ubehandlet slam fordi prosessen har økt andelen plantetilgjengelig ammonium i slammet. Men den forbedrede gjødslingseffekten for anaerobt behandlet slam som er påpekt av både Jørgensen og Bachmann (2015) forutsetter at både væskefasen og tørrstofffasen som kommer ut av biogassreaktoren påføres jorda, dette er ikke vanlig praksis. I mange tilfeller føres væskefasen tilbake til innløpet på renseanlegget og blandes med avløpsvannet som er på vei inn på renseanlegget. Hoveddelen av nitrogenet, ca. 70 %, følger væskefasen og blir dermed ikke en del av bioresten som spres på jorda. Dermed blir trolig ikke gjødslingseffekten så god som det blir gitt uttrykk for ved å kun benytte den avvannede bioresten. Og til tross for høyere andel ammonium i anaerobt behandlet slam har ikke forskningen bevist høyere opptak av nitrogen i plantene ved bruk av dette slammet kontra kompostert slam. Fordi det meste av nitrogenet fremdeles er organisk bunnet etter slambehandling i organisk gjødsel er mengden plantetilgjengelig nitrogen større for kunstgjødsel der nitrogenet er bundet uorganisk.

Det er bevist at slam tilsatt fellingskjemikalier gir en biorest med mindre tilgjengelig fosfor for plantene enn slam uten tilsatt fellingskjemikalier. Dette påvirker bioresten både fra kompost og biogassproduksjonen.

Fra tabell 7 hentet fra rapporten til Norsk vann «Til nytte på land – avløpsslam i jordbruk og grøntanlegg» fremkommer det at kompostert slam er meget godt egnet tilført på alle de syv opplistede jordartene. Anaerobt stabilisert slam kan vise til nesten de samme resultatene men med noe dårligere resultat for tilsetning til leire, sandig leire og sandig silt på grunn av lavere innhold organisk materiale. For slammet fra Rødberg og Øvre Uvdal renseanlegg var forholdet mellom tot-C og tot-N i det ubehandlede slammet mellom 1,9 og 8,1. Dette er et lavt C/N forhold som er et ustabil materiale som vil kunne gi lukt, føre til rask nedbryting og frigjøring av nitrogen. Dersom man har et for lavt C/N forhold, betyr det at komposten fremdeles brytes ned og utvikler lukt ved transport og lagring. Ved bruk av umoden kompost vil man kunne få oksygenmangel i jorda og planter vil kunne dø. Men dette er ikke et sluttprodukt, verdien vil derfor bli endret avhengig av valgt behandlingsmetode, for eksempel vil tilsetning av strukturmateriale ved kompostering føre til en markant økning i karboninnholdet. Det hadde vært mer interessant å kunne se og sammenligne karbon og nitrogen innholdet i det komposterte slammet fra Fossan og Hagaskogen, men ingen av prøvene er blitt analysert på karboninnhold.

Flere kilder jeg har sett på trekker frem fordelene ved påføring av kalktilsatt slam på landbruksarealer. Kornarealer er areal som mottar slam for tilførsel av organisk materiale. Flere steder er kalking av jorda nødvendig, og da er kalkbehandlet slam spesielt ettertraktet når slammet gis bort og kalk vanligvis er en ekstra utgift.

Slamdirektivet anbefaler bruk av avløpsslam på jord, vegetasjon, dyr og mennesker når skadelige konsekvenser kan utelukkes. Men forskningen så langt kan ikke brukes til å utelukke skadelige konsekvenser i næringskjeden og man er kjent med at ulike forbindelser akkumulerer i fisk. Videre tyder forskning på at de høye temperaturen som slammet utsettes for i biogassproduksjonen har positiv effekt på innholdet av medisinerester i bioresten.

Gjennomgått litteratur gir ikke noe klart grunnlag for å anta at slammets gjødselverdi reduseres mer for anaerobt stabilisert slam enn for rankekompostert slam. Men andelen organisk stoff er høyere i kompostert slam enn i bioresten fra anaerob behandling noe som vil ha positiv effekt på eksempel sand- og grusavsetninger som er en tørkesvak jord som det er mye av i Nore og Uvdal. Videre har kompostert slam lavt innhold av plantetilgjengelig nitrogen mens en del av nitrogenet i anaerobt behandlet slam foreligger som ammonium.

### **6.5. Sammenligning av klimapåvirkning for rankekompostering og biogassproduksjon**

Anaerob utråtning er vurdert som svært klimavennlig i forhold til utslipp av drivhusgasser fordi biogassproduksjonen hindrer utslipp av drivhusgasser til atmosfæren fra slammet, i tillegg til at energien i gassen kan brukes til fjernvarme, elektrisitet, varme eller oppgraderes til drivstoff. Bioresten kan i tillegg brukes til gjødsel eller som jordforbedring. Dette fører til at anaerob utråtning har en positiv energibalanse. Utnytting av biogass til å produsere varme gir lavere miljønytte enn å produsere drivstoff. I komposteringsprosessen forsvinner mye av karbonet i slammet opp i atmosfæren som CO<sub>2</sub> i tillegg til at lagringen øker utslippene av en rekke klimagasser. Utslippene av lystgass og metan er mye mindre for utrånnet biomasse enn for fersk husdyrgjødsel blant annet fordi det metanogene potensialet er redusert.

Årsaken til at klimanytten er lavere for slambehandling enn for behandling av husdyrgjødsel skyldes trolig at klimanytten for husdyrgjødsel, som vanligvis ikke behandles, sammenlignes med ulike behandlingsmetoder for avløpslam.

Det er ikke mulig å fastslå eksakt miljøpåvirkning for hverken et biogassanlegg eller komposteringsanlegg fordi miljøpåvirkningen vil variere med mange parametere, blant annet valg av råstoff og behandlingsteknologi. Men det er klare indikasjoner på at prosessen med stabilisering og hygienisering er mer miljøvennlig for anaerob behandling enn for kompostering. I tillegg til dette kommer det positive aspektet med at prosessen dannes mer energi enn det som trengs for å drive prosessen noe som gjør energibalansen til biogassanlegg positiv. Anaerob behandling er derfor det klart mest bærekraftige behandlingsalternativet. Dette avsnittet har for øvrig mye til felles med neste avsnitt.

#### **6.6. Sammenligning av ranekompostering og biogassproduksjon med tanke på konvertering av organisk karbon til drivhusgasser**

Ved kompostering blir drivhusgasser frigitt fra slammet både når det ligger i ro og når det vendes. Lagring fører til utslipp av metan, lystgass, CO<sub>2</sub> og ammoniakk, og økt lagringstid fører til økte utslipp på grunn av mikrobiologiske og kjemiske reaksjoner i det lagrede slammet. Som tidligere beskrevet er lagring av ranekompostert slam med overdekning mest miljøvennlig sammenlignet med lagring uten overdekning og lagring med tilsetning av urea med overdekning. Tilsetning av urea reduserer utslippet av metan og lystgass ved lagring, men fremstillingen av urea er såpass energikrevende at det ikke veier opp for de reduserte utslippene ved lagring.

Anaerob utråtning er vurdert som svært klimavennlig i forhold til utslipp av drivhusgasser. Biogassproduksjonen hindrer utslipp av drivhusgasser til atmosfæren fra slammet. Gjennom prosessen med stabilisering og hygienisering av slammet er anaerob behandling helt klart mer klimavennlig. En annen faktor ved anaerob behandling er den positive påvirkningen på klima som skapes ved produksjon av biogass.

For sammenligning av utslipp av klimagasser ved påføring av ferdig kompostert slam kontra bioest er det ikke funnet noe datagrunnlag. Willèn et al. (2017) påpeker betydningen av påføringstidspunktet for utslippet av klimagasser. For eksempel ved påføring av slammet om våren tar det kun noen få uker før avlingene starter opptak av nitrogen, slik at lystgass- og ammoniakksutslippene reduseres.

Klimaavtrykket fra etablering av biogassanlegg antas høyere enn for anlegg for kompostering. Men omposteringen krever foreløpig bruk av fossildrevne maskiner for regelmessig vending. Og når man kjenner de positive energibalansen biogassanlegg skaper er det nærliggende å anta at klimaeffekten for produksjon av biogass er større enn den negative påvirkningen fra etablering av anlegget. Anaerob slambehandling med produksjon av biogass som biprodukt kan derfor i stor grad bidra til å redusere klimabelastningen fra avløpssektoren.



## 6.7. Vurdering av metode med tanke på behandlingsteknologi

Kapitelet påpeker og gjentar de viktigste aspektene for valg av behandlingstønsning for slammet i forhold til fjerning av avfall, fortykking og avvanning.

### 6.7.1. Fjerning av avfall

I likhet med slam fra kommunale renseanlegg i Førde inneholder slammet fra Nore og Uvdal kommune avfall fra rister og lignede som er fjernet fra renseprosessen. Det er viktig at søppel som fjernes i det mekaniske rensetrinnet ikke tilføres slammet men avhendes på annen måte. I tillegg må det tilrettelegges for at slammet som kommer fra slamavskillere også gjennomgår en form for mekanisk rensing slik at avløpssøppel fjernes. Dette kan ivaretas på hvert enkelt renseanlegg hvis slamtømmebilen deponerer slammet i innløpskummen på renseanlegget slik at slammet blandes med avløpsvannet og renses sammen med avløpet. Eventuelt kan avfallet som har havnet i slammet fjernes med både trapperist og trommelsil. NUK oppgir at de har gode erfaringer med driften av trapperisten, men at det er noen utfordringer knyttet til at det i perioder kommer mye kluter i avløpet som gjør at vekten på risten blir for tung og den dermed stopper. Denne utfordringen blir mindre om trapperisten på slambehandlingsanlegget kun er i drift innenfor normal arbeidstid slik at det alltid er driftsoperatører tilstede når trapperisten er i drift.

Ut over mekanisk rensing er ikke renseanleggene i Nore og Uvdal kommune laget for uttak av andre uønskede komponenter i slammet slik som mikroplast eller medisinerester. Men jeg tror det vil la seg gjøre å sette inn mikrofilter for fjerning av mikroplast på utløpet av flere av renseanleggene.

### 6.7.2. Fortykking og avvanning

Grafen i figur 6 er basert på husdyrgjødsel. Det fremkommer ikke hvilken gårdsstørrelse det er snakk om. Siden rapporten er laget for norske forhold er det grunn til å tro at det også vil lønne seg med avvanningsutstyr på renseanleggene. Og med den informasjonen og teknologien som foreligger nå, er det ikke aktuelt for kommunen å bruke mobile avvanningsssystem ved tømning av slamavskillere fordi de er bekymret for påvirkningen på etterfølgende infiltrasjonsanlegg.

Ved å anta at det lønner seg med avvanningsutstyr for transportavstander over 20 km kan det være aktuelt å etablere avvanningsutstyr på utvalgte renseanlegg som i tillegg til å avvanne eget slam kan avvanne slam fra slamavskillere i nærheten. En av de store fordel for denne løsningen er at transportavstanden for slam fra slamavskiller blir redusert. I stedet for kun et leveringspunkt vil det kunne bli opptil seks leveringspunkt fordelt over store deler av kommunen.

Om det velges å avvannet slammet fra spredt avløp på renseanlegg bør anlegget utformes med en mottakstank for å sikre gradvis tilførsel til behandlingprosessen samt sikre kapasitet om det skulle komme to tømmebiler samtidig eller for eventuell tømning av bil med henger. Når tømmebilen kommer inn til renseanlegget eller anlegget for avvanning kan innholdet på bilen enten tømmes i en mottakstank på anlegget eller føres direkte inn til renseanordningen.

Metodene for fortykking som er aktuelle for NUK er alle de opplistede i kapittel 3.5. Kommunen har fortiden igjen fortykker i drift og valg av fortykker bør blant annet gjøres ut fra tilgjengelig areal på renseanleggene.

Metodene for avvanning som er aktuelt for slam fra renseanlegg og slamavskillere i Nore og Uvdal kommune er alle de opplistede metodene i kapittel 3.7.1. som beskriver utstyr for avvanning. Det er vanlig at avvanningsutstyret ikke er i drift utenfor normalarbeidstid, og med god lagerkapasitet for slammet før avvanningstrinnet bidrar det til mer fleksibel drift av avvanningsutstyret. De fleste av de beskrevne metodene avvanner kontinuerlig når de er i drift, mens for eksempel kammerfilterpressen fungerer med diskontinuerlig drift der kammeret først fylles for deretter å stenges og trykkes.

### **6.8. Vurdering av metode med tanke på kostnad**

Den rimeligste behandlingsmetoden for avløps slammet er uten tvil metoden kommunen bruker i dag med avvanning i lagune og deponering på nedlagt søppeldeponi og levering av overskytende mengder til Fossan slamlaguner. Men dette er ikke en bærekraftig utnyttelse av slammet, og bidrar heller ikke til optimal utnyttning av næringsstoffer. Det er urimelig å anta at denne løsningen vil generere noen inntekt for kommunen da selv de største produsentene av biorest ved kompostering deler ut bioresten kostnadsfritt i tillegg til å finansiere utkjøring til ønsket lokasjon (Sør-Fron kommune, 2021; VKR, u.å.). I tillegg til at måten kommunen gjennomfører slambehandlingen på ikke er anerkjent som behandlingsmetode fordi slammet som tas ut av lagunen ikke tilsettes karbonholdig materiale og heller ikke vendes i ranker så ofte som det burde.

Fordi kompostering og særlig enkel rankekompostering er prisgunstige behandlingsalternativ for slammet, ser man tendenser til at dette er en behandlingsform som mange anlegg tar for lett på. Det gjennomføres ikke regelmessige vendinger, avløpssøppel sorteres ikke ut, mangelfull prøvetaking, mangelfull temperaturlogging i tillegg til at slammet oppbevares for lenge etter at det burde vært ferdig behandlet. Alle de opplistede momentene er også tilfelle for slambehandlingen i Nore og Uvdal kommune derfor ender mye av slammet som skulle bli kompost opp på som avfall på nedlagt søppeldeponi.

En mer bærekraftig behandlingsmetode er produksjon av biogass. Da kan slammet fra alle renseanleggene samt spredt avløp kjøres til et behandlingsanlegg for å gjennomgå anaerob nedbryting med produksjon av biogass til interne elektrisitetsbehov og oppvarming. Dette vil være en kostbar løsning både i investering og drift for kommunen (Briseid et al., 2010). Men løsningen vil i tillegg til å produsere biogass og biorest generere varme som kan spare anlegget for strømutfgifter særlig i disse tider med økte kostnader knyttet til strøm. Denne løsningen vil også virke positivt på klima, da anaerob nedbrytning reduserer utslippene av klimagasser fra slammet.

For en helhetlig økonomisk vurdering av prosessanlegget bør det beregnes utfyllende energibalanser, samt investeringskostnader for utstyr og kostnader ved behandling og deponering av bioresten som dannes. Men med det kostnadene som er lagt frem i teoridelen av oppgaven fremstår ikke biogassanlegg som et mer kostbart alternativ enn etablering av et mer moderne komposteringsanlegg. Og med de prisene kommunen har for levering av slam til Fossan vil ikke et eget komposteringsanlegg tjene seg inn selv med et tidsaspekt på 20 år.

### 6.8.1. Andre inntjeningsmuligheter

Fordi kommunen har relativt lang transportvei til blant annet behandling av matavfall som levers til Lindum i Drammen kunne det vært et prisgunstig alternativ å behandle matavfallet ved eget slambehandlingsanlegg. Alternativet må i så fall vurderes og utredes videre blant annet fordi det for biogassanlegg kan skape utfordringer ved behandling av forskjellig type avfall. I tillegg til at mottaket av slam og matavfall bli forholdsvis lite, så det er usannsynlig at det blir konkurransedyktige på pris i forhold til store anlegg. Men slik det er i dag utgjør ofte transport en betydelig kostnad. Både slamhåndtering og renovasjon er basert på selvkost.

Aquateam COWI og NORSUS utarbeidet en rapport for Skiptvedt kommune i 2021 for å se på slamhåndteringsmuligheter for kommunen. Et av funnene i rapporten er at selv med en matavfallsmengde på nesten 30.000 tonn per år er det ikke lønnsomt med forbehandlingsanlegg som er nødvendig for å kunne implementere matavfall i biogassproduksjonen (Enova, 2021). Innsamlede mengder for Nore og Uvdal kommune lå i 2021 på 60 tonn med et gjennomsnitt på 66 tonn for de siste fire åra. Med grunnlag i overnevnte rapport vil det ikke være lønnsomt å etablere mulighetene for felles behandling av matavfall og slam ved anaerob behandling for Nore og Uvdal kommune.

## 7. Konklusjon

Det overordnede målet med oppgaven er å komme med forslag til forbedret behandling av avløpsslam fra Nore og Uvdal kommunes renseanlegg for å imøtekomme dagens krav til på en mest mulig bærekraftig måte. Det finnes flere alternativer enn kompostering og anaerob behandling som det hovedsakelig er sett på i denne oppgaven, men disse to løsningene er vel utprøvde. Og valg av løsning handler ikke kun om valg av stabiliserings- og hygieniseringsmetode, selv om dette valget er av stor betydning.

**Hvilke alternativer har kommunen for valg av slambehandling for å imøtekomme dagens krav på en mest mulig bærekraftig måte?** Alternativene er beskrevet i teorien og gjennomgått i diskusjonsdelen. I dette kapittelet fremkommer hvilke alternativer jeg anbefaler kommunen å velge.

### 7.1. Forslag til forbedret behandling av avløpsslam fra Nore og Uvdal kommunes renseanlegg for å møte fremtidens krav i gjødselvereforskriften

Avsnittet presenterer konkrete forslag til løsninger for hele behandlingslinjen av slammet i Nore og Uvdal kommune. Som stabiliseringsmetode anbefaler jeg etablering av anlegg for anaerob behandling sentralt i kommunen. Anaerob slambehandling skiller seg markant ut med tanke på muligheten den gir til å produsere fornybar energi i tillegg til å redusere utslipp av klimagasser. Dette er en løsning som skape flere verdier enn kompostering, der det eneste produktet man står igjen med er gjødsel eller et jordforbedringsmiddel.

#### 1. Fjerne avløpssøppel fra slammet.

For Rødberg renseanlegg og eventuelt andre anlegg ved behov bør det monteres en anretning som samler opp avløpssøppelet som fanges opp av trapperisten istedenfor at det faller ned i slamtanken. Dette vil føre til et slam fritt for større fremmedlegemer. Kvernene som er i innløpet på enkelte renseanleggene bør fjernes og erstattes med andre løsninger for fjerning av avløpssøppel for å holde mengden uønskede fraksjoner som for eksempel mikroplast på et lavest mulig nivå. Til dette er både trommelsil og trapperist egnede alternativer. For at avfallet som fjernes skal inneholde minst mulig vann foreslår jeg trommelsil etterfulgt av en trapperist for avfallet.

#### 2. Fortykking

Før stabiliseringsprosessen anbefaler jeg fortykking med trommelsil. Da fjernes avløpssøppelet fra slamavskillerne samtidig som det oppnås fortykking av slammet fra spredt avløp og renseanlegg.

**3. Etablere biogassproduksjonsanlegg, endten i tilknytning til et eksisterende renseanlegg med god nok kapasitet til å ta imot slam fra spredt avløp eller som et helt separat anlegg.**

Anaerob slambehandling i biogassreaktor er den slambehandlingsmetoden som gir klart størst klimaeffekt ved å både hindre utslipp av drivhusgasser og utnytte energien i slammet til andre energikrevende formål. I tillegg til at bioresten ikke har noen tydelig lavere gjødslingsverdi enn kompostert slam. Rejektvannet fra fortykking og avvanning kan enten sendes tilbake på renseanlegget.

**4. Gjennomføre tiltak for at slammet skal tilfredsstill kvalitetsklasse 0, I eller II.**

På grunnlag av analyseresultatene som foreligger er det nødvendig å redusere mengden sink og kobber i avløpet som føres til renseanleggene. Det første kommunen kan gjøre er å kartlegge om det finnes bedrifter som utfører aktiviteter som øker mengden sink og kobber i avløpet.

Videre er det behov for å etablere en plan for prøvetaking. Når det tas prøver av slammet jevnlig, kan det være mulig å se tendenser i mengden tungmetaller. Om det ikke skulle hjelpe til å finne kilden til det høye sink og kobbernivået kan et alternativ til slamprøvene være å analysere avløpet inn på anlegget med tanke på sink og kobber. Det vil gi et godt øyeblikksbilde av tungmetallinnholdet i avløpsvannet, i motsetning til slamprøvene som representerer avløp over en lengre periode.

**5. Begrense og kartlegge luktutslipp**

Det bør utarbeides en luktrisikovurdering og en spredningsmodell for å kartlegge potensialet for luktutslipp fra slambehandlingsanlegget siden lukt fra slammet kan bli et problem for omgivelsene dersom konsentrasjonene i utslippsluft er høye og opptrer hyppig.

**7.2. Bruk av slammet som ressurs**

Etter at slamkvaliteten er forbedret ved hjelp av punktene nevnt over er det hensiktsmessig og viktig at bioresten disponeres bærekraftig og inngår i en sirkulærøkonomi der den kan brukes som en ressurs. Et forslag til å gjøre den mer aktuell for bruk i jordbruket er å demonstrere dens potensiale. Det kan gjennomføres ved å få til en avtale med en jordeier der det etableres et testareal eller utstillingsareal som kan brukes til befaring og for å inspirere andre til å benytte bioresten på egne arealer. Om dette testarealet kan vise til gode vekstforhold, vil det være god reklame for bruk av biorest fra avløpslam til gjødsel og jordforbedring.

I tillegg til de overnevnte punktene for å sikre en best mulig slamkvalitet må renseanleggene benytte et minimum av fellingskjemikalier slik at ikke de behandlede slammet binder ytterligere fosformengder når det påføres jordbruksarealer.

## 8. Forslag til videre arbeid

Utfra temaer som er berørt i denne oppgaven er det kommet frem flere ulike momenter som det kan være interessant å se nærmere på. Følgende punkter har potensiale for videre studie:

- Prøve å finne de direkte kildene til sink- og kobberverdiene som gjør at slammet fra de to prøvetatte renseanleggene ikke havner i kvalitetsklasse 0 i Gjødselevareforskriften.
- For et mer nyansert bilde av tungmetallkonsentrasjonene av slammet i NUK hadde det vært relevant å sammenligne tungmetallinnholdet for prøvene fra renseanlegg med prøver fra spredt avløp.
- Forske mer på konsekvensen av økte mengder mikroplast i jorden, både for organismer som lever i jorden og vannlevendeorganismer.
- Øke fokuset og forskningen på mulighetene som finnes for lagring av karbon i dyrka mark for å bidra til å redusere klimabelastningen fra jordbruket. Denne kunnskapen tror jeg kan komme til nytte for gjødselevareplanleggere.

## 9. Kilder

Ali, A.M., Nesse, A.S., Eich-Greatorex, S., Sogn, T.A, Aanrud, S.G., Bunæs, J.A.A., Lychem J. L., Kallenborn, R. (2019). Organic contaminants of emerging concern in Norwegian digestates from biogas production. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 21 (1498). doi: 10.1039/c9em00175a.

Avfallsforskriften. (2021). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 01. juni 2004 nr. 930*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (lest 22.02.2022).

Bachmann, N. (2015). Sustainable biogas production in municipal wastewater treatment plants. IEA Bioenergy

Berglund, M., Börjesson, P. (2006). Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*. 30 (3): 254–266.doi: 10.1016/j.biombioe.2005.11.011

Blytt, L.D. (u.d.). Til nytte på land- avløpslam i jordbruk og grøntanlegg. Hamar: Norsk vann. Tilgjengelig fra: [https://www.mattilsynet.no/planter\\_og\\_dyrking/gjodsel\\_jord\\_og\\_dyrkingsmedier/bruk\\_av\\_avl\\_opsslam\\_informasjonsbrosjyre.2051/binary/Bruk%20av%20avl%C3%B8pslam,%20informasjonsbrosjyre](https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/bruk_av_avl_opsslam_informasjonsbrosjyre.2051/binary/Bruk%20av%20avl%C3%B8pslam,%20informasjonsbrosjyre) (lest 16.02.2022).

Bozym, M., Simiatkowski, G. (2018). Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. *Environmental Science and Pollution Research* 25:34332–34342.

Briseid, T., Morken, J., Grønlund, A. (2010). Klimatiltak i jordbruket – Behandling av husdyrgjødsel og våtorganisk avfall med mer i biogassanlegg. *Bioforsk Rapport* 5(2).

Brod, E., Øgaard, A. F. (2021). Fosforeffekt av organisk avfall. *NIBIO rapport* 7 (30): 1-59.

Buratti, C., Barbanera, M., Fantozzi, F. (2013) Assessment of GHG Emissions of Biomethane from Energy Cereal Crops in Umbria: Italia. *Appl. Energy* 108: 128–136. doi: 10.1016/j.apenergy.2013.03.011.

Cgiar System Organization. (u.å.). What is the "4 per 1000" Initiative. Tilgjengelig fra: <https://www.4p1000.org/> (lest 25.02.2022).

Christel, W., Bruun, S., Magid, J., Jensen, L. S. (2014). Phosphorus availability from the solid fraction of pig slurry is altered by composting or thermal treatment. *Bioresource Technology*, 20: 543-551. doi: 10.1016/j.biortech.2014.07.030. Daugstad, K., Kristoffersen, A. Ø., Nesheim, L. (2012) Næringsinnhold i husdyrgjødsel – Analyser av husdyrgjødsel frå storfe, sau, svin og fjørfe 2006-2011. *Bioforsk Rapport* 7(24).

Daugstad, K., Kristoffersen, A. Ø., Nesheim, L. (2012) Næringsinnhold i husdyrgjødsel – Analyser av husdyrgjødsel frå storfe, sau, svin og fjørfe 2006-2011. *Bioforsk Rapport* 7(24).

Dioha, I. J., Ikeme, C.H., Nafi'u, T., Soba, N.I., Yusuf, M. B. S. (2013). Effect of carbon to nitrogen ratio on biogas production. *International Research Journal of Natural Sciences*. 1 (3): 1-10.

- Ekeberg, E. (2000). Forsøkt med avløpsslam 1994-98. 04. Planteforsk avd. Kise.
- Enova. (2021). Sluttrapport: *Konseptutredning for innovative energi og klimaløsninger i bygg, områder og energisystem*. Skiptvedt kommune: Envoa.
- Estevez, M. M. (2020a). Miljø- og samfunn. Notat II til Grønn slamhåndtering for mindre landbrukskommuner. Skiptvet kommune: Aquateam COWI.
- Estevez, M. M. (2020b). Tekniske forutsetninger. Notat III til Grønn slamhåndtering for mindre landbrukskommuner. Skiptvet kommune: Aquateam COWI.
- EU. (2015). Biomass for electricity and heating. Opportunities and challenges. European Parliament. Hentet fra: [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/568329/EPRS\\_BRI\(2015\)568329\\_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2015/568329/EPRS_BRI(2015)568329_EN.pdf) (lest 27.04.2022).
- Fiskå Mølle. (2017). *Den viktige kalken*. Hentet fra: <https://www.fiska.no/kunnskap/2017/april/den-viktige-kalken/> (lest 26.03.2022).
- Fjellstad, W., Klakegg, O., Olsen, H., Hofmeister, F. (2010). Organisk karbon i jordbruksjord. Skog og Landskap, 04.10.
- Foley, J., et al. (2010). *Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems*. Water Research 44(5): 1654-1666.
- Gjødselvereforskriften. (2021). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 04. juli 2003 nr. 951*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951> (lest 22.02.2022).
- Gómez, X., Cuetos, M. J., Cara, J., Morán, A., García, A.I. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy*. 31 (12): 2017-2024.
- Green City Times (u.å.). What is Anaerobic Digestion? Hentet fra: <https://www.greencitytimes.com/anaerobic-digestion-a-proven-solution-to-our-waste-problem/> (lest 08.04.2022).
- Gullesen, S. (2021). *Sammenligning av avløpsvannbehandling i fiskeoppdrettsanlegg og kommunal sektor*. Masteroppgave. Ås; Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/om/biblioteket/skrive/referansestiler/eksempler-nmbu-stil#hovedoppgave> (lest 26.04.2022.)
- Helgestad, M. (2019). Nore og Uvdal - Hovedplan avløpshåndtering 2020-2029. Rapport fra Sweco.
- Helgestad, M. (2019b). *Notat: Kostnads kalkyle slamlagune*. Rev.: 21.10.2019
- Hijazi, O.; Munro, S.; Zerhusen, B.; Effenberger, M. (2016) Review of Life Cycle Assessment for Biogas Production in Europe. *Renewable Sustainable Energy Rev.* 54,: 1291–1300. doi: 10.1016/j.rser.2015.10.013.



- Hong, J., Hong, J., Otaki, M., Jolliet, O. (2009). Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management* 29(2): 696-703. doi: 10.1016/j.wasman.2008.03.026
- Hospido, A., Moreira, M. T., Martin, M. (2005). Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10(5): 336-345. doi: 10.1065/lca2005.05.210
- Hostveit, O. J. (2021, 26.april). -Tjener jeg ikke penger snart, så legger jeg ned. *Laagendalsposten*. Tilgjengelig fra: <https://www.laagendalsposten.no/tjener-jeg-ikke-penger-snart-sa-legger-jeg-ned/s/5-64-1002272>. (lest 08.01.2022).
- Johnsson, E. (2021). Nore og Uvdal kommune. Årsrapport 2020. Rambøll.
- Jørgensen, P. J., (2009). Biogas – green energy. Faculty of Agricultural Sciences. Aarhus University. Tilgjengelig fra: <http://www.lemvigbiogas.com/BiogasPJJuk.pdf> (lest 21.02.2022).
- Kommuneprofilen (2017) Husdyr etter type. Tilgjengelig fra: [https://www.kommuneprofilen.no/profil/UtvalgteNaringer/Bench/jordbruk\\_husdyr\\_bench.aspx](https://www.kommuneprofilen.no/profil/UtvalgteNaringer/Bench/jordbruk_husdyr_bench.aspx) (lest 28.03.2022)
- Kujawa, S., Janczak, D., Mazur, A. (2019). *Image Analysis of Sewage Sludge and Barley Straw as Biological Materials Composted under Different Conditions*. Institute of Biosystems Engineering.
- Landbrukets klima og energisenter. (2020). Lagring av karbon i jorda. Tilgjengelig fra: <https://klimalandbruk.no/lagring-av-karbon-i-jorda-2/> (lest 25.02.2022).
- Laugen, G.H. (2020). Slambruksplan for Rollag kommune 2020. Rapport fra Rollag kommune.
- Lillealtern, R. (2015) Skal gjenvinne livsviktig stoff fra kloakken. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/viten/skal-gjenvinne-livsviktig-stoff-fra-kloakken-1.12646073> (lest 22.03.2022).
- Lindberg D., Molin C., Hupa M. (2015): Thermal treatment of solid residues from WtE units: a review. *Waste Manag*, 37:82–94. doi: 10.1016/j.wasman.2014.12.009.
- Lyng, K., Modahl, I. S., Morken, J., Brised, T., Vold, B. I., Hansen, O. J., Sørby, I. (2012). Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedøkonomi for biogassproduksjon. Matavfall og husdyrgjødsel. Østfoldforskning AS.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. 74 (1): 3-16. doi: 10.1016/S0960-8524(00)00023-7.
- Metcalf & Eddy (2014). Wastewater Engineering, treatment and resource recovery. New York: McGraw-Hill Education.

- Möller, K., Müller, T. (2012) Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in life sciences*, 12 (3): 242-257. doi: 10.1021/la030407s.
- Möller, K. (2015) Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 35: 1021-1041. doi: 10.1007/s13593-015-0284-3.
- Nesheim, L., Dønnem, I., Daugstad, K. (2011). Mengd utskilt husdyrgjødsel – vurdering av normtal. Gjennomgang av norske og utlandske tal for utskiljing av husdyrgjødsel og næringsstoff. Bioforsk Rapport 6 (74).
- NIBIO. (2017a). *Avløpsslam*. Tilgjengelig fra: <https://www.NIBIO.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/avlopslam> (lest 03.03.2022).
- NIBIO. (2017b). *Jordforbedringsmidler*. Tilgjengelig fra: <https://www.NIBIO.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/jordforbedringsmidler> (lest 26.03.2022).
- Nizzetto, L. (2021) Impacts of MicroPlastic in Agrosystems and Stream Environments- Results from an international research project on sources, behaviour and ecological impacts of microplastics from sewage sludge application to agricultural soils. Tilgjengelig fra: [https://www.niva.no/en/projectweb/impasse/\\_/attachment/download/4b8295be-cd35-4bdf-ad3d-cfe8ffb33d29:9891f16c26a28e4b9b06ca3945a91ed414948f08/Impacts%20of%20MicroPlastic%20in%20Agrosystems%20and%20Stream%20Environments.pdf](https://www.niva.no/en/projectweb/impasse/_/attachment/download/4b8295be-cd35-4bdf-ad3d-cfe8ffb33d29:9891f16c26a28e4b9b06ca3945a91ed414948f08/Impacts%20of%20MicroPlastic%20in%20Agrosystems%20and%20Stream%20Environments.pdf). (lest 21.03.2022).
- Norsk bondelag (2011). Fakta om Biogass. Norsk kulturlandskap – det nye gassfeltet. Norges Bondelag. Tilgjengelig fra: <https://www.bondelaget.no/getfile.php/13123523-1372659898/MMA/Nettbutikk/Kunnskapsmaterieill/Biogass%20fakta.pdf>. (lest 27.04.2022).
- Norsk Vann (u.d.) Norsk Vann kursportal – VA – ordbok. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/view.php?id=676> (lest 24.04.2022).
- O'Connor, G. A., Sarkar, D., Brinton, S.R., Elliott, H.A., Marin, F.G. (2004). Phytoavailability of biosolids phosphorus. , *J Environ Qual*, 33(2): 703-12. doi: 10.2134/jeq2004.7030.
- Paolini, V., Petracchinia, F., Segretoa, M., Tomassetia, L., Najab, N., Cecinatoa, A. (2018) Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, Vol. 53 (10): 899–906. doi: 10.1080/10934529.2018.1459076.
- Raadal, H. L., Nyland, C. (2005). Miljø- og kostnyttevurdering av Ecopros planlagte biogassanlegg - underlag for KU Stiftelsen Østfoldforskning (STØ). Tilgjengelig fra: <https://norsus.no/wp-content/uploads/1605.pdf> (lest 11.04.2022).
- Ratnaweera, H. (2020, 09 23). Particles and phosphates removal. Forelesning.
- Remy, C., Lesjean, B., Waschnewski, J. (2013). Identifying energy and carbon footprint optimization potentials of a sludge treatment line with Life Cycle Assessment. *Water Science and Technology* 67(1): 63-73. doi: 10.2166/wst.2012.529.

- Rodhe, L., Karlsson, S. (2002). Influence of storage and spreading method. *Biosystems engineering*, 82 (4): 455-462. doi: 10.1006/bioe.2002.0081.
- Sammut, F., Isakova, I., Voss, K., Vandenbussche, V., Morken, J. (2019). Ressursgrunnlaget for produksjon av biogass i Norge i 2030. Carbon limits. Rapportnummer: M-1533|2019
- Schnürer, A., Jarvis, Å. (2009). Microbiological Handbook for Biogas Plants. Avfall Sverige, Svenskt Gasteknisk Center AB.
- Schnürer, A., Jarvis, Å. (2018). Microbiology of the Biogas Process. ISBN 978-91-576-9546-8.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L. (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- SSB. (u.å.). Nore og Uvdal (Viken). Tilgjengelig fra: [ssb.no/kommunefakta/nore-og-uvdal](https://ssb.no/kommunefakta/nore-og-uvdal) (lest 19.11.2021).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Rayers, B., Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347 (6223). doi: 10.1126/science.1259855
- Standard Norge. (2011). NS-EN 9426:2006 *Bestemmelse av personekvivalenter (pe) i forbindelse med utslippstillatelse for avløpsvann*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/nettbutikk/produktkatalogen/produktpresentasjon/?ProductID=164542> (lest 28.04.2022).
- Stiftelsen VA/Miljø-blad. (2001). Slamavskiller. Rapport fra Stiftelsen VA/Miljø-blad. Tilgjengelig fra: <https://www.vaguiden.se/wp-content/uploads/2017/12/Miljblad-48-Slamavskiller.pdf> (lest 09.01.2022).
- Sør-Fron kommune. (2021) Frya Renseanlegg. Tilgjengelig fra: <https://www.sor-fron.kommune.no/tjenester/veg-vann-avlop-og-renovasjon/avlopsrensseanlegg/> (lest 01.04.2022).
- Tjørhom, H. (2017). *Tilbakemelding på tilsynsrapport*. Leikanger. Tilgjengelig fra: <https://static1.squarespace.com/static/52eb8ee6e4b05d892b24828f/t/5a698b6171c10b886fe13b3d/1516866412889/Tilsvar+tilsyn+FM+-+010917.pdf> (lest 25.02.2022).
- Torri, S.I., Corrêa, R.S., Renella, G. (2017). Biosolid Application to Agricultural Land|. a Contribution to Global Phosphorus Recycle: A Review. *Pedosphere*, 27 (1): 1-16. doi: 10.1016/S1002-0160(15)60106-0
- Ugland, T. N. (1998). Bruk av avløpslam i jordbruket. *Grønn forskning*, 04. Grimstad, Planteforsk Apelsvoll forskingssenter.

VKR. (u.å.). Bearbeiding av slammet. Hentet fra:  
<https://www.vkr.no/slam/bearbeiding-av-slammet/> (lest 25.02.2022).

Wei, Y. , Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D.H., Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*. 18: 4453-4467.

Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M., Jönsson, H. (2017). Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options. *Water science and technology*, 75 (5-6): 1034-1050

Willén, A., Pell, M., Rodhe, L., Jönsson, H. (2016). Nitrous oxide and methane emissions from storage of dewatered digested sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 184 (3): 560–568

Yr. (u.d.) *Historikk: Vasstulan Høyfjellseter*. Tilgjengelig fra:  
<https://www.yr.no/nb/historikk/tabell/1-97877/Norge/Viken/Nore%20og%20Uvdal/Vasstulan%20H%C3%B8yfjellsseter?q=siste-13-m%C3%A5neder> (lest 05.05.2022)

Ødegaard, H. (2014). Vann- og avløpsteknikk. Hamar, Norsk Vann.

Øgaard, A.F., Sveistrup, T., Haraldsen, T.K. (2021). Avløpsslam til jordbruksarealer – Resultater fra fem flerårige feltforsøk. Rapport fra Norsk institutt for bioøkonomi 7 (151)  
Tilgjengelig fra: [https://NIBIO.brage.unit.no/NIBIO-xmlui/bitstream/handle/11250/2771480/NIBIO\\_RAPPORT\\_2021\\_7\\_151.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://NIBIO.brage.unit.no/NIBIO-xmlui/bitstream/handle/11250/2771480/NIBIO_RAPPORT_2021_7_151.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (lest 24.02.2022).

Ålund, I., Gentile, V., Morken, J., Sogn, T.A. (2021). Behandling og disponering av avløpsslam og annet organisk avfall i Norge. Carbon limits. Upublisert manuskript.

Ålund, I., van Weeghei, E. (2020). Husdyrgjødsel til biogass – gjennomgang av virkemidler for økt utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon. Tilgjengelig fra:  
<https://www.regjeringen.no/contentassets/6a5da53b1ba243eb86a4e2314abe96a4/husdyrgjodsel-til-biogass---gjennomgang-av-virkemidler-for-okt-utnyttelse-av-husdyrgjodsel-til-biogassproduksjon.pdf> (lest 02.04.2022).



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway