



Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Forsidefoto:

Arne Haarr



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Rapporten gir en fylkesvis statistikk for eksisterende slammengder og prognoser for framtidig slamproduksjon. Det er også gitt oversikter over eksisterende og framtidig slambehandlingskapasitet.

Det gis en oversikt over potensialet for sambehandling av avløpsslam og andre organiske avfallsfraksjoner, og en beskrivelse over slambehandlingsmetoder som praktiseres i Norge og som kan tilfredsstille hygienekravene i gjødselvereforskriften.

Rapporten gir anbefalinger om hovedmålet for slambehandling og slamdisponering i Norge, med strategier for resirkulering av organisk stoff (karbon), fosfor og nitrogen fra avløpsslam, og eliminering av skadestoffer. Det gis eksempler på hvordan noen renseanlegg har valgt å utvikle produkter av slam som er tilpasset andre markeder enn tradisjonell jordbruksanvendelse.

Rapporten inneholder oversikt over kartlegginger av miljøgifter i norsk avløpsslam, behov for kunnskap og risikovurderinger som grunnlag for å sette grenseverdier, samt tiltak for å redusere innhold av miljøgifter i avløpsslam.

Prosjektet har sett på organisering, rollefordeling og analyse av de ulike aktørene innen slambehandling, produksjon og distribusjon av slam og slambaserte produkter.

Det er utviklet konkrete strategier tilpasset de ulike regionale forhold i Norge, der landet er delt inn i 3 områder: Sentrale Østlandet og Trøndelag; Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal, nordre del av Innlandet; Nordland, Troms og Finnmark.

Rapporten avsluttes med en sammenstilling av konkrete behov for endringer i rammebetingelsene for at bransjen skal kunne nå det overordnede målet som er satt for slamhåndteringen i Norge.

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportens tittel

Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam.

Forfattere

Bjarne Paulsrud, Norconsult AS
Ingrid Sjølander, Norconsult AS
Trine Eggen, NIBIO
Siri Voll Dombu, NIBIO
Anne F. Øgaard, NIBIO
Ola Stedje Hanserud, NIBIO

Rapportnummer: 277/2023

ISBN 978-82-414-0475-7 (elektronisk utg.)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Rapporten er kun publisert elektronisk

Emneord, norsk

slamproduksjon, slambehandling, slamdisponering, ressursutnyttelse

Emneord, engelsk

sewage sludge treatment, sludge production, use of sludge, reuse of resources

Forord



Norge har en lang og god tradisjon for å utnytte ressursene i avløpsslam. Dette kommer blant annet til uttrykk ved at avløpet er sett på som en sårbar resipient, og derfor er det stilt strenge krav for å redusere utslipp og påslipp av miljøskadelige stoffer til kommunalt avløpsnett. I tillegg har en del miljøskadelige stoffer blitt utfaset. Dette, sammen med et strengt regelverk for avløpsslam har bidratt til at behandlet avløpsslam har hatt god kvalitet, med lavt innhold av tungmetaller og miljøgifter.

En annen grunn til suksessen med å utnytte ressursene er at det har vært god dialog og godt samarbeid mellom bransje, myndigheter og brukernes organisasjoner. Dette har bidratt til å bygge tillit til at det er trygt å bruke behandlet avløpsslam som gjødsel og jordforbedring. VKMs risikovurdering fra 2009 var et viktig bidrag til dette, ved at det gav en grundig og uavhengig gjennomgang av risikofaktorer.

Tradisjonelt har behandlet avløpsslam i Norge vært utnyttet som gjødsel og jordforbedringsmiddel i jordbruket. Dette henger blant annet sammen med at mesteparten av slammet har vært produsert i de større befolkningsområdene på Østlandet og i Trøndelag, der det også er et behov for tilskudd av organisk gjødsel, på grunn av humusfattig leirjord og lite tilgjengelig husdyrgjødsel. Tilsvarende jordbruksarealer er ikke tilgjengelige langs kysten, der det nå bygges flere renseanlegg som også vil produsere slam. Her er det derfor behov for å identifisere nye bruksområder og markeder. Gjødselvareforskriften har til nå medvirket til å gjøre det lite attraktivt å bygge felles behandlingsanlegg for slam og andre organiske avfallsressurser.

Tradisjonelt har behandlet avløpsslam i Norge vært utnyttet som gjødsel og jordforbedringsmiddel i jordbruket

Situasjonen for avløpsslam er at det i dag er underkapasitet i markedet for slambehandling, og flere kommuner ser nå på muligheten for å samarbeide om felles løsninger.

Styringsgruppe for prosjektet har vært

- Helge Eliassen, VAV, Oslo kommune
- Kristine Akervold, Bergen Vann
- Gjermund Sørensen, HIAS IKS
- Elin Nerem, Ålesund kommune

Det ble arrangert en workshop i november 2021, med deltakere fra Grønn Vekst, IVAR IKS, NRA IKS, VEAS, Norwaste, Cambi, Lindum og YARA, i tillegg til prosjektgruppe og styringsgruppe.

Temaet avløpsslam og hvordan utnytte ressursene i avløpsvann og -slam kommer til å bli viktigere i tiden som kommer, og vi håper at denne rapporten kan være et bidrag til prosesser og vurderinger som mange må gjøre framover.

Norsk Vann takker alle som har bidratt til rapportens innhold!

Oslo, juni 2023

Arne Haarr
Prosjektleder

Sammendrag

Norske kommuner står overfor en situasjon med økende utbygging av nye renseanlegg og oppgradering av eksisterende anlegg for å tilfredsstille skjerpede renskrav. Dette medfører økte mengder slam som må behandles og sluttdisponeres på en best mulig måte. Samtidig signaliserer myndighetene at det vil komme flere restriksjoner knyttet til bruk av slam i jordbruket, noe som hittil har vært den dominerende disponeringsmetoden for avløpsslam i Norge.

Med dette som bakteppe er det i denne rapporten gitt anbefalinger om at hovedmålet med slambehandling og slamdisponering i Norge skal være at slammet sees på som en ressurs og skal inngå i den sirkulære økonomien, hvor alle stoffer av verdi (nyttestoffer) resirkuleres og brukes på nytt, samtidig som innholdet av stoffer med negativ effekt på mennesker, dyr, planter og mikroorganismer skal reduseres til et akseptabelt nivå.

Rapporten gir generelle strategier for resirkulering av organisk stoff (karbon), fosfor og nitrogen fra avløpsslam, og også for eliminering av skadestoffer. Videre er det gitt eksempler på hvordan noen renseanlegg har valgt å utvikle produkter av slam som er tilpasset andre markeder enn tradisjonell jordbruksanvendelse.

Som underlag for potensialet for resirkulering av nyttestoffer er det presentert fylkesvis statistikk for eksisterende slammengder og prognoser for framtiden. Det er også gitt oversikter over eksisterende og framtidig slambehandlingskapasitet, basert på spørreskjemaer til renseanlegg og slambehandlingsanlegg. Videre er det

orientert om mulighetene for sambehandling av avløpsslam og andre organiske avfallsfraksjoner, og det er beskrevet hvilke slambehandlingsmetoder som praktiseres i Norge og som kan tilfredsstille hygienekravene i gjødselvareforskriften.

Som underlag for potensialet for eliminering av skadestoffer diskuterer rapporten kartlegging av miljøgifter i norsk avløpsslam, behovet for kunnskap og risikovurderinger som grunnlag for å sette grenseverdier, og alternative tiltak for å redusere innhold av miljøgifter i avløpsslam.

Rapporten ser også på organisering og rollefordeling på slamområdet og inkluderer en aktøranalyse, litt om markedsmuligheter og forretningsmodeller, samt muligheter og utfordringer ved felles behandlingsanlegg for avløpsslam.

I tillegg til de generelle strategiene for resirkulering av nyttestoffer omfatter rapporten også konkrete strategier som er tilpasset de ulike lokale/regionale forhold i Norge. I denne sammenheng er landet delt inn i 3 områder: Sentrale Østlandet og Trøndelag; Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal, nordre del av Innlandet; Nordland, Troms og Finnmark.

Rapporten avsluttes med en sammenstilling av konkrete behov for endringer i rammebetingelsene for at bransjen skal kunne nå det overordnede målet som er satt for slamhåndteringen i Norge.

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norsk vann.no
Website: www.norsk vann.no

Report no: 277 – 2022
Report title: A national strategy for sewage sludge treatment and reuse
Date of issue: July 2023

Author:

Bjarne Paulsrud, Norconsult AS
Ingrid Sjølander, Norconsult AS
Trine Eggen, NIBIO
Siri Voll Dombu, NIBIO
Anne F. Øgaard, NIBIO
Ola Stedje Hanserud, NIBIO

ISBN: 978-82-414-0475-7 (electronic edition)
ISSN: 1890-8802 (electronic edition)

Summary

Norwegian municipalities are facing a situation with increasing development of new wastewater treatment plants (WWTPs) and necessary upgrading of existing plants to meet stricter treatment requirements. The result being increased amounts of sludge that must be treated and finally utilized in the best possible way. At the same time, signs are pointing towards more future restrictions on the use of sludge in agriculture, which has so far been the dominant outlet for treated sewage sludge in Norway.

On this background, this report recommends the main goal of sludge treatment and utilization in Norway for sludge to be valued as a resource and to be included in the circular economy, where all substances of value (useful substances) are recycled and reused, while the content of substances with a negative effect on humans, animals, plants, and microorganisms must be reduced to an acceptable level.

The report gives general strategies for recycling organic matter (carbon), phosphorus and nitrogen from sewage sludge, and for the elimination of harmful substances. Furthermore, examples of how some WWTPs have chosen to develop products from sludge that are adapted to markets other than traditional agricultural use.

As a basis for the potential for recycling useful substances, regional statistics for existing sludge quantities and forecasts for the future have been presented. Overviews of existing and future sludge treatment capacity are provided, based on questionnaires for WWTPs and sludge treatment plants. Furthermore, the report gives information on possibilities for co-treatment of sewage sludge and other organic waste fractions, and it is described which sludge treatment methods are practiced in Norway and which can satisfy the hygiene requirements in the national Fertilizer Regulations.

As a basis for the potential for the elimination of harmful substances, the report discusses the mapping of pollutants in Norwegian sewage sludge, the need for knowledge and risk assessments as a basis for setting limit values, and alternative measures to reduce the content of pollutants in sewage sludge.

The report also looks at the organization and role distribution in the professional sludge management business, with an analysis of the players, a look into market opportunities and business models, as well as opportunities and challenges for joint treatment facilities for sewage sludge.

In addition to the general strategies for recycling useful substances, the report also includes specific strategies adapted to the various regional conditions in Norway. For this purpose, the country is divided into 3 regions: Central Eastern Norway and Trøndelag, Rogaland, Vestland, Møre and Romsdal, and the northern part; Nordland, Troms and Finnmark.

The report concludes with an overview of specific changes in the legal framework that are needed to reach the overarching goal set for sludge management in Norway.

Innhold

1. Bakgrunn og mål	9	5. Organisering og rollefordeling på slamområdet	42
1.1. Bakgrunn	9	5.1. Aktøranalyse	42
1.2. Mål	9	Produksjon av råslam	42
2. Generelle strategier for behandling og disponering av avløpsslam i Norge	10	Innsamling av råslam	42
2.1. Resirkulering av nyttestoffer	10	Behandling av råslam	42
2.1.1. Karbon	10	Transport av ferdigbehandlet slam	42
2.1.2. Fosfor	12	Sluttdisponering av ferdigbehandlet slam	42
2.1.3. Nitrogen	13	5.2. Markedsmuligheter og forretningsmodeller	43
2.1.4. Andre stoffer	13	Disponering av slam	43
2.2. Eliminering av skadestoffer	14	Økonomi	43
2.3. Tilpasning av slam og slambaserte produkter til markedet	15	Forventninger til markedet	43
3. Underlag for vurdering av muligheter for resirkulering av nyttestoffer	17	5.3. Felles behandlingsanlegg – organisatoriske behov og utfordringer	44
3.1. Dagens slamproduksjon og prognoser for framtiden – fylkesvise oversikter	17	6. Konkrete strategier tilpasset ulike lokale/regionale forhold i Norge	46
3.2. Eksisterende og framtidig slambehandlingskapasitet – fylkesvise (regionale) oversikter	23	6.1. Forhold som innvirker på potensialet for anvendelse av slam og slambaserte produkter	46
3.2.1. Potensiale for sambehandling av avløpsslam og andre organiske avfallsfraksjoner	24	6.2. Områder med god tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, store slammengder og kort avstand mellom renseanlegg (typisk sentralt Østlandet og Trøndelag)	48
3.3. Slambehandlingsteknologier	25	6.3. Områder med liten tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, både store og små slammengder og stor avstand mellom renseanlegg (typisk Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal og nordre del av Innlandet)	48
3.3.1. Generelt	25	6.4. Områder med liten tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, små slammengder og stor avstand mellom renseanlegg (typisk Nordland, Troms og Finnmark)	49
3.3.2. Metoder basert på anaerob stabilisering	26	7. Behov for endringer i rammebetingelsene for å nå målet	50
Anaerob stabilisering (biogassanlegg)	26	8. Referanser	52
Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering	27	Tidligere utgitte rapporter	56
Pasteurisering + anaerob stabilisering	27		
Termisk hydrolyse i kombinasjon med anaerob stabilisering	28		
Anaerob stabilisering + termisk tørking	28		
3.3.3. Metoder basert på aerob stabilisering	29		
Kompostering	29		
3.3.4. Kalkbehandling	29		
3.3.5. Langtidslagring og enkel ranekompostering	30		
3.3.6. Termisk destruksjon	30		
Generelt	30		
Pyrolyse	30		
Forbrenning	31		
4. Underlag for vurdering av muligheter for eliminering av skadestoffer	32		
4.1. Miljøgifter og uønskede forbindelser – innhold i slam og risiko ved bruk	32		
4.1.1. Innhold av miljøgifter og uønskede forbindelser i slam	32		
4.1.2. Risiko og etablering av grenseverdier	33		
4.2. Hva og hvor mye kan reduseres gjennom slambehandlingen	36		
4.3. Tiltak for å redusere miljøgifter og uønskede forbindelser i avløpsslam	38		

1. Bakgrunn og mål

1.1. Bakgrunn

I Norge har vi hatt tradisjon for å disponere slam fra avløpsrenseanlegg på jordbruks- og grøntarealer helt siden utbyggingen av renselanleggene startet for fullt på begynnelsen av 70 - tallet. Bruk av slam i Norge er siden 2003 regulert gjennom en felles forskrift for gjødselvarer av organisk opphav (gjødselvarerforskriften, FOR-2003-07-04-951), men avløpsslam har vært gjenstand for ulike typer reguleringer helt siden 1975. Dagens forskrift har strenge kvalitetskrav til innhold av tungmetaller og patogener i slammet, og i tillegg er det begrensninger i bruksmengder av slam (tonn tørrstoff pr. dekar pr. 10 år) og type vekster som kan dyrkes der hvor det er spredd slam.

Den norske gjødselvarerforskriften har vært under revisjon i lang tid, og det foreligger fortsatt bare foreløpige forslag til endringer som ikke har vært ute på høring. Det som synes klart, er imidlertid at den eksisterende forskriften vil bli delt i to: **en revidert gjødselvarerforskrift** og **en ny gjødselbruksforskrift**. Videre er det trolig at de viktigste endringene i forhold til eksisterende gjødselvarerforskrift vil være en innstramming av bestemmelsene for lagring og spredetidspunkt, samt forslag om tak (grenseverdier) for fosfortilførsel og bestemmelser som sikrer en bedre utnyttelse av råvarer og økte kvalitetskrav til produktene. Det siste vil innebære konkrete grenseverdier for innholdet av organiske miljøgifter i slam.

1.2. Mål

Hovedmålet med slambehandling og slamdisponering i Norge skal være at slammet sees på som en ressurs og inngår i den sirkulære økonomien, hvor alle stoffer av verdi (nyttestoffer) resirkuleres og brukes på nytt. Innholdet av stoffer med negativ effekt på mennesker, dyr, planter og mikroorganismer skal reduseres til et akseptabelt nivå. Både slambehandling og slamdisponering skal være bærekraftig.

2. Generelle strategier for behandling og disponering av avløpsslam i Norge

2.1. Resirkulering av nyttestoffer

Resirkulering av nyttestoffer har verdi for samfunnet på flere måter:

- Potensiell erstatning for mineralgjødsel og dermed unngå bruk av råstoff og energi som går med i produksjonen av mineralgjødsel
- Redusert total tilførsel av næringsstoffer til jord og dermed reduserte tap av næringsstoffer til vann over tid
- Tilførsel av organisk materiale og lagring av karbon i jord forbedrer jordstruktur.

Resirkulering av nyttestoffer er imidlertid også forbundet med miljøkostnader i form av fysisk kapital, energi og andre innsatsfaktorer hvis produksjon kan ha negative miljøkonsekvenser. Denne strategien går ikke inn på bytteforholdene som er involvert, siden det krever videre evalueringer av konkrete løsninger ved gitte geografiske betingelser. Det er likevel viktig å være klar over at resirkulering ikke alltid er den beste miljømessige løsningen, selv om det kan være miljøfordeler ved det.

Resirkulering av noen nyttestoffer i slam, da spesielt fosfor, er uløselig knyttet til hvordan resten av avløpsinfrastrukturen er satt sammen og driftet. Tilførsel av overvann og innlekking av grunnvann i avløpsinfrastrukturen påvirker avløpskvaliteten som i sin tur påvirker slamkvaliteten. Ved en kombinasjon av strenge fosforfjerningskrav og stor uttynning av avløpsvannet må aluminium- og jernbaserte fellingskjemikalier ofte brukes for å tilfredsstille myndighetenes utslippskrav. Dette reduserer samtidig muligheten for å resirkulere fosfor som et plantenæringsstoff som erstatter fosfor i mineralgjødsel.

En nylig artikkel (Saltne m.fl., 2022) argumenter imidlertid for at en stor andel av norsk avløpsvann er godt egnet for biologisk fosforfjerning, dersom det benyttes en mindre støttedosering av fellingskjemikalier for å tilfredsstille utslippskravene. Med biologisk fosforfjerning vil resirkuleringspotensialet for fosfor fra avløpsvannet øke betraktelig.

2.1.1. Karbon

Lett nedbrytbart:

Lett nedbrytbart organisk stoff (karbon) i slam kan utnyttes ved anaerob stabilisering i biogassanlegg, hvor organisk stoff konverteres til biogass. Biogassen er en energigass bestående i hovedsak av 60-65 % metan og 35- 40 % karbondioksid.

Den vanligste utnyttelsen av biogassen som produseres ved anaerob stabilisering, har tradisjonelt vært forbrenning i kjel for produksjon av varme til prosessen og til byggoppvarming, men mange anlegg produserer også strøm for intern bruk på anlegget og eventuelt for levering til lokalt el-nett. Strømproduksjon kan skje enten i gassmotorer eller gassturbiner, og eksosvarmen kan benyttes til oppvarming.

Stadig flere av de store biogassanleggene i Norge oppgraderer nå biogassen til biometan for å kunne bruke den som drivstoff i kjøretøyer eller levere den til eksisterende naturgassnett, i stedet for å produsere strøm og varme. Oppgradering av biogass kan gi en mer bærekraftig løsning.

Oppgradert gass må fraktes bort dersom det ikke foreligger nærliggende forbrukere eller gassledninger som kan tilknyttes. Dette kan enten gjøres ved komprimering og transport på flak som CBG (Compressed Biogas), eller ved å kjøle ned gassen til under - 162°C for produksjon av flytende LBG (Liquefied Biogas). Det er også kommet et nytt alternativ som innebærer at biometan konverteres til hydrogen for bruk som drivstoff.

Valg av metode for oppgradering og transport av biometan bør sees i sammenheng med potensielle markeder og avstand til disse.

Tungt nedbrytbart:

- Som jordforbedringsmiddel

(nytt som organisk materiale i jord)

Ved tilførsel av 2 tonn slamtørrestoff/daa/10 år tilføres i størrelsesorden 600 -1100 kg organisk materiale per daa avhengig av slamtype (Øgaard m.fl., 2021). Innblendet i jordas øvre 20 cm tilsvarer dette rundt 0,3-0,5 % organisk materiale i jorda. Spesielt for jord med lavt innhold av organisk materiale (<3 %) gir dermed en slamtilførsel på 2 tonn TS/daa en betydelig økning i jordas innhold av organisk materiale, men tilført organisk materiale brytes ned over tid. I tillegg til hvor lett nedbrytbart det organiske materialet er, vil jordas temperatur, fuktighet og lufttilgang påvirke hvor fort nedbrytningen av tilført organisk materiale går.

Ekeberg (1991) fant i sine feltforsøk at 3 år etter slamtilførsel var fortsatt 70 % av tilført organisk materiale intakt, etter 5 år var 60 % intakt og etter 9 år var 40 % intakt. Dette antyder at slammet kan gi et langsiktig

bidrag til jordas innhold av organisk materiale. Slammet som ble brukt i Ekeberg (1991) sine forsøk, hadde ikke gjennomgått en forutgående nedbrytning utover det som skjer ved lagring av slammet.

Ved behandling av slam i biogassanlegg (anaerob nedbrytning) blir det lettest nedbrytbare organiske materialet nedbrutt, og 40-60 % av det organiske materialet (angitt som glødetap eller flyktig tørrstoff) omdannes til biogass og vann. Med tanke på karbonlagring i jord ser det likevel ikke ut til at det blir mindre karbonlagring sammenlignet med tilførsel av organisk materiale uten forutgående nedbrytning i en biogassreaktor (Möller, 2015). Den delen av det organiske materialet som blir nedbrutt i biogassprosessen, vil også bli raskt nedbrutt i jord. Den mer stabile andelen av det organiske materialet som nedbrytes sakte i jorda er igjen etter biogassprosessen. En negativ konsekvens av at det lett nedbrytbare organiske materialet er nedbrutt før slammet tilføres jord, er at økning i mikrobiell aktivitet i jorda etter tilførsel kan bli mindre enn etter tilførsel av organisk materiale uten forutgående nedbrytning i en biogassreaktor (Möller, 2015). Mikrobiell aktivitet har mange positive effekter i jorda, som for eksempel at det bidrar til en bedre jordstruktur.

- **Som biokull fra pyrolyse-anlegg**

Produksjon av biokull basert på slam vil generere både energi i form av prosessvarme, og biokull. Selve pyrolyseprosessen vil kunne gi et energioverskudd, men dette vil ikke være tilstrekkelig til å dekke energibehovet for å tørke slammet til 90 % TS før pyrolysen (McNamara et al., 2016). Avhengig av prosessstemperatur vil 0-40% av karbonet i slammet ende opp i biokullet, mens resten vil omdannes til CO₂ og energi. Jo høyere temperatur, jo mindre del av slammet vil ende opp som biokull. Ideell temperatur for et høyt utbytte av biokull ligger i området 400-600°C (Demirbas, 2004). Biokull basert på slam vil inneholde nesten alle de mineralske bestanddelene som finnes i slammet (med unntak av N og noen andre stoffer som tapes som gass ved disse temperaturene), og dermed oppkonsentrere disse (Li et al., 2019). Dette er av betydning for tungmetaller dersom nivåene kommer i konflikt med klassegrenser for bruk som jordforbedringsmiddel, da biokull sannsynligvis vil bli omfattet av de samme reglene for tungmetaller som andre jordforbedringsmidler i henhold til den norske gjødselvarerforskriften. EUs "Fertilizer Products Regulation" tillater ellers ikke CE-merking av biokull som kommer fra avløpsslam (se kap. 3.2.1) Når det gjelder effekten av pyrolyseprosessen på legemidler og organiske miljøgifter, viste en studie av Buss (2021) som undersøkte fjerning av en rekke legemidler, ulike organiske miljøgifter som PAH-er, PCB-er, dioksin, PFAS og mikroplast en

reduksjon på mellom > 95 til > 99% for de fleste forbindelsene under pyrolyseprosessen. Regelverk om utslipp til luft fra pyrolyse- og forbrenningsanlegg krever kontroll på dioksiner og tungmetaller i avgasser fra pyrolyse og forbrenning (Norsk Energi, 2022). Det finnes en rekke ulike studier om utslipp av helseskadelige stoffer i forbindelse med pyrolyse, primært med søkelys på polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofurans (PCDD/Fs) ved pyrolyse av kommunalt avløpsslam (Chen m.fl., 2020; Dai m.fl. 2013; Conesa m.fl. 2009; Buss, 2021, Safavi m.fl. 2022). I en studie av Conesa m.fl. (2009) ble det rapportert at det skjedde en redistribusjon av Cl-atomer i PCDD/F-kongenerene ved pyrolyse av avløpsslam over 850°C. Dette førte til en økning i total toksisitet (presentert som toksisitetsekvivalenter, TEQ). Et generelt råd som oppsummering fra disse studiene vil være at det er viktig å kontrollere prosessene for å hindre utslipp av helseskadelige stoffer til miljø.

Karbonet i biokull produsert ved temperaturer over 400 grader er stabilt i jord og vil i liten grad brytes ned over tid (Rasse et al., 2017). Biokullet kan derfor gi en positiv klimaeffekt sammenlignet med det opprinnelige slammet ved at karbonet i biokullet i liten grad brytes ned til CO₂. Biokull har som regel gode egenskaper som jordforbedringsmiddel og vil bl.a. øke jordas porøsitet og vannlagringsevne, og dermed på mange måter oppføre seg som stabilt organisk materiale («humus») (O'Toole, 2021). Omdanning av slam til biokull og bruk i jord for å øke jordas karboninnhold vil gi mindre umiddelbar økning av karboninnholdet enn om slammet hadde blitt tilført jorda direkte, men på lengre sikt vil dette karbonet forbli i jorda i høyere grad enn karbon i slam som er tilført jorda direkte. Markedet for biokull er imidlertid umodent, og det må gjøres et betydelig markedsarbeid i forkant av en eventuell etablering av et pyrolyseanlegg for avløpsslam.

2.1.2. Fosfor

- **Slam fra kjemisk felling, uten kalk i slambehandlingen**
Ved tilsetning av aluminium- og/eller jernsalter ved rensing av avløpsvannet blir andelen av lett tilgjengelig fosfor i slammet lavt (<5%), målt ved kjemisk fraksjonering av fosfor i avløpsslammet (Øgaard & Brod, 2016). Dette resulterte i lav gjødslingseffekt av fosforet sammenlignet med mineralfosfor i et veksthusforsøk. Gjødslingseffekten var spesielt lav i etableringsperioden for plantene. I denne perioden har plantene små røtter og trenger løselig fosfor i høyere konsentrasjoner enn med godt utviklede røtter. Jo høyere konsentrasjon av aluminium og jern i slammet, jo lavere var plantetilgjengeligheten av fosforet. Lav løselighet av fosforet ble også dokumentert i feltforsøk. Ved vanlig tilførselsmengde av slam ble det ikke registrert økning i jordas innhold av lettløselig fosfor, målt som P-AL (fosfor ekstrahert med en ammonium-acetat-laktat-løsning), til tross for meget store fosfortilførsler (Øgaard m.fl., 2021).

Gjenvinning av fosfor som fosforsyre fra etterfelt slam fra kjemisk felling (slam med lite organisk stoff): I den finske RAVITA-prosessen gjenvinnes fosfor som fosforsyre ved en væske-væske-ekstraksjon av etterfelt slam, hvor også fellingsmiddelet (aluminium) gjenvinnes. Prosessen er under utvikling ved et pilotanlegg på Viikinmäki avløpsrensianlegg i Helsinki. Prosessen kan kombineres med ammonium-stripping for gjenvinning av nitrogen fra rejeckt vann (se kap. 2.1.3).

- **Slam fra kjemisk felling, med kalk i slambehandlingen**

Kalkbehandling av slam som er felt med aluminium- og/eller jernsalter, gir en betydelig økning av slammets innhold av lett løselig fosfor (Alvarenga m.fl., 2017). Dette ble også dokumentert i et veksthusforsøk hvor det kalkede slammet ga betydelig høyere fosforopptak i plantene enn når det samme slammet ikke var kalket. I feltforsøk med korn er det vist at kalket avløpsslam kan gi en kraftig økning i jordas P-AL-verdi (Øgaard m.fl., 2021). Forhøyet P-AL-verdi kunne fortsatt observeres åtte år etter slamtilførselen.

- **Biogassanlegg for slam uten fellingskjemikalier: Gjenvinning som struvitt**

Struvitt er et fosfatmineral ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) som kan felles ut fra biorest eller rejeckt vann som kommer fra biogassanlegg som har prosessert slam med lite eller ingen innhold av fellingskjemikalier. Struvitt fra pilotanlegget til HIAS har blitt testet både i veksthusforsøk og feltforsøk med korn (Brod & Øgaard, 2021). Resultatene fra veksthusforsøket viste nesten like høyt fosforopptak fra struvitt som fra mineralgjødsel, til tross for at struvitt har lavt innhold av vannløselig fosfor. Andre norske

forsøk med dette struvittproduktet har også vist god fosforeffekt (Rittl m.fl. 2019; Hesselsøe m.fl. 2020). I feltforsøket var det ingen signifikante forskjeller i fosforopptak mellom gjødselbehandlingene, fordi jorda ga tilstrekkelig med fosfor og maskerte dermed effekten av tilført gjødsel. Utenlandske forsøk med struvittprodukter har vist varierende plantetilgjengelighet av fosforet (Kratz et al. 2019). Dette kan skyldes faktorer som partikkelstørrelse, renhet av struvittmineralet, jordas pH og planteart som ble brukt i forsøket (Degryse et al., 2017; Möller et al., 2018; Talboys et al., 2016).

- **Fra monoforbrenningsanlegg for slam: Gjenvinning som fosforsyre eller kalsiumfosfat fra asken**

Det er flere teknologier som er under utvikling for å kunne gjenvinne fosfor fra aske fra mono-forbrenningsanlegg for slam. Det multinasjonale selskapet Remondis har utviklet en prosess (TetraPhos) som utvinner fosforsyre fra asken, og et fullskala anlegg med denne teknologien er under bygging i Hamburg. Det svenske firmaet EasyMining AB bruker saltsyre for ekstraksjon og kalk for de etterfølgende fellingstrinn i prosessen «Ash2Phos». De får da ut fosforet som kalsiumfosfat (90 – 95 % gjenvinning), mens aluminium og jern gjenvinnes som hhv. aluminiumhydroksid og jernklorid, og disse produktene kan brukes i produksjonen av nye fellingskjemikalier. Tungmetaller tas ut separat og deponeres. Et fullskala anlegg er under planlegging i Tyskland.

- **Fra pyrolyse-anlegg**

Termisk behandling av organiske avfallsressurser med pyrolyse, forbrenning eller gassifisering er kjent for å redusere fosfortilgjengeligheten i sluttproduktet sammenlignet med utgangsproduktet (Christel et al., 2014; 2016). Den reduserende effekten øker med stigende prosessstemperatur. Det dannes mer krystalline fosforforbindelser ved termisk behandling (Nanzer m.fl., 2014). Mer krystalline forbindelser indikerer lavere fosforløselighet. For husdyrgjødsel er det vist at lettløselige fosfatforbindelser omdannes til stabile kalsiumfosfater som apatitt (Bruun m.fl., 2017). For jernfelt slam er det vist at en oksidasjonsprosess etter pyrolysen kan gi en økning i løseligheten av fosforet (Müller-Stöver et al., 2021). Det var indikasjoner på at pyrolyse med etterfølgende oksidasjon førte til en overgang fra jernbundet fosfor til kalsiumbundet fosfor. Det er også vist at forbehandling av jernfelt slam med kaliumacetat før pyrolysen øker løseligheten av fosforet i biokullet (Buss m.fl., 2022)

2.1.3. Nitrogen

- **Direkte bruk av slam på jordarealer**

Avløpsslam har en nitrogengjødslingseffekt, spesielt den første tiden etter tilførsel, men gjødslingseffekten er varierende. Gjødslingseffekten avhenger mest av innholdet av uorganisk nitrogen. Uorganisk nitrogen (ammonium og nitrat) i slammet er direkte tilgjengelig for plantene, mens organisk nitrogen må brytes ned av mikroorganismer før det blir tilgjengelig. Det uorganiske nitrogenet i slammet består vanligvis hovedsakelig av ammonium. Ammoniumet er utsatt for tap både til luft som ammoniakk og ved utvasking fra slammet. Høy pH i slammet øker tapet til luft. Ved rask nedmolding av slammet etter spredning minimeres tapene til luft, mens tapet øker med økende tid før nedmolding. Høstspredning av slammet gir utvasking av ammonium i løpet av høst og vinter. I NIBIOs gjødslingshåndbok (www.nibio.no/gjodslingshandbok) er det gitt faktorer for virkningsgrad av det uorganiske nitrogenet ved ulik tid før nedmolding og ved henholdsvis høst- og vårspredning av slammet.

Det organiske nitrogenet i slammet gir et mindre årlig bidrag til plantenes nitrogenforsyning. Størrelsen på dette bidraget avhenger av forholdene for nedbrytning av det organiske materialet i jorda. Nedbrytningen går raskest i fuktig jord med høy temperatur. For husdyrgjødsel regner en i middel at 10% av det organiske nitrogenet kan utnyttes til korn den første vekstsesongen etter spredning. Det er mulig at denne faktoren er litt mindre for slam hvor den lettest nedbrytbare organiske delen allerede er nedbrutt i en biogassreaktor. For påfølgende år må en regne med at bidraget fra organisk nitrogen tilført med slammet, avtar.

- **Gjenvinning av nitrogen fra rejektivann.**

Ved avvanning av slam fra biogassanlegg (utråtnet slam) vil rejektivannet inneholde høye, men varierende konsentrasjoner av ammonium (1 000 – 2 500 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$), avhengig av nitrogeninnholdet i råslammet, driftstemperatur og grad av hydrolysering i en eventuell forbehandling (termisk hydrolyse). Dette ammoniumet kan gjenvinnes ved ammoniakk-stripping (se kapittel 3.3.2), slik at det produseres ammoniumsulfat eller ammoniumnitrat som kan brukes som råstoff i mineralgjødsel-produksjon. I RAVITA-prosessen (se kapittel 2.1.2) benyttes fosforsyre for å binde ammoniumet og man får ut ammoniumfosfat som også kan brukes for produksjon av mineralgjødsel.

2.1.4. Andre stoffer

- **Mikronæringsstoffer**

Mikronæringsstoffer er nødvendig i små mengder, men skadelig i større mengder. Av tungmetallene som er regulert i gjødselvareforskriften, er først og fremst sink og kobber nødvendig for plantene, men også nikkel er nødvendig i små mengder (Aasen,1997). For dyr og mennesker er i tillegg krom nødvendig. Av andre mikronæringsstoffer som er nødvendig for planter og som finnes i avløpsslam, kan nevnes bor, mangan, molybden og jern. For mye bor tilført med avløpsslam har vist å gi skadelige effekter på planteveksten (Aasen,1997). Høyt opptak av molybden i fôrvekster kan gi uheldig utslag på balansen mellom molybden og kobber, med tanke på dyrehelsen (Aasen, 1997). Mangan kan gi skadelige effekter på planter i sur og dårlig drenert jord. Skadelige effekter av jern på planter er en mindre aktuell problemstilling hos oss. Kadmium, bly og kvikksølv er ikke blant nødvendige mikronæringsstoffer. Disse tungmetallene har kun skadelige effekter.

- **Mellomprodukter fra biogassanlegg**

Det har de siste årene vært et økende søkelys på å nyttiggjøre seg mellomprodukter fra biogassprosessen, slik som organiske syrer, biopolymerer, etc. Målet er å komme fram til produkter som har en større markedsverdi enn vanlig avvannet eller tørket biorest, og som kan supplere biogassen når det gjelder inntekter til anlegget. Arbeidet foregår stort sett i liten skala (pilot-forsøk), og vi er ikke kjent med fullskala anlegg som baserer seg på produksjon av mellomprodukter fra biogassanlegg.

2.2. Eliminering av skadestoffer

Det finnes en rekke reguleringer som har som mål å redusere spredning av miljøgifter; en global miljøavtale i regi av FN som inkluderer å avvike eller begrense produksjon og bruk av persistente organiske forurensninger (POPs) i industri og jordbruk, en rekke EU reguleringer, og den norske forurensningsforskriften og gjødselvareforskriften. Sistnevnte er under revidering.

Hvilke og hvor mange forbindelser som inngår i de ulike reguleringene, varierer, men noen stoffer og stoffgrupper inngår i alle reguleringene. Stockholmkonvensjonens totalt 30 persistente organiske forurensninger (POPs), de prioriterte stoffene i EUs vanndirektiv (33 prioriterte stoffer og 13 definert som prioriterte farlige stoffer) og den norske prioritetslisten inneholdende 66 stoffer og stoffgrupper (per 14. september 2020), er et godt utgangspunkt for videre arbeid for å identifisere uønskede stoffer. Det skal fremheves forløpere til PFOA og andre perfluoralkylkarboksylsyrer som er vist å kunne utgjøre en betydelig andel av total mengde PFAS i avløpsslam (TemaNord, 2019). Det er uttrykt bekymring for at mengden PFAS som spres via avløpsslam, er underestimert, men at en har for lite kunnskap om hvor stor kilde avløpsslam er i forhold til andre kilder.

Videre oppfølging vil være kildesporing for å vurdere underlag for påslippsavtaler og påslippskontroll.

Kilder som er spesielt viktig å vurdere, er sigevann eller påslipp fra deponier, flyplasser, brannøvingsfelt og septikslam, samt påslipp fra enkelte næringsaktører som en kan tenke har en aktivitet hvor prioriterte miljøgifter kan frigjøres under produksjon eller behandling av produkter tilsatt prioriterte miljøgifter. I tillegg til ulike industriedrifter, kan også vaskerier/renserier som mottar mye arbeidstøy, og tekstiler fra offentlige sykehus som inneholder flammehemmende tilsetningsstoffer, være aktuelle påslippskilder. Selv om legemidler i stor grad kommer fra befolkningen generelt via urin og avføring som en form for «diffus» kilde, kan det være sykehus/sykehjem som vil kunne være en relevant enkeltkilde i noen tilfeller.

For prioriterte miljøgifter hvor en stor andel av påslippene til renseanleggene kommer fra husholdning og offentlige bygninger, kan en vurdere om det er spesielle produkter/produktgrupper som kan utgjøre en betydelig kilde, og som kan stoppes ved valg av andre produkter med mindre miljøgifter (mens en venter på forbud).

For mange miljøgifter er kildene så mange og så diffuse, at den eneste mulighet er å optimalisere renseprosesser/behandling for å redusere innholdet i avløpsslam til et så lavt nivå som mulig. Det kan være optimalisering av eksisterende behandlingsprosesser eller inkludere for- eller etterbehandling for å oppnå en ytterligere reduksjon av miljøgifter.

I tillegg til å ha et så lavt nivå som mulig av miljøgifter i sluttprodukter fra avløpsslam, er det behov for grenseverdier i gjødselvarer som er tilpasset ulike bruksområder. For etablering av grenseverdier for organiske miljøgifter er det behov for blant annet kunnskap om stoffenes nedbrytningstid under ulike miljøforhold, deres egenskaper som har betydning for transport fra jord til overflatevann, og opptak i planter. For en del organiske miljøgifter foreligger det en god del informasjon, mens for andre er det per i dag lite tilgjengelige data. Risikovurderingen av miljøgifter i avløpsslam (VKM, 2009) vurderte i tillegg til tungmetaller en rekke av de til da definerte organiske miljøgifter som var vanlig å finne i avløpsslam. I tillegg ble det inkludert en vurdering av legemidler basert på humant bruk av legemidler, legemidlenes fysiske-kjemiske egenskaper og predikert overføring mellom vann og slamfase. En må imidlertid være oppmerksom på at det fortsatt mangler mye kunnskap for å kunne etablere grenseverdier for de enkelte miljøgiftene. Den nylig gjennomførte risikovurderingen av tungmetaller samt arsen i utvalgte organiske gjødsel- og jordforbedringsprodukter, inkluderte ikke avløpsslam, men grenseverdien for tungmetaller i organisk gjødselregelverk klasse II ble vurdert (VKM, 2022).

2.3. Tilpasning av slam og slambaserte produkter til markedet

I kapittel 3.1 presenteres statistikk over hvordan avløpsslam disponeres i Norge. Over halvparten disponeres på jordbruksareal, men andelen er noe synkende. Bruk av avløpsslam i jordproduksjon har blitt mer utbredt de siste årene. Her omtales kort hvordan slam og slambaserte produkter tilpasses til markedet, basert på spørreskjemaer og intervjuer med bransjeaktører.

Mesteparten av det behandlede slammet avvannes til 25-30 % TS før endelig disponering. Noe tørkes også termisk til ca. 80-90 %, men det er få anlegg i igjen i Norge som tørker slam.

De aller fleste kommuner og interkommunale selskap som behandler og disponerer avløpsslam, får avsetning for en del av slammet i jordbruket. Den kjemiske fellingen av avløpssvann med aluminium og jern som er vanlig i Norge, gir lav plantetilgjengelighet av fosforet i avløpsslammet som spres på jordbruksarealer. Det er derfor riktignok å si at avløpsslam som hovedregel brukes som et jordforbedringsmiddel enn et gjødselprodukt (Blytt et al., 2017). Som nærmere diskutert i kapittel 5.2, anses jordbruket av bransjen som en stabil avtaker av slam, men med lav eller ingen betalingsvilje.

Biologisk fosforfjerning fra avløpssvann kan gi et slam med høy plantetilgjengelighet av fosforet – på nivå med fosfor i mineralgjødsel (Blytt et al., 2017). Hias IKS har et renseanlegg som har bygget om fosforfjerningen fra kjemisk til biologisk og skal i løpet av 2022 i gang med produksjon av struvitt fra rejeftvannet fra avvanning av avløpsslam, jf. omtale i kap. 2.1.2. Hias forventer å få avsetning for struvitten som et gjødselprodukt.

Kalkbehandling, som også omtales i kapittel 3.3.4., er brukt i forbindelse med hygienisering av avløpsslam som ikke går gjennom anaerob utrætning (biogassanlegg). Kalkbehandling kan bidra til bedre plantetilgjengelighet for fosforet, hvis det er brukt Fe og/eller Al til felling (se kap. 2.1.2). Tilsatt kalk kan også bidra til å øke verdien av avløpsslam på jordbruksarealer som trenger kalking på grunn av for sur jord. Riktig pH gir god rotutvikling, og har stor betydning for vann- og næringsopptak (Felleskjøpet Agri, 2022).

Lindum AS og Grønn Vekst AS er aktører som satser på forskning og produktutvikling med avløpsslam. Begge selskap selger ulike jordblandinger, der de blandningene som markedsføres for hager, parker, grøntareal (parkjord) og anleggsjord, typisk inneholder slamkompost.

Slamkompost inngår også i blandinger som selges som erstatning for torvtak. I jordblandningene inngår også sand (maskinsand eller natursand) og skogsjord, og eventuelt hagekompost eller biorest fra matavfall. Lindum bruker slam fra egne anlegg i Drammen og Holmestrand. Grønn Vekst (inkludert tidligere Høst verdien i avfall AS) slutt disponerer biorest av avløpsslam fra en rekke kommuner og interkommunale selskap, deriblant Norges fire største byer.

Vestfjorden Avløpsselskap – VEAS har fra og med 2022 endret selskapsform fra et interkommunalt samarbeid til et offentlig eid aksjeselskap. VEAS produserer både VEAS-jord og en nitrogenløsning i sitt anlegg. VEAS-jord har gjennomgått anaerob stabilisering, kalktilsetning, hygienisering og avvanning til over 45 prosent tørrstoff. Det høye tørrstoffinnholdet bidrar til at produktet lettere kan transporteres over større avstander, og det benyttes på korndyrkingsarealer over store deler av Østlandet. Ammonium-nitrogen gjenvinnes fra rejeftvannet ved en strippingprosess og selges som en nitrogenløsning. VEAS Marked AS bygger et stort lukket komposteringsanlegg for jordproduksjon basert på avløpsslam i Indre Østfold. Anlegget skal lagre, produsere, pakke og selge jord- og gjødselprodukter, og forventes å stå ferdig i 2023. Her skal også andre kommuner/selskap kunne leie seg inn.

Det er stor forsknings- og utviklingsaktivitet på pyrolyse og produksjon av biokull basert på biorest fra avløpsslam både i Norge, Sverige og Danmark og i andre europeiske land, men så langt er det ikke bygget noen fullskala pyrolyseanlegg med avløpsslam som råstoff. Det er imidlertid pyrolyseanlegg for slam fra fiskeopprettensanlegg i drift i Norge, basert på dansk teknologi.

Pyrolyse av slammet har noen fordeler, men også noen ulemper. Fordelen som ofte blir framhevet, er at det kan gi en positiv klimaeffekt ved at karbonet i biokullet er mye mer stabilt mot nedbrytning til CO₂ enn karbonforbindelsene i det opprinnelige slammet. Videre gir det en reduksjon i massen som må transporteres til mottaker og organiske miljøgifter blir nedbrutt under pyrolysen. På den negative siden kommer tap av nitrogen under pyrolysen, redusert plantetilgjengelighet av fosforet, oppkonsentrering av tungmetaller og behov for avansert røykgassrensing. Det foregår mye forskning på utvikling av teknologier som løser/reducerer noen av de negative effektene, slik at det som er en ulempe i dag, kan være løst med kostnadseffektiv teknologi når vi ser litt fram i tid.

Forbrenning av avløpsslam skjer bare unntaksvis i Norge (Ålesund), men det er vanligere i andre europeiske land. For å kunne gjenvinne fosfor fra asken blir det nå i Sveits og Tyskland bygget monoforbrenningsanlegg, mens det tidligere var vanlig med samforbrenning med husholdningsavfall og andre avfallstyper.

Paulsrud og Blytt (2012) viste at forbrenning av slam i Norge vil øke de totale behandlings- og disponeringskostnadene for slam med en faktor på 2,5-3 i forhold til eksisterende løsninger med jordbruksanvendelse av hygienisert og avvannet slam.

IVAR IKS i Rogaland har to anlegg der de produserer biogass av avløpsslam sammen med andre substrater. Ved det ene anlegget, Sentralrenseanlegget Nord-Jæren (SNJ), produseres et høyverdig gjødselprodukt av bioresten gjennom tørking, pelletering og innblanding av næringsstoffer. Produktet kalles Minorga, og det selges via Terramarine AS til Vietnam som et gjødsel- og jordforbedringsprodukt.

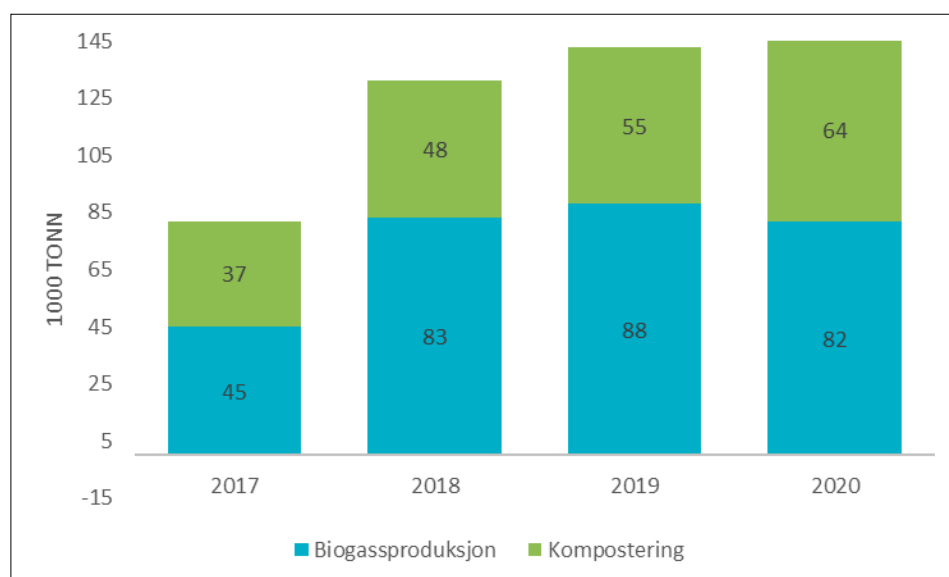
3. Underlag for vurdering av muligheter for resirkulering av nyttestoffer

3.1. Dagens slamproduksjon og prognoser for framtiden – fylkesvis oversikter

Mengde avløpsslam disponert i 2020

Ifølge Statistisk sentralbyrå (SSB) sin statistikk for avfallshåndtering ved avfallsanlegg ble totalt 612 000 tonn avfall levert til biologisk behandling i Norge i 2020.

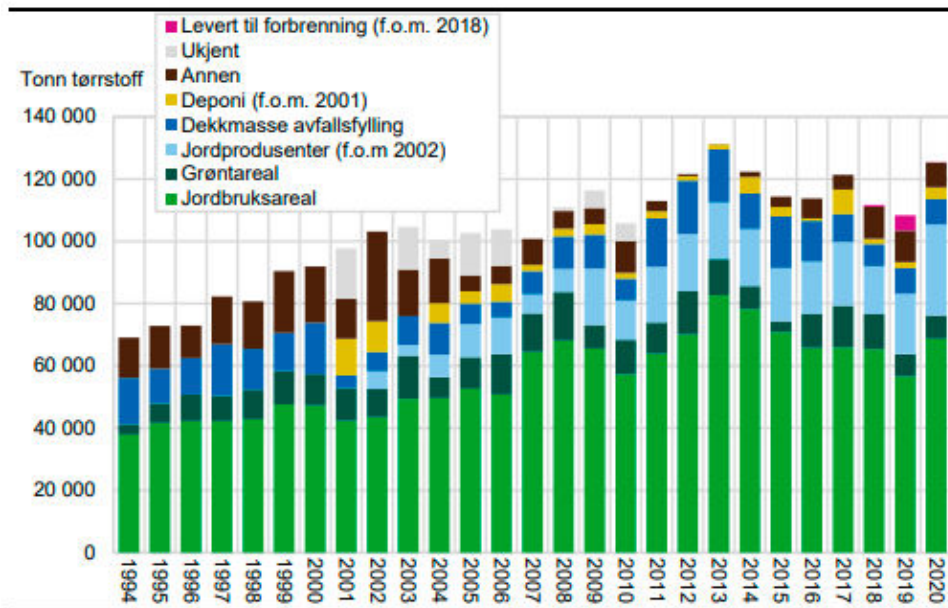
Av den totale mengden organisk avfall levert, utgjorde avløpsslam om lag 25 %, dvs. 146 000 tonn TS. Av dette ble 82 000 tonn levert til biogassanlegg og 64 000 tonn til komposteringsanlegg (figur 3.1).



Figur 3.1. Biologisk behandling av avløpsslam i 2017 til 2020

Etter slambehandling (stabilisering og hygienisering) ble det disponert 125 317 tonn TS avløpsslam til ulike formål i 2020 (ifølge SSBs statistikk for disponering av avløpsslam). Gapet mellom mengde tørrstoff i slam levert til slambehandlingsanlegg og mengde tørrstoff disponert fra anleggene skyldes bl.a. nedbrytingen av organisk stoff (flyktig tørrstoff) ved anaerob stabilisering (biogassanlegg) og kompostering. Ved anaerob stabilisering blir organisk stoff konvertert til biogass og ved kompostering blir det dannet CO₂.

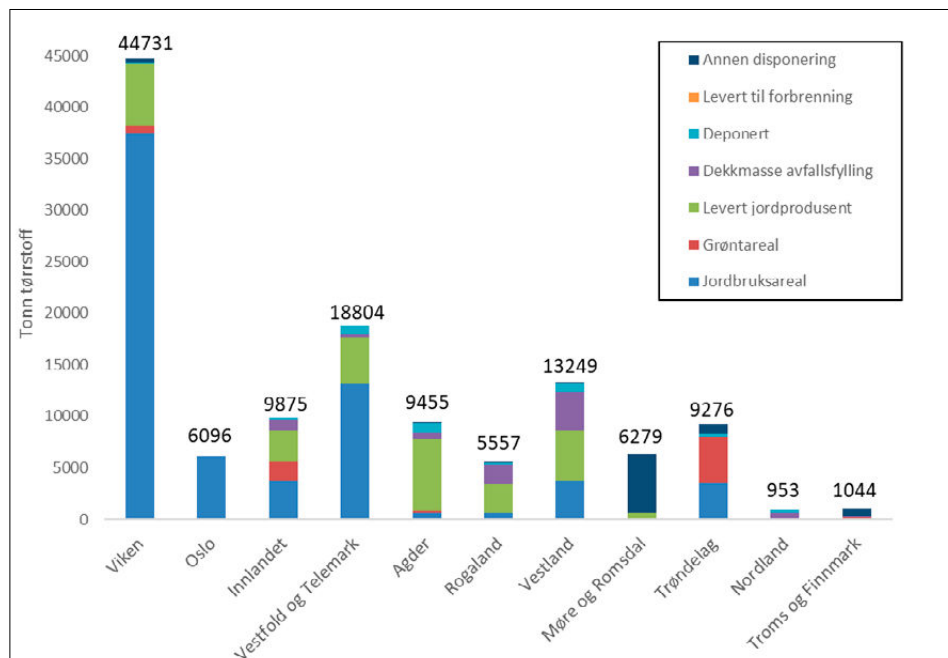
Av den totale slammengden disponert i 2020 gikk til sammen 84 prosent til jordforbedring; 69 000 tonn TS i jordbruk, 7 400 tonn TS ble benyttet på grøntarealer og 29 200 tonn TS ble levert til jordprodusenter. Videre gikk 7 prosent til toppdekke på avfallsfyllinger og i underkant av 3 prosent ble deponert (se figur 3.2).



Figur 3.2. Disponering av avløpsslam fra 1994 til 2020 (utklipp fra SSBs rapport Kommunale avløp 2020)

Figur 3.3 viser den totale mengden disponert avløpsslam per fylke i 2020, samt andelen slam disponert

til ulike formål. Tallene er hentet fra SSBs statistikk om disponering av avløpsslam.



Figur 3.3. Mengde avløpsslam disponert fra slambehandlingsanlegg (tonn tørrstoff) til ulike formål, per fylke i 2020.

Mengde avløpsslam disponert frem til 2050

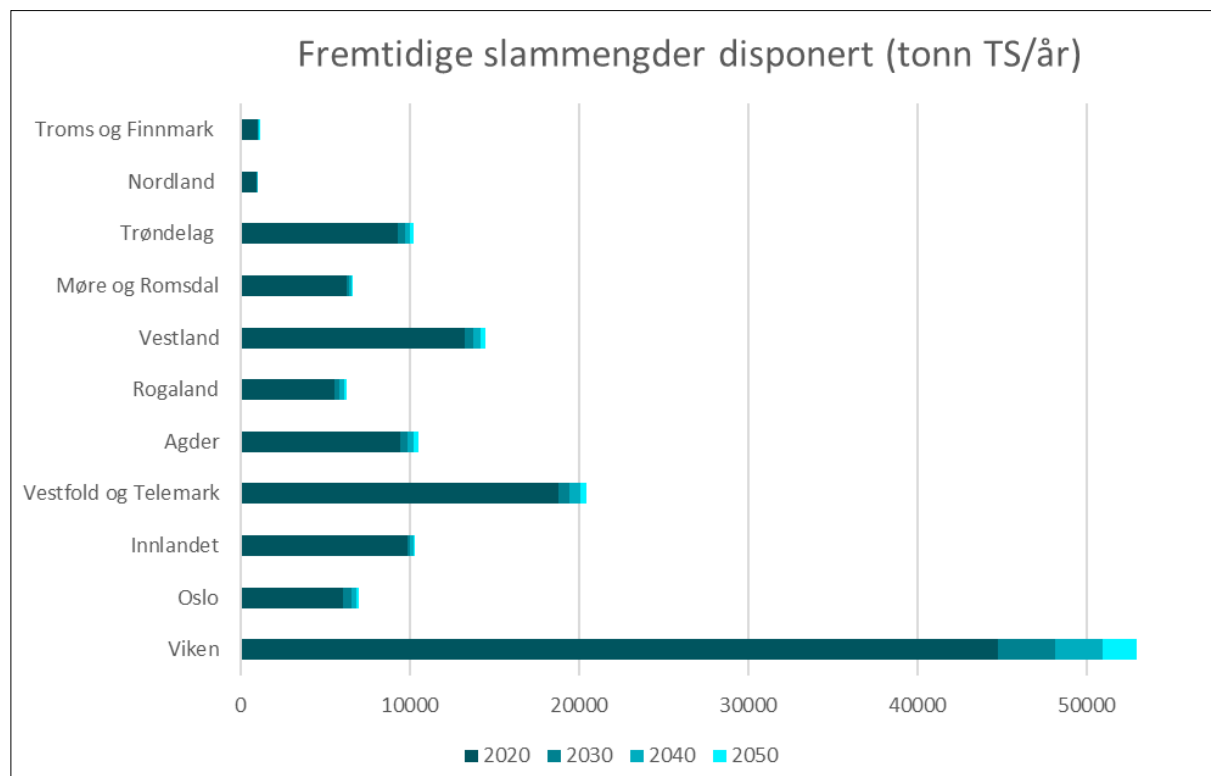
Antatt fremtidige mengder avløpsslam per fylke er vist i figur 3.4 og tabell 3.1.

Beregningene er basert på dagens slammengder disponert i hvert fylke (SSBs tabell 05279) og fremskrevet folkemengde per fylke (SSBs tabell 12882), hvor man antar at mengden disponert avløpsslam per innbygger i hovedsak er den samme i 2020 som i 2050. På grunn av en forventning om strengere rensekrav er det imidlertid lagt til en faktor i beregningene for de fylkene hvor man forventer at mengden disponert slam per innbygger vil øke. Dette gjelder Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal, Nordland og Troms og Finnmark. Her er det en overvekt av primærrenseanlegg (over 80% av anleggstypene er mekaniske anlegg i 2020 ifølge SSB 05251), og det forventes at hovedparten av disse vil få strengere krav til rensing frem til 2050. Forventet slamproduksjon er i disse fylkene derfor økt med 30% per innbygger jevnt fordelt frem til 2050 i tråd med forventede slammengder (kg TS per pe) ved primær- og sekundærrensing (Johannessen m. fl., 2020). I de resterende

fylkene er det også planlagt og forventet ombygging av renseprosesser grunnet strengere rensekrav. Dette er hovedsakelig renseanlegg med kjemiske renseprosesser som skal utvide med biologisk rensetrinn, og det forventes dermed ikke avgjørende forskjeller i produserte slammengder per pe.

Ifølge befolkningsframskrivingene vil Nordlands innbyggertall reduseres med 1,6% frem til 2050. Til tross for en økning av slamproduksjon per pe, vil dermed mengde slam produsert og disponert være mindre i 2050 enn i 2020.

I Oslo er det kun Bekkelaget renseanlegg (BRA) som behandler og disponerer avløpsslam. De mottok 44% av Oslos avløpsvann og disponerte 6096 tonn TS i 2020. Resterende avløpsvann fra Oslo leveres til VEAS i Asker, og disponering av dette slammet havner dermed under Viken fylke. I fordelingen av fremtidige mengder disponert avløpsslam per fylke er det antatt den samme fordeling som i dag mellom BRA og VEAS i mottak av avløpsvann fra Oslo.



Figur 3.4. Mengde avløpsslam disponert i 2020 og antatte mengder i 2030, 2040 og 2050.

Tabell 3.1. Mengde avløpsslam (tonn TS/år) disponert i 2020 og antatte mengder i 2030, 2040 og 2050.

Fylke	Disponert slam (tonn TS/år)			
	2020	2030	2040	2050
Troms og Finnmark	1 044	1 063	1 079	1 081
Nordland	953	956	956	947
Trøndelag	9 276	9 711	10 042	10 223
Møre og Romsdal	6 279	6 410	6 542	6 580
Vestland	13 249	13 748	14 202	14 454
Rogaland	5 557	5 873	6 121	6 281
Agder	9 454	9 886	10 277	10 534
Vestfold og Telemark	18 804	19 469	20 087	20 473
Innlandet	9 874	10 048	10 237	10 326
Oslo	6 096	6 550	6 865	7 037
Viken	44 731	48 161	50 943	52 959

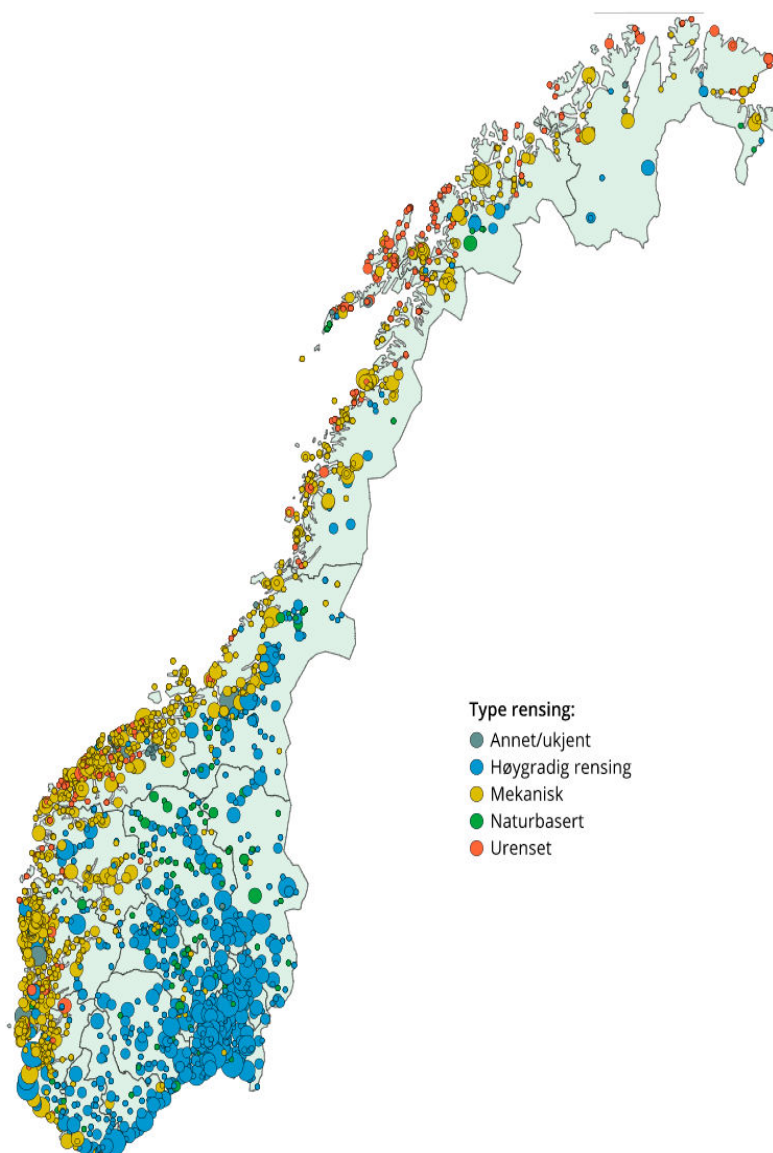
Framtidige slammengder som følge av nytt avløpsdirektiv

26. oktober 2022 la EU-kommisjonen frem forslag til nytt avløpsdirektiv. Endelig direktiv forventes vedtatt rundt mai 2024, og saken vil deretter behandles av EØS-komiteen, før direktivet blir gjennomført i norsk regelverk. Dersom direktivet vedtas slik det foreligger, vil det medføre nye og strengere rensekrav for mange av renseanleggene i Norge, hvilket vil medføre økt slamproduksjon.

Økt slamproduksjon vil særlig gjelde primærrenseanlegg i tettbebyggelser som har utslipp over 1000 pe da disse anleggene vil få krav om sekundærrensing ifølge forslaget til nytt direktiv. Dagens direktiv omfatter tettbebyggelser med samlet utslipp større enn eller lik 2000 pe for utslipp til ferskvann, og for tettbebyggelser større eller lik 10 000 pe for utslipp til kystvann, men foreslås nå å utvides til å gjelde alle tettbebyggelser med samlet utslipp større enn eller lik 1000 pe,

uavhengig av utslippssted. For alle renseanlegg i tettbebyggelser over 1000 pe vil det ikke lenger være tillatt med primærrensing, uavhengig av resipient og om anlegget har utslipp til mindre følsomt område. Ifølge SSB (Berge 2022), var det rundt 358 primærrenseanlegg med kapasitet på over 1000 pe i Norge i 2021. Hovedvekten av disse anleggene er på Vestlandet og brer seg som et belte nordover langs kysten (figur 3.5). Totalt har disse anleggene i dag en slamproduksjon på rundt 23 500 tonn TS/år, men vil kunne få en slamproduksjon på til sammen rundt 52 500 tonn TS/år dersom alle anleggene innfører biologisk eller biologisk/kjemisk rensetrinn for å tilfredsstille sekundærrensekravet (tabell 3.2).

Ved sammenligning av tallene i tabell 3.1 og tabell 3.2 må en være klar over at tabell 3.1 angir forventet mengde slam *disponert*, mens tabell 3.2 angir forventet mengde slam *produsert*. Forskjellen på disse mengdene vil avhenge av hvilken slambehandling som er benyttet.



Figur 3.5. Geografisk plassering av avløpsanlegg i Norge (≥ 50 pe) per 2019 etter renseprinsipp og kapasitet (SSB).

Tabell 3.2. Forventet slamproduksjon fra primærrenseanlegg over 1000 pe i 2021 og etter innføring av sekundærrensing på disse anleggene som følge av det reviderte avløpsdirektivet

Primærrenseanlegg i Norge 2021			Slamproduksjon	
			Primærrensing	Sekundærrensing
Anleggsstørrelse (kapasitet i pe)	Antall anlegg	Gj. kapasitet per anlegg (pe)	tonn TS/år**	tonn TS/år**
1000-1999	175*	1500*	3840	8640
2 000-9 999	143	4476	9344	21024
10 000-49 999	39	16590	9446	21254
50 000-	1	50000	730	1643
Sum			23 360	52 560

* Antatte tall i størrelsesorden 1000-1999. Ifølge SSB var det 263 anlegg mellom 500 og 1999 pe. Ved en antagelse om en jevn størrelsesfordeling av disse anleggene vil rundt 175 anlegg ha kapasitet på mellom 1000 og 1999 pe og gjennomsnittskapasiteten per anlegg være 1500 pe.

** Beregningene er basert på en forventet slamproduksjon på hhv. 40 og 90 g TS/ pe/d for renseanlegg med mekanisk og mekanisk + biologisk eller biologisk/kjemisk rensetrinn

I tillegg til primærrenseanleggene i tabell 3.2 kan det være flere anlegg under 1000 pe i kapasitet som ligger i en tettbebyggelse med over 1000 pe og dermed vil omfattes av direktivet.

Forslaget til nytt direktiv har satt en frist for å innføre sekundærrensekravet innen utgangen av 2027 for anlegg mellom 2000 og 10 000 pe med utslipp til sjø og utgangen av 2030 for anlegg fra tettbebyggelser mellom 1000 og 2000 pe.

Avløpsdirektivet foreslår også å stille høyere rensekrav til alle anlegg over 100.000 pe, hvor det vil bli krav om tertiærrensning (både fosfor- og nitrogenfjerning) med en renseeffekt for nitrogen på 85% samt kvartærrensing (fjerning av mikroforurensninger). Det samme kravet vil gjelde for anlegg i tettbebyggelser mellom 10 000 pe og 100 000 pe med utslipp til områder som er sårbare for mikroforurensninger.

Sammenlignet med dagens nitrogen-rensekrav på 70% vil en økning til 85% renseeffekt for disse anleggene medføre ca. 10 % økte slammengder, hvis en regner med at anleggene innfører et etterdenitrifikasjons-trinn. Kravet om kvartærrensing er ikke forventet å medføre økte slammengder.

3.2. Eksisterende og framtidig slambehandlingskapasitet - fylkesvis (regionale) oversikter

Tabell 3.3. viser slambehandlingskapasiteten ved flere av de største slambehandlingsanleggene i Norge, samt i hvor mange år kapasiteten regnes å være tilstrekkelig. Informasjonen er innhentet direkte fra anleggene i 2021.

Tabell 3.3. Behandlingskapasitet for avløpsslam, og evt. planer om å utvide, ved flere av de store slambehandlingsanleggene i Norge

Fylke	Navn på anlegg	Slambehandlingskapasitet (tonn TS/år)	Slambehandlingskapasitet tilstrekkelig i (år)	Evt. planer om å utvide slambehandlingskapasiteten
Viken	Biogass anlegg Drammen (Lindum AS)	6 250	-	-
Viken	ORSA (Lindum AS)	3 125	-	-
Viken	Oredalen ranke kompostering (Lindum AS)	4 500	-	-
Agder	Saulekilen renseanlegg (Arendal kommune)	2 630	-	Nei
Vestfold og Telemark	Elstrøm renseanlegg (Skien kommune)	3 650	-	Nei
Viken	Remmendalen renseanlegg (Halden kommune)	2 555	30	Nei
Trøndelag	Høvringen renseanlegg (Trondheim kommune)	7 884	10	Ja
Vestland	Bergen biogassanlegg (Bergen kommune)	10 220	30	Nei
Viken	Gardermoen renseanlegg (Ullensaker kommune)	6 570	18	Nei
Vestfold og Telemark	Lillevik renseanlegg (Larvik kommune)	1 168	6	Ja
Vestfold og Telemark	Knarrdalstrand renseanlegg (Porsgrunn kommune)	1 278	10	Nei
Viken	Bårlidalen renseanlegg (Eidsvoll kommune)	1 460	-	-
Oslo	Bekkelaget renseanlegg (Oslo kommune)	13 000	18	Nei
Viken	VEAS (Vestfjorden avløpsselskap AS)	20 075	-	Ja
Rogaland	Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (IVAR IKS)	8 395	30	Nei
Rogaland	Grødalrenseanlegg (IVAR IKS)	12 045	-	Nei
Viken	Nordre Follo renseanlegg (NFR IKS)	2 555	14	Ja
Viken	Søndre Follo Renseanlegg (SFR IKS)	1 800	15 - 20	Ja
Vestfold og Telemark	Tønsberg renseanlegg (Tønsberg renseanlegg IKS)	8 030	8	Ja
Innlandet	Hias renseanlegg (Hias IKS)	7 300	30	Nei
Viken	Tangen renseanlegg (MIRA IKS)	2 000	25	Nei
Innlandet	Lysenberget renseanlegg (GIVAS IKS)	1 600	4	Nei
Viken	Fuglevik renseanlegg (MOVAR IKS)	1 530	0	Ja
Viken	Nedre Romerike avløpsselskap (NRA IKS)	6 800	0	Ja
Viken	FREVAR renseanlegg Øra (FREVAR KF)	5 256	30	Ja

3.2.1. Potensiale for sambehandling av avløpsslam og andre organiske avfallsfraksjoner

Sambehandling av avløpsslam skjer i dag hovedsakelig sammen med substrater som fiskeslam og fiskeensilasje. Avløpsslam behandles sjelden sammen med kildesortert matavfall. Grunnen til dette er at det er enklere å omsette produkter som ikke er blandet med avløpsslam med tanke på krav til bruksområder i gjødselvereforskriften, og at matavfall krever en omfattende forbehandling for å sikre at bioresten ikke inneholder uønskete komponenter, for eksempel plast. Kildesortert matavfall behandles derfor som oftest i egne anlegg eller i parallelle linjer ved anlegg som behandler både slam og matavfall. Det er heller ikke vanlig å sambehandle avløpsslam og husdyrgjødsel, og begrunnelsen er primært at det vil begrense bruksområdene for sluttproduktet.

For å forstå mulighetene og begrensningene for gjenvinning av verdifulle ressurser i avløpsslam – også sammen med andre typer organisk avfall – må vi blant annet se på hva gjeldende regelverk og forestående endringer legger opp til.

- **EUs gjødselforordning**

Håndtering og bruk av slam fra renseanlegg og slamholdige produkter reguleres i EU/EØS/EFTA-land av Rådsdirektiv 86/278/EØF av 12. juni 1986 om vern av miljøet, særlig jord, ved bruk av slam fra renseanlegg i landbruket, oftest omtalt som slamdirektivet. I Norge er det forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (FOR-2003-07-04-951) som regulerer bruk av disse produktene som gjødsel. Per i dag er det ikke lov å omsette slamholdige produkter til bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel over nasjonale grenser, og hvert land bestemmer hvorvidt slam er tillatt som innsatsfaktor i landbruk nasjonalt. Norge tillater det, med noen begrensninger.

Fra 16. juli 2022 trer en ny gjødselforordning vedtatt av EU-medlemmene (2019/1009/EF) i kraft (den er under vurdering hos EØS og EFTA-landene og ikke vedtatt enda). Hovedhensikten med den nye forordningen er en harmonisering av regelverk for gjødselvarer slik at de kan omsettes i et felles internt EU-marked. I tillegg er slamdirektivet (86/278/EØF) under vurdering i forbindelse med den nye sirkulærøkonomi strategien (Circular Economy Action Plan fra 11. mars 2020). Målet er å evaluere dagens regelverk i lys av et ønske om å øke andelen ressurser fra avløpsvann/-slam som kan resirkuleres uten at det øker risikoen for forurensning.

Den nye gjødselforordningen spesifiserer hva som er godkjent som bruksområde til gjødselprodukter (såkalte

PFC, eller *Product Function Category*) og råvarer i produktene (såkalte CMC, eller *Component Material Category*) i henholdsvis Anneks I og II. Det er nevnt sju PFC'er og elleve CMC'er. Slam og slamholdige produkter er fortsatt ikke tillatt å omsette som gjødsel over landegrenser i den nye gjødselforordningen, men forordningen inneholder formuleringer som åpner for endringer i framtiden. I §58 står det for eksempel at det er stor teknologisk fremgang på resirkulering av næringsstoffer fra avfall, og at det bør være mulig å inkludere nye produkter og prosesser når kunnskapen om materialene og teknologiene er på plass.

Blant komponenter (CMC'er) som er nevnt, er såkalte STRUBIAS-produkter utviknet fra slam. STRUBIAS står for **struvitt**, **biokull**, **aske**, og beslektede produkter (for eksempel kalsiumfosfat og hydrokull). Disse produktene inneholder ofte mye fosfor og/eller karbon, elementer EU ønsker å ta bedre vare på. Det er til og med anbefalt av en rådgivende ekspertgruppe for økologisk landbruk (EGTOP - Expert Group for Technical Advice on Organic Production) å tillatte struvitt utviknet av avløpsslam som økologisk gjødsel, hvis det kan garanteres at det er fritt for patogener og forurensning. I tillegg til spørsmålet om STRUBIAS-produkter, er det ikke avklart om fiskeslam inngår som en godkjent CMC i den nye forordningen. Mattilsynet etterlyser dokumentasjon og data som viser at fiskeslam er trygt og har gode agronomiske egenskaper som de kan vise til representanter i EU.

Grenseverdiene for kadmium og PAH i den nye gjødselforordningen er en annen utfordring. Gjødselforordningen har en grenseverdi på kadmium i forhold til fosfor som er høyere enn det som er tillatt i Norge (137,4 mg/kg P vs 100 mg/kg P i Norge) for organiske gjødselprodukter. Norske myndigheter ønsker at grenseverdien senkes for hele EU/EØS, ellers er de usikre på om de vil tillatte import til Norge. Når det gjelder PAH, er det satt en maks grenseverdi på 6 mg/kg TS i både fast og flytende biorest som inngår som CMC i gjødselprodukter. Merk at dette gjelder komponenter til gjødselvarer, ikke selve gjødselvarene. Dette er selvsagt bra for mennesker og miljøet, men kan være krevende for bransjen å oppnå.

Man må huske at hovedformålet med den nye gjødselforordningen er en harmonisering av regelverket for alle EU og EØS/EFTA-landene, noe som ikke er tilfellet per i dag. Så lenge produkter og prosesser oppnår kravene i forordningen, kan de oppnå CE-merket, og kan dermed omsettes på det åpne markedet i EU og EØS/EFTA-landene. Samtidig tillater forordningen alle land å ha et internt marked med omsetning av gjødselprodukter som

følger egne forskrifter. Som et eksempel kan norske myndigheter fortsette å tillate bruk av gjødselprodukter som inneholder avløpsslam selv om EU-forordningen ikke tillater det, men produktene kan ikke selges eller omsettes utenfor Norge. Harmonisering betyr også at gjødselprodukter fra andre land lettere kan omsettes i Norge og konkurrere med norske produkter. Derfor er avklaringen om STRUBIAS-produkter og fiskeslam viktig for Norge. Hvis de blir godkjent som CMC i Annex II i gjødselordningen, kan det åpne opp et stort eksportmarked i Europa.

Det er viktig at den nasjonale slamstrategien som foreslås her, er i tråd med den nye gjødselordningen i EU. Uten en harmonisering av en ny norsk gjødselvarerforskrift med gjødselordningen, blir det vanskelig å selge et overskudd av fosfor til andre markeder i Europa hvor det er underskudd.

- **Animalie-biproduktforskriften**

Ved alle planer om å sambehandle slam med andre substrater, er det viktig å kontrollere om substratene er regulert i animalie-biproduktforskriften og hvilken kategori substratene tilhører. Ved behandling av avløpsslam alene er kravene til hygienisering gitt i gjødselvarerforskriften, men for de fleste andre typer substrater (unntatt fiskeslam fra ferskvannssoppdrett) vil det medføre strengere krav til hygienisering i henhold til

animalie-biproduktforskriften. Dette gjelder for eksempel for substrater som eksternt fett fra fettavskillere plassert foran kommunalt ledningsnett, matavfall fra storhusholdninger og fiskeensilasje som inneholder død fisk.

Teknologier og prosesser i bruk for sambehandling i dag

Prosessene i bruk for sambehandling av avløpsslam med fiskeslam og fiskeensilasje er hovedsakelig anaerob utråtning i biogassanlegg. Det er ikke kjent om noen av komposteringsanleggene for slam tar inn andre substrater enn de som brukes som strukturmateriale for komposteringsprosessen (flis, etc.).

Potensiale for mer sambehandling

Så lenge gjødselvarerforskriften inneholder bestemmelser om bruksbegrensninger på biores som inneholder slam, er det liten grunn til å tro at sambehandling vil få noe særlig større omfang enn i dag. Selv om mengde fiskeslam vil øke ved at matfisk-produksjonen flyttes på land eller skjer i lukkede merder, vil det være flere utfordringer knyttet til sambehandling. Dette er først og fremst saltinnhold i fiskeslam og lokalisering av oppdretts-anleggene, som ofte er plassert langt unna større tettbebyggelser med avløpsanlegg, noe som øker transportavstanden til et mulig felles biogassanlegg.

3.3. Slambehandlingsteknologier

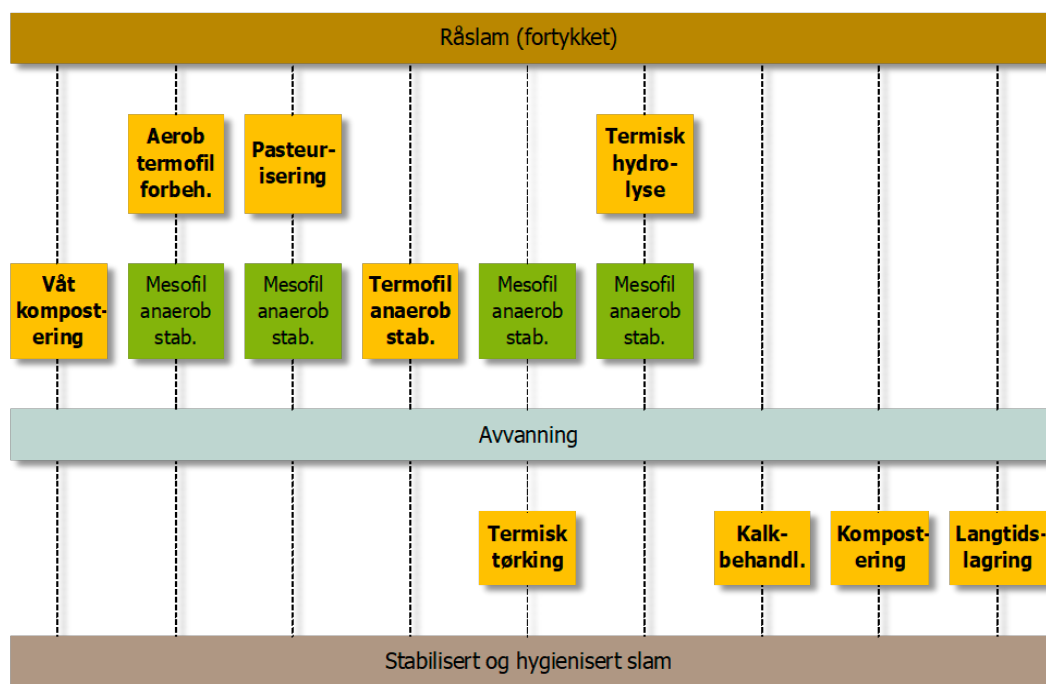
3.3.1. Generelt

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (gjødselvarerforskriften) (FOR-2003-07-04-951) regulerer behandling, lagring og bruk av avløpsslam og en rekke andre organiske avfallsprodukter. Forskriften inneholder bl.a. krav om stabilisering og hygienisering av slam og annet organisk avfall før bruk.

Kravet til stabilisering er generelt formulert og angir bare at slam ikke skal forårsake luktulempen eller andre miljøproblemer ved lagring og bruk, mens **hygieniseringskravet** er konkret og angir at hygienisert slam ikke skal inneholde *Salmonella*-bakterier eller infektive parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2500 pr. gram tørrstoff. I forslag til revidert gjødselvarerforskrift (2019) er TKB erstattet av *E.Coli*, og det er satt et krav om at innholdet av *E. Coli* skal være mindre enn 1000 pr. gram våt vekt (ikke pr. gram tørrstoff).

For å oppfylle kravene i gjødselvarerforskriften om stabilisering og hygienisering av avløpsslam, benyttes det i Norge ulike behandlingsmetoder (se figur 3.6). Noen av metodene kan gi både stabilisering og hygienisering av slammet i én prosess, mens de fleste omfatter en kombinasjon av prosesser for å oppnå både stabilisering og hygienisering.

For hver av behandlingsmetodene som er vist i figur 3.6, er det i etterfølgende kapitler en kort beskrivelse av metoden, en angivelse av vanlige anvendelsesområder, og det er gjort en vurdering av mulighetene for resirkulering av nyttestoffer. Når det gjelder ulike slambehandlingsmetoders innvirkning på innholdet av organiske miljøgifter i slam henvises det til kapittel 4.3.



Figur 3.6. Slambehandlingsmetoder som kan gi et stabilisert og hygienisert slam, basert på validering av metodene mhp inaktivering av parasittegg (*Ascaris suum*). De gule boksene utgjør hygieniseringstrinnet for hver metode.

3.3.2. Metoder basert på anaerob stabilisering

Anaerob stabilisering (biogassanlegg)

Beskrivelse

Anaerob stabilisering av slam innebærer nedbrytning av organisk stoff i slammet uten tilstedeværelse av fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket, oppvarmet tank hvor organisk materiale ved bakteriell nedbrytning (syreproduserende bakterier) omvandles til løste forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelser brytes så ned av en annen type bakterier (metanproduserende bakterier) til sluttproduktene metan (CH_4), karbondioksid (CO_2) og vann, og mindre mengder av andre gasser (N_2 , O_2 , H_2S), samt en biorest (utrånet slam) som består av inert materiale og den delen av det organiske materialet som ikke er omdannet i rånetanken.

Anvendelsesområde

Anaerob stabilisering brukes for å redusere lukt i tilknytning til lagring og bruk av slam, men metoden gir også en betydelig reduksjon av slammengdene samtidig som den gir fornybar energi (biogass). Metoden er mest benyttet ved renseanlegg med kapasitet over ca. 10.000 pe, men det er også blitt vanlig å bygge frittliggende biogassanlegg som tar imot avvannet slam fra mange renseanlegg i en region. Dette innebærer at biogassan-

legg kan være et økonomisk attraktivt alternativ for slambehandling også i områder hvor det ikke er noen renseanlegg med størrelse over 10 000 pe.

Anaerob stabilisering kan benyttes for de fleste typer slam, men er ikke aktuell ved kalkfelt slam på grunn av høy pH. Det er også blitt vanlig å tilføre andre typer forbehandlet organisk avfall til rånetanker med ledig kapasitet for å øke biogassproduksjonen. I slike tilfeller er det viktig å sjekke gjeldende regelverk (bl.a. animalie-biproduktforskriften) for håndtering av aktuelle avfallstyper og også innvirkningen av avfallet på de anaerobe nedbrytningsprosesser.

Biogassen som produseres, består av 60 - 70 % metan og 30 - 40 % karbondioksid og kan brukes direkte til produksjon av varmtvann eller strøm + varmtvann. Råbiogassen kan også oppgraderes til drivstoff for kjøretøy (biometan), konverteres til hydrogen eller leveres til naturgassnett der hvor dette finnes.

Anaerob stabilisering må kombineres med en hygieniseringsmetode eller prosessen må drives i det termofile området (55 °C eller mer) for at det utrånete slammet skal kunne tilfredsstille gjødselvarerforskriften (se etterfølgende prosesskombinasjoner).

Resirkulering av nyttestoffer

Karbon

Ved anaerob stabilisering vil 40-60 % av det organiske materialet (målt som flyktig tørrstoff) bli omdannet til biogass og vann. Dette er hovedhensikten med prosessen, og det er det lettest nedbrytbare organiske stoffet som vil bli fjernet. Gjenværende organisk stoff i slammet etter avvanning (bioresten) vil være tyngre biologisk nedbrytbart, men vil kunne utnyttes direkte ved bruk av bioresten i jordbruk, grøntarealer eller som ingrediens i jordblandinger.

Fosfor

Ved hydrolysen som er første trinn i nedbryting (spalting) av organisk materiale i råtnetanken, vil mye av de partikulære forbindelsene bli overført til kolloidal eller løst form. Dette innebærer bl.a. at mesteparten av det partikkelbundne fosforet i slam fra biologisk fosforfjerning vil bli løst ut og følge med rejektivannet ved avvanning av det utrånede slammet. For å kunne nyttiggjøre seg dette fosforet må det felles ut som magnesium-ammonium-fosfat (struvitt) eller som et Ca-fosfat, og det finnes en rekke leverandører av slike anlegg på markedet. Det utfelte fosforet kan enten brukes direkte som et P-gjødsel, eller det kan inngå som råstoff i produksjon av mineralgjødsel.

Dersom biogassanlegget skal behandle slam som inneholder **kjemikalier** (aluminium- eller jernforbindelser) som er brukt for fjerning av fosfor fra avløpsvannet, vil fosforet være så sterkt bundet til slampartikler at lite foreligger som fosfat-ioner etter utrånningen. Det samme kan skje dersom man blander slam fra biologisk fosforfjerning med kjemisk felt slam i en råtnetank. I slike tilfeller vil man ikke kunne felle ut fosforet fra rejektivannet, og fosforet vil følge med bioresten ut til det aktuelle bruksområdet, med de begrensninger som vil være knyttet til utnyttelsen av dette fosforet. I hvilken grad fosfor som løses fra biologisk slam, blir bundet til aluminium- og/eller jernforbindelser i det kjemisk felte slammet vil være avhengig av blandingsforholdet mellom biologisk slam og kjemisk felt slam.

Nitrogen

Ved nedbrytingen av organisk stoff i råtnetanker vil organisk bundet nitrogen bli omdannet til ammonium, og dette vil følge med rejektivannet ved avvanning av utrånnet slam. Dette ammoniumet kan gjenvinnes fra rejektivannet ved såkalt ammoniakk-stripping. Dette innebærer at man øker pH-verdien i rejektivannet ved dosering av et alkali (vanligvis kalk), slik at alt ammonium foreligger på gassform som ammoniakk, og deretter "strippes" ammoniakk-gassen av ved hjelp av store luftmengder. Ammoniakken passerer så et syrebad

med svovelsyre eller salpetersyre, og ammonium felles deretter ut som henholdsvis ammoniumsulfat eller ammoniumnitrat. Disse saltene kan benyttes i produksjon av mineralgjødsel eller til andre industrielle anvendelsesområder.

Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

Beskrivelse

Aerob, termofil forbehandling er i prinsippet samme prosess som våtkompostering. Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slammet og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff, siden dette skal skje i den etterfølgende anaerobe stabiliseringen.

For å få tilstrekkelig høye temperaturer i prosessen for hygienisering (> 60°C ved de aktuelle holdetider), må det som oftest tilføres varme i tillegg til den som utvikles i prosessen, og det benyttes ulike typer varmevekslere for dette.

Råtnetanker bør tilføres slam jevnt fordelt over hele døgnet, og det innebærer at den aerobe, termofile forbehandlingen også må ha ut- og innpumping av slam mange ganger i døgnet. Det er vanlig å benytte 10 - 15 innpumper av slam per døgn, dvs. at det teoretisk sett blir en holdetid på 1,6 - 2,4 timer mellom hver innpumping av råslam.

Avtrekksluften fra den aerobe, termofile forbehandlingen har en sterk lukt, og det kan være nødvendig å foreta de samme luktbegrensende tiltak som ved våtkomposteringsanlegg.

Anvendelsesområde

Det er flere mellomstore renseanlegg (15.000 - 50.000 pe) som har installert denne metoden i Norge, og den kan benyttes på de fleste typer slam.

Pasteurisering + anaerob stabilisering

Beskrivelse

Pasteurisering innebærer å utsette slammet for en viss temperatur (minimum 70 °C) i så lang tid (minimum 30 minutter) at bakterier og parasitter i slammet blir inaktivert. Slammet kan varmes opp ved hjelp av varmevekslere (som er det vanligste ved norske renseanlegg), ved lavtrykkdamp som blåses inn i slammet eller ved hjelp av en gassbrenner neddykket i slammet. Ved bruk av varmevekslere er det vanlig at slam ut fra råtnetankene varmeveksles med inngående råslam, og temperaturen på dette økes ytterligere ved at

det deretter varmeveksles med utgående slam fra pasteuriseringsenheten. Til slutt heves temperaturen til min. 70°C ved at slammet varmeveksles med varmt vann eller damp.

Anvendelsesområde

Denne metoden kan i prinsippet benyttes for alle anleggsstørrelser hvor det er aktuelt å bruke råtnetanker for stabilisering av slammet. Ved store anlegg (> ca. 50.000 pe) benytter man normalt helkontinuerlig drift av pasteuriseringsanlegget, men på mindre anlegg produseres det ikke nok slam til at man kan pumpe det gjennom pasteuriseringen kontinuerlig uten å få for lave hastigheter i pumpeledningene. Man bruker da satsvis drift, dvs. anlegget driftes ikke kontinuerlig gjennom hele døgnet.

Termisk hydrolyse i kombinasjon med anaerob stabilisering

Beskrivelse

Termisk hydrolyse innebærer en oppvarming av slam til 140-180 °C ved hjelp av damp, og trykket øker til 4 - 7,5 bar. Slammet fortykkes (for-avvannes) vanligvis til 12 - 20 % TS-innhold før den termiske hydrolysen, og det er mulig å mate en råtnetank med hydrolysert slam som har et TS-innhold på 10-12 %, siden det hydrolyserte slammet har en vesentlig lavere viskositet enn ubehandlet slam. Behandlingen medfører en sterilisering av slammet.

Ved bruk av termisk hydrolyse brytes cellestrukturene ned slik at det organiske materialet er lettere tilgjengelig for bakteriene i råtnetanken. Anlegg med termisk hydrolyse produserer derfor mer biogass enn anlegg der slammet ikke er termisk hydrolysert, gitt lik oppholdstid i reaktorene (typisk 15-20 døgn). Forskjellen er størst for biologisk og biologisk-kjemisk slam.

Bindingene mellom vann og det organiske materialet brytes også ved termisk hydrolyse, slik at det avvannede slammet har høyere TS-innhold etter sluttavanningen enn der slammet har vært utråtnet uten termisk behandling.

Som følge av økt omdanning av organisk materiale til biogass frigjøres noe mer nitrogen i form av ammonium i råtnetanken enn ved konvensjonell utråtning. Ved avvanning av slam som er termisk hydrolysert og utråtnet, frigjøres svært lite lukt i form av flyktige organiske forbindelser ettersom slammet normalt vil ha en høy grad av stabilisering. Noe ammoniakk vil imidlertid frigjøres, og det bør derfor installeres et avtrekk som leder til et egnet system for luktbehandling.

Rejektvannet fra avvanning av termisk hydrolysert slam vil ha høyere konsentrasjon av organisk stoff og nitrogen enn rejektvann fra avvanning av utråtnet slam som ikke er termisk hydrolysert.

Anvendelsesområde

Metoden benyttes ved mellomstore og store renseanlegg eller der hvor man ønsker å øke kapasiteten på eksisterende råtnetankanlegg uten å utvide råtnetankvolumet, eller ved nyanlegg hvor man ønsker å maksimere biogassproduksjonen og redusere mengden slam som skal transporteres ut fra anlegget. Metoden benyttes også for biogassanlegg som skal ta imot Kategori 2 organisk materiale (jf. animalie-biproduktforskriften), siden slammet blir sterilisert under den termiske hydrolysen.

Anaerob stabilisering + termisk tørking

Beskrivelse

Etter mesofil utråtning kan slammet tørkes for å bli hygienisert.

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slammet etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85 - 90 % TS-innhold i slammet, og slammengdene etter tørking utgjør da bare 25 - 35 % av slammengdene etter avvanning. Deltørking til rundt 50 % TS er også aktuelt før monoforbrenning av slam.

Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffinnholdet i slammet være over ca. 85 % for å få god lagringsstabilitet. Tørket slam (85 - 90 % TS) vil foreligge som en relativt inhomogen masse bestående av alt fra finkornet pulver til større klumper, dersom det ikke benyttes utstyr for å pelletere eller granulere slammet.

Anvendelsesområde

Tørkeanlegg for slam er mest aktuelt for mellomstore og store renseanlegg (større enn ca. 50.000 pe) og spesielt der hvor slammet ikke brukes på jordbruksarealer, men skal brukes på ulike typer grøntarealer, inngå i jordblandinger eller brukes som råstoff for produksjon av organiske gjødselprodukter. Det er få renseanlegg som fortsatt tørker slam i Norge.

3.3.3. Metoder basert på aerob stabilisering

Aerob stabilisering av slam omfatter både våtkompostering og kompostering (ranke- og reaktorkompostering). Anlegg for våtkompostering er ikke lenger i drift i Norge for slam fra kommunale avløpsrenseanlegg, mens det fortsatt finnes en rekke komposteringsanlegg for slam.

Kompostering

Beskrivelse

Aerob kompostering er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i avannet slam under tilgang på oksygen. I denne prosessen er det aerobe bakterier som utvikler varme ved nedbrytning av organisk stoff, slik at temperaturen i prosessen stiger til mellom 40 og 70 °C.

De mest brukte metodene for slam er:

- Storrankekompostering med aktiv eller passiv lufting
- Reaktorkompostering

Storrankekompostering med aktiv eller passiv lufting.

For å få tilstrekkelig oksygenoverføring i slammet tilsettes strukturmateriale (bark, flis, oppmalt hageavfall) til det avannete slammet. I praksis brukes det ofte 1 del strukturmateriale på 2 deler slam. Hageavfall/flis kvernes til fraksjon 0-100 millimeter, og slam og strukturmateriale blandes på et tilrettelagt område og legges så i en storranke.

Når det benyttes aktiv lufting, legges ranken på perforerte rør eller en kombinasjon av perforerte rør og engangspaller eller grovkunst strukturmateriale. Rankene bygges ca. 3 meter høye og ca. 6 meter brede. Hele ranken dekkes så med ferdig kompost som inneholder strukturmateriale. I enden av rankene er det en vifte som blåser luft inn i de perforerte rørene. Viften styres ut fra et ønske om at oksygeninnholdet skal ligge mellom 12 og 16%, og den kjører etter fastlagte intervaller. For å sikre god omdanning av slammet ligger rankene i 16-24 uker før de lastes ut.

Ranker med passiv lufting, dvs. ingen luftinnblåsing, blir som oftest lastet om (vendt) 2-4 ganger for å gi en god komposteringsprosess. Metoden krever lenger tid til komposteringsprosessen, gjerne 6-10 mnd., og ellers gjelder den samme temperatur/tid-kombinasjonen som for ranker med aktiv lufting.

Ferdige ranker lastes ut og siktes på 20-40 millimeter sikt. Strukturmateriale som siktes ut, brukes om igjen som strukturmateriale. Ferdig siktet kompost kan videre gjennomgå ettermodning eller bli brukt direkte avhengig av bruksområde.

Reaktorkompostering

Ved reaktorkompostering inngår avannet slam og strukturmateriale i en lukket prosess hvor driftsbetingelsene kan holdes optimale, slik at ferdig kompost kan tilfredsstille gjødselvars-forskriften med kortere behandlingstid enn ved rankekompostering. Første del av komposteringsprosessen forgår i en lukket beholder eller komposteringshall med vanlig behandlingstid på mindre enn to uker.

En enklere variant av reaktorkompostering er kompostering i plaststrømpe. Slam og strukturmateriale lastes opp i et blandeverk som beveger seg over komposteringsplata og legger igjen strømpen med komposteringsmassen. Strømpene har typisk et volum 120 – 400 m³. Luft blåses inn i en slange i bunnen av strømpen og slipper ut via ventiler på toppen.

Anvendelsesområde

Kompostering av slam er fortsatt mye brukt i Norge, og metoden benyttes særlig av en del avfallsselskaper som behandler septikslam og slam fra mindre renseanlegg, som oftest i områder hvor slammengdene er små. Dette gjelder særlig i Rogaland, Vestland og Møre og Romsdal.

Ved kompostering av slam vil resirkulering av nyttestoffer (organisk stoff, fosfor og nitrogen) måtte skje gjennom bruk av komposten på ulike typer jordarealer, og det er ingen muligheter for å hente ut fosfor eller nitrogen på samme måte som ved biogassanlegg.

3.3.4. Kalkbehandling

Beskrivelse

For å oppnå tilstrekkelig hygienisering av slam i henhold til gjødselvarsforskriften, må kalkbehandlingen skje ved tilsetning av brent (ulesket) kalk til avannet slam for å få den nødvendige temperaturøkning i slammet. Da vil man i tillegg til pH-økning også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Temperaturøkningen i slammet vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde og TS-innholdet i det avannede slammet. I tillegg vil isoleringen av lagertanken for det kalkbehandlede slammet avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring.

En del av vannet i slammet vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe pga. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammet.

Anvendelsesområde

Kalkbehandling av slam benyttes mest på små og mellomstore anlegg, hvor det ikke er aktuelt å bygge biogassanlegg, og hvor slammet primært skal brukes på landbruksarealer. Det kan også være aktuelt å bygge kalkbehandlingsanlegg som en reserveløsning der hvor slammet primært behandles i et biogassanlegg. Kalkdoseringsutstyret kan da ved normal drift eventuelt brukes for å tilsette hydratkalk eller landbrukskalk (kalkstein) til slammet for å øke brukerinteressen i landbruket og for å øke fosfortilgjengeligheten i slammet (landbrukskalk bidrar mindre her). Ved behov kan anlegget enkelt konverteres til et hygieniseringstrinn ved å dosere brent kalk til det avvannete slammet.

På grunn av en midlertidig stabiliseringseffekt er det viktig å være klar over at kalkbehandlet slam kan forårsake luktulempen ved lengre tids lagring. Det er også viktig å være klar over at en del av nitrogenet i slammet tapes ved den ammoniakk-avdrivingen som skjer ved innblanding av brent kalk i avvannet slam.

3.3.5. Langtidslagring og enkel rankekompostering

Beskrivelse

Langtidslagring av slam innebærer at avvannet slam lagres i hauger eller ranker i minimum 3 år, uten tilførsel eller uttak av slam i lagringsperioden. Etter endt lagringsperiode skal slammet transporteres vekk for endelig disponering.

Med «enkel rankekompostering av slam» menes at avvannet slam blandes med et struktur-materiale (bark, flis, knust hageavfall, etc.) og lagres i hauger eller ranker over en periode på minimum 2 år, og eventuelt med 1-2 vendinger av haugene/rankene pr. år.

Anvendelsesområde

Langtidslagring og enkel rankekompostering av slam bør bare brukes for små slammengder og i de deler av landet hvor det er store avstander til andre slambehandlingsanlegg som kan produsere et slamprodukt med bedre bruksegenskaper og som har lavere klimagassutslipp ved selve slambehandlingen.

Langtidslagring og enkel rankekompostering vil gi et slamprodukt som ikke er garantert fritt for plantepatogener (f.eks. potetcystenematoder), og det vil fortsatt inneholde spire-dyktige ugrasfrø, med mindre man sørger for overdekning av slammet i lagringsperioden med armert jordduk («jordbærduk») som kan hindre at ugrasfrø overlever langtidslagringen. De mest aktuelle bruksområder for langtidslagret slam vil derfor være toppdekke på deponier, nydyrkingsområder og på

grøntanlegg hvor noe ugrasfrø og plantepatogener kan aksepteres.

3.3.6. Termisk destruksjon

Generelt

Termisk destruksjon av avløpsslam er hittil bare benyttet ett sted i Norge (Ålesund) på grunn av høyt innhold av organiske miljøgifter i slammet. Økende slammengder, begrensninger i slammengder pr. arealenhet i jordbruket og økt søkelys på mikroforurensninger i slammet kan gjøre destruksjon mer aktuelt. Det gis derfor en kort beskrivelse av noen metoder uten at det gis dimensjonerende verdier, da disse i stor grad er leverandørvhengige.

Pyrolyse

Beskrivelse

Pyrolyse er en prosess der det ved temperaturer på 400-800 °C uten tilgang på oksygen blir satt i gang en produksjon av gasser, blant annet metan, som forbrennes videre i prosessen. Pyrolyse er ikke det samme som forbrenning. Lite oksygen forhindrer at materialet brenner opp, og ca. 50 % av karbonet er igjen etter pyrolysen.

For pyrolyse av slam benyttes det en to-trinns prosess med først tørking og deretter pyrolyse av slammet. Slammet med en TS på 20 % blir først tørket til 90 % før det blir ført inn i pyrolysedelen av anlegget. I trinn to blir slammet pyrolysert i et lukket kammer ved 500-600 °C. Ved pyrolysen frigjøres det blant annet metan ved anaerob forbrenning. Metanen som produseres, blir så igjen brent og produserer varme, og den brukes videre for å tørke slammet. Sluttproduktene er vann, bioolje, biokull og overskudd av termisk energi. Biokull kan benyttes som jordforbedringsprodukt da det er har gode jordforbedrende egenskaper og vil inneholde fosforet som i utgangspunktet var i slammet. Plantetilgjengelighet av fosforet blir imidlertid redusert i pyrolyseprosessen (se kap. 2.1.2). Avhengig av hvordan prosessen styres med hensyn til temperatur og oppholdstid, kan man bestemme om sluttproduktet skal være mest biokull eller mest bioolje.

Anvendelsesområde

Pyrolyse er ikke brukt ved norske avløpsrensaneanlegg, men er noe brukt i fiskeoppdrettsindustrien. Avløpsslam kan vise seg å være uegnet til produksjon av biokull, da oppkonsentrering av uorganisk materiale i biokull kan gi for høye konsentrasjoner av tungmetaller, blant annet sink og kobber, sammenlignet med klassegrensene i gjødselver forskriften.

Forbrenning

Beskrivelse

Forbrenning av slam gjøres i to former: monoforbrenning eller samforbrenning.

Samforbrenning foregår sammen med andre materialer, som kull eller ulike typer avfall. Noen steder benyttes slam og andre typer avfall i sementproduksjon, der slammet blir forbrent sammen med kalkstein og blir til en del av sluttproduktet sement. Det anbefales ikke å benytte samforbrenning for slam da det vil gi lavere konsentrasjon av fosfor i askeresten, og dermed vanskeliggjøre fosforgjenvinning. Et unntak kan være dersom det forbrennes med rent trevirke.

Forbrenning utføres ved temperaturer på 850-950 °C. Temperaturer under 850 °C kan føre til lukt- problemer og over 950 °C kan føre til askesintrang. Tørket slam blir ført til forbrenningskammeret der det blir tilsatt energi for å starte prosessen.

Ved monoforbrenning vil prosessen opprettholdes dersom slammet har høyere TS-innhold enn 55%. Ved lavere TS-innhold må det tilføres eksternt drivstoff eller benyttes et separat tørketrinn for slammet før brennkammeret.

Både råslam og utrånet slam kan benyttes i prosessen. Holdetid på slammet under etterbrenning er på minimum 2 sekunder ved 850 °C for å være sikker på tilfredsstillende forbrenning.

Den varme eksosen fra forbrenningen brukes til å produsere varmt vann og mettet damp. Eksosen går videre til skrubber for å fjerne tungmetaller og syrer. Deretter går gassen gjennom et filter for å fjerne askerester og eventuelt til slutt gjennom en vannskrubber før den rensede gassen slippes ut. Asken fra prosessen samles og sendes eventuelt til videre behandling for fosforgjenvinning.

Fluidized bed er ovnstypen som best egnet for forbrenning av slam. Leverandører har ofte egne teknologier som benyttes i dimensjoneringen av anleggene.

Anvendelsesområde

Monoforbrenning av slam benyttes ved noen store slamanlegg/slamsentraler i Europa, spesielt i Sveits og Tyskland som har restriksjoner på spredning av slam til landbruk, og hvor det er stilt krav om gjenvinning av fosfor fra avløpsvannet ved større renseanlegg. Fosforet skal da kunne gjenvinnes fra asken, men foreløpig lagres asken ved de fleste anlegg i påvente av bedre teknologi for ekstraksjon av fosfor og høyere pris for fosfor som råstoff.

4. Underlag for vurdering av muligheter for eliminering av skadestoffer

4.1. Miljøgifter og uønskede forbindelser – innhold i slam og risiko ved bruk

4.1.1. Innhold av miljøgifter og uønskede forbindelser i slam

Det foreligger mange analyser av miljøgifter og uønskede forbindelser i avløpsslam. Det inkluderer tungmetaller, de velkjente og gamle organiske miljøgiftene som nå er forbudt, og en lang rekke organiske miljøgifter som i senere år har blitt forbudt eller er under vurdering for å bli forbudt på grunn av dokumentert stor risiko for miljø, dyr og mennesker. Eksempel på forbindelser som er forbudt i henhold til Stockholm konvensjonen (Annex A – eliminasjon, se kap. 4.3), er PCB (polyklorerte bifenyl), SCCP (kort-kjedede klorerte parafiner), PFOS (perfluoroktan sulfonat) og PFOA (perfluoroktansyre)-relaterte forbindelser, og deca-bromodiphenyl eter (deca-BDE).

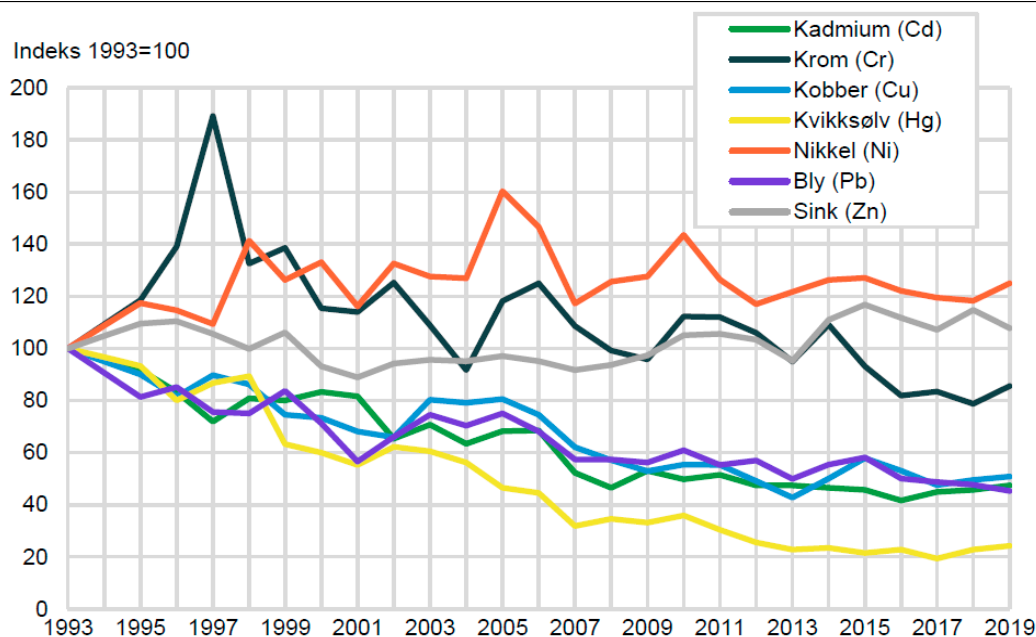
Det finnes utallige publikasjoner og rapporter om kartlegging og screening av organiske miljøgifter i miljøet og i avløpsvann og slam fra avløpsrenseanlegg (se referanseliste og uthevede referanser). Avløpsbransjen gjennom Norsk Vann har selv initiert kartlegging av miljøgifter i avløpsslam, og disse har vært gjennomført hvert 5. år siden 1996/97 (Paulsrud m.fl., 1997; Nedland og Paulsrud, 2002; Blytt 2007; Blytt m.fl., 2013; Blytt og Stang, 2019). Denne kartleggingen har vært gjort i samarbeid med Miljødirektoratet som har bidratt både finansielt og med kunnskap og innspill om miljøgifter. Resultatene fra kartleggingen for 2022/23 forventes foreligge høsten 2023. Fra neste runde vil det være Miljødirektoratet som overtar ansvaret for organisering og gjennomføring av denne 5. årlige kartleggingen.

Miljødirektoratet har også gjennomført en rekke screeningsprosjekter hvor analyser av avløpsslam har vært inkludert. Det finnes også en rekke nordiske kartleggings- og screeningsprosjekter, men her kan spesielt nevnes rapporten «PFASs in the Nordic environment. Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and extractable organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment» (Kärrman et al., 2019) som viser hvor stor andel av forløperne til PFOS og PFOA som foreligger i avløpsvann. Det er dessuten gjennomført en rekke kartlegginger og screeningsprosjekter av legemiddelrester og kosmetikk i avløpsvann og slam. Allerede i 2002 fikk Legemiddelverket i Sverige i oppdrag fra den svenske regjeringen å vurdere miljøpåvirkning av legemidler og kosmetikk (Läkemedelsverket, 2004). Norsk Vann har nylig gitt ut en rapport med en sammenstilling av litteratur over

mikroforurensinger og legemidler i norsk avløpsvann, der også innhold og skjebnen av disse stoffene i avløpsslam er inkludert (Vik, E.A., 2022).

Informasjon om innhold av tungmetaller i avløpsvann og slam samles inn som en del av pålagte (pliktige) analyser av avløpsvann og slam (forurensningsforskriftens kapittel 11. Dette gjøres i et samarbeid mellom Statistisk sentralbyrå, SSB, og Miljødirektoratet (se figur 4.1). Dataene er hentet både fra avløpsrapporteringen til Miljødirektoratet via Altinn og fra Kommune-stat-rapporteringen (KOSTRA).

Tungmetallene kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn) analyseres månedlig i avløpsslam fra de fleste renseanlegg, men As, som ikke er et tungmetall, men som det nå er foreslått grenseverdi for i gjødselvarer, inngår i dag ikke. Figur 4.1 viser relative endringer i tungmetall-konsentrasjonen i norsk avløpsslam i perioden 1993-2019. Det har vært en klar og jevn nedadgående trend for Hg, Cd, Cu og Pb, mens trenden for Cr synes mer nedadgående de siste årene og Zn og Ni har ingen klar nedadgående trend. I sammenligning med en del andre organiske avfallsprodukter for bruk som gjødselvarer, har avløpsslam lav variasjon i konsentrasjonene.



¹ Tall for 1994 eksisterer ikke og er i figuren kun «trukket» i form av direkte linje fra året 1993 til 1995.

Kilde: SSB - Avløp, SESAM (Miljødirektoratet), KOSTRA (SSB) og Altinn (Miljødirektoratet)

Figur 4.1. Relative endringer i tungmetall-konsentrasjonene i norsk avløpsslam fra 1993-2019 (Berge & Sæther, 2019).

Det har vært et økende søkelys på mikroplastpartiklers tilstedeværelse i miljøet og mulige effekter på helse og miljø. Norsk Vann har sammenstilt kunnskap om mikroplast i drikkevann (Uhl m.fl., 2018) og mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord (Skogerbø m.fl., 2020). Disse sammenstillingene gir et godt bilde av kunnskapsstatus og mye av tekst og forslag om videre strategi er hentet fra dette arbeidet. Generelt er kvantifisering av mikroplast problematisk - og for nanoplast enda mer utfordrende - noe som har gitt store variasjoner i resultater og i litteraturen.

De viktigste kildene til mikroplast i jordbruksjord er plastdekking, og i noen grad avløpsslam (Steinmetz m.fl., 2016; Hurley og Nizzetto, 2018). Plastdekking etterlater vesentlige mengder plastrester i jord som over tid kan brytes ned til mikroplast. Andre kilder kan være kompost og fermentert bioavfall (Bläsing og Amelung, 2018; Weitmann m.fl. 2018).

Mesteparten av mikroplasten som finnes i våre omgivelser har opphav fra syntetiske materialer som for eksempel tekstiler, dekk, flasker, og er et resultat av slitasje etter bruk og nedbryting. Viktige kilder til mikroplast i avløpsvann er klesvask og bildekk (Sundt m.fl., 2014; Vogelsang m.fl., 2018;

Lassen m.fl., 2015; Hurley og Nizzetto, 2018; Zubris og Richards, 2005; Horton m.fl. 2017; Kelly m.fl., 2019).

Plast inneholder ofte tilsetningsstoffer, for eksempel plastmyknere som ftalater og bisfenol A, og flammehemmere som PBDE, som vil lekke ut over tid. Med hensyn på humant opptak av tilsetningsstoffer til plast tyder både analyser og teoretiske vurderinger at mikroplast ikke vil være noen vesentlig kilde til slike stoffer (EFSA, 2016; Rist m.fl., 2018; Zimmermann m.fl. 2019; Gyllenhammar m.fl., 2012; Teuten m.fl., 2009).

4.1.2. Risiko og etablering av grenseverdier

Etablering av kunnskapsbaserte grenseverdier er viktig for trygg gjenbruk av organiske ressurser som gjødselvarer og jordforbedringsmidler.

Vitenskapskomiteen for miljø og mattrygghet, VKM, foreslo en tilnærming for å vurdere spredning av legemidler og tungmetaller og andre organiske miljøgifter via avløpsslam til jord (VKM, 2009). Samme tilnærming er videre brukt i risikovurdering av Cu og Zn i husdyrgjødsel (VKM, 2014) og en risikovurdering av alle tungmetaller som inngår i gjødselregelverket (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) og arsen (As) (felles benevnelse

potentielt toksiske elementer, PTE) i en rekke organiske gjødsel og jordforbedringsprodukter og mineralgjødsel (VKM, 2022). Tilnærmingen er basert på retningslinjene i EUs Technical Guidance Document, TGD (ECB, 2003), men er tilpasset norske forhold. Den tar hensyn til ulike bruksområder av slamm, og det er valgt å inkludere 12 forskjellige eksponeringsveier, vist i figur 4.2. I tilnærmingen til VKM (2009) inngikk ikke mennesker som spiser fisk/sjømat slik som det gjør i tilnærmingen for human eksponering fra ECHA (2016) (fra ECB, 2003). I ECHAs tilnærming inngår avrenning fra land til resipient, og opptak i fisk som spises av mennesker (figur 4.3).

For å etablere grenseverdier basert på risikovurdering er det en rekke parametere, data og informasjon som er nødvendig kunnskap, men som per i dag ikke er tilgjengelig. Det kan være data og kunnskap som finnes, men ikke er samlet inn, sammenstilt og gjort tilgjengelig, eller informasjon som ikke finnes.

Grenseverdiene for miljøgifter varierer avhengig av bruksområdet for ulike gjødselvarer og jordforbedringsprodukt. Grenseverdier i vekstmedier er ofte lavere enn i jordblandinger eller andre gjødselvarer brukt i landbruket.

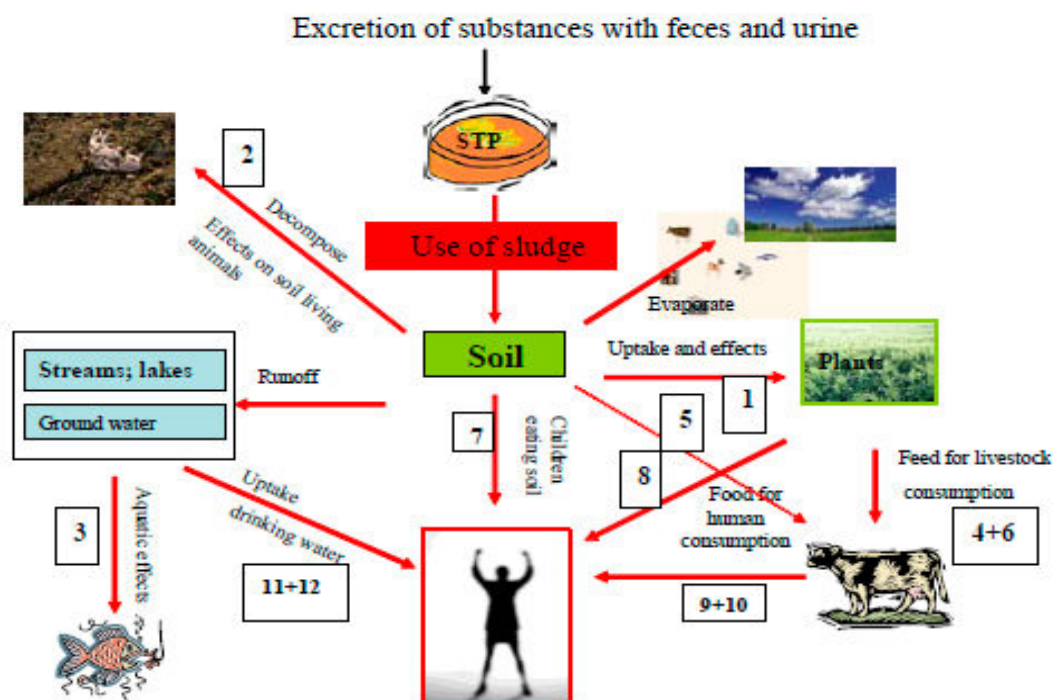
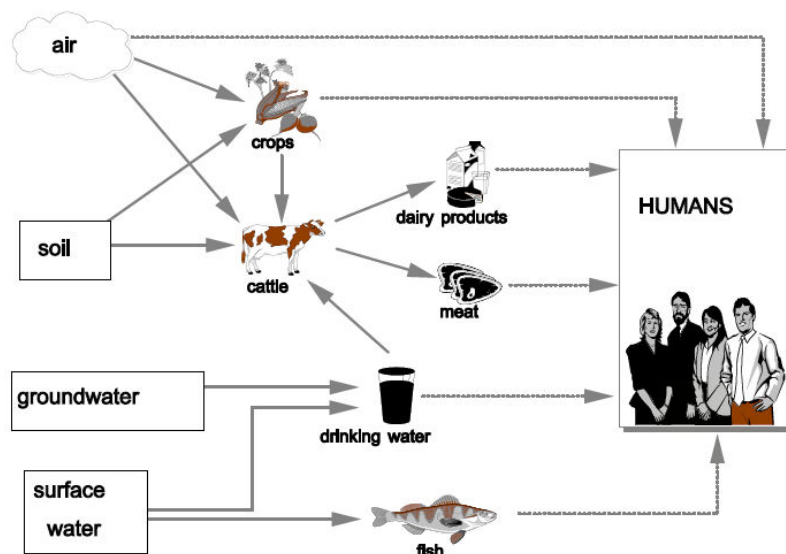


Figure 5. Overview of the exposure routes after use of sewage sludge as soil conditioner. The 12 exposure routes to be assessed are indicated with numbers.

Figur 4.2. De 12 eksponeringsveiene som benyttes til å bestemme hvordan bruk av avløpsslam til jordforbedring kan påvirke menneske- og dyrehelse, jord- og vannmiljø (fra VKM, 2009).



Figur 4.3. Eksponeringsruter som inngår i indirekte human eksponering av miljøgifter via miljø (ECHA, 2016).

Miljødirektoratet har ønsket å etablere grenseverdier for utvalgte organiske miljøgifter i avløpsslam, og det er laget et forslag til grenseverdier for utvalgte organiske miljøgifter (Blytt et al., 2018). Valg av tilnærming og metodikk for utvikling av grenseverdier er avgjørende for resultatet. Det samme gjelder valg av parametere som inngår i beregningene som gjøres. For alle typer miljøgifter gjelder det fordelingskoeffisienter (for eksempel fordelingskoeffisienten jord/vann, K_d), overføringsfaktorer (TF) eller akkumuleringsfaktorer (BCF) til planter, og toksisitets/risikonivåer som er etablert (for eksempel predicted-no-effect-concentration, PNEC, i jord, vann og sediment). For organiske miljøgifter er nedbrytningskinetikk (for eksempel halveringstiden, LD_{50}) også nødvendig kunnskap. I arbeidet med etablering av grenseverdier i 2018, var valgte halveringstider for en del forbindelser ikke tilstrekkelig godt nok vurdert. I en separat vurdering av anvendt metode og tilnærming som

ble gjort for Miljødirektoratet (Eggen m.fl., 2019), ble det konkludert at valg av halveringstid med maksimum 365 dager, også brukt for de mest persistente miljøgifter, ikke var tilstrekkelig realistisk, og kan føre til en betydelig underestimert av akkumulering av miljøgifter i jord over tid. Bruk av normverdier som er utviklet for forurenset grunn, som akseptabel «bakgrunnskonsentrasjon» i jord for matproduksjon, er heller ikke godt nok vurdert.

Tabell 4.1. viser beregnet forslag til grenseverdier samt forslag til justerte grenseverdier tilpasset et mer «realistisk» nivå i forhold til eksisterende konsentrasjoner i norsk slam (Blytt m.fl. 2018)

Miljødirektoratet la i 2021 frem et forslag til grenseverdier for DEHP (50 mg/kg TS), PFOS og PFOA (0,04 mg/kg TS), og PCB7 (0,04 mg/kg TS), men status for forslaget er ukjent.

Tabell 4.1. Oversikt over foreslåtte grenseverdier for utvalgte organiske miljøgifter (Blytt et al. 2018).

Organiske miljøgifter	Grenseverdier ¹ mg/kg TS	Justerte grenseverdier ² mg/kg TS
DEHP	50	50
PFOS og PFOA3	0,1	0,1
SCCP	0,9 / 2	2
HHCB	0,5 / 10	10
AHTN	0,6 / 10	10
BDE-209	0,5	0,5
PCB 7	0,004	0,02
NP + NPE	4	10

¹ Forslag til grenseverdier basert på normverdiene i jord (Blytt et al., 2018); ²Justerte grenseverdier (Blytt et al., 2018);

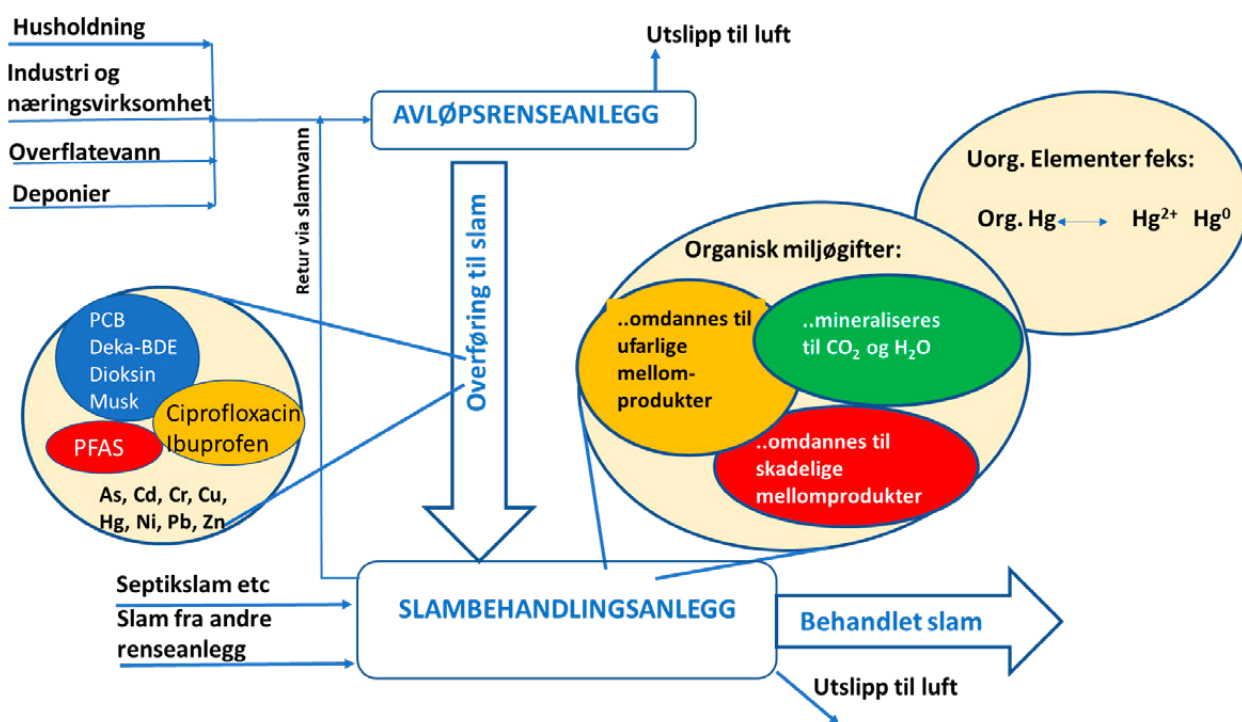
³ Forslaget gjelder PFAS og ikke bare enkeltforbindelsene PFOS og PFOA.

4.2. Hva og hvor mye kan reduseres gjennom slambehandlingen

Renseprosessene i avløpsrenseanlegg har primært vært designet for fjerning av partikulært stoff, organisk stoff og næringsstoffene fosfor og nitrogen, og ikke miljøgifter. Valg av prosesser i anlegget og miljøgiftenes egenskaper påvirker og bestemmer hvilke veier miljøgifter tar; for eksempel hvor stor andel overføres til slam og hvor mye forlater anlegget via rensset avløpsvann, hvor mye og hvordan de omdannes, og om det dannes skadelige mellomprodukter.

Med økende søkelys på innhold av miljøgifter – spesielt legemidler som tilføres renseanlegg via urin og avføring – er det nå også foreslått mer avanserte renseprosesser som kjemisk oksidasjon og bruk av aktivt kull for å bedre renseeffekten også for denne type forbindelser (Johannessen et al., 2020). Figur 4.4 viser en generell prin-

sipp-skisse av ulike påslippskilder til avløpsrense- og slambehandlingsanlegg, og ulike veier organiske miljøgifter kan ta. Miljøgifter kan grupperes på ulike måter og her er en måte å vise dette på: relativt hydrofobe miljøgifter (høy grad av binding til partikler og organisk materiale) eksemplifisert med PCB, dioksin, deca-BDE og muskforbindelser; hydrofile miljøgifter (mer vannløselige) eksemplifisert med to legemidler (ibuprofen og ciprofloxacin) og perfluoreerte forbindelser som består av svært mange ulike stoffer, men hvor mange er overflateaktive og er verken hydrofile eller hydrofobe. Det er viktig å merke seg at også miljøgifter med høy vannløselighet kan ha høy grad av binding til partikler og organisk materiale fordi de er sterkt ladde under relevante pH-forhold.



Figur 4.4. Oversikt over mulige transportveier for organiske miljøgifter i et avløpsrenseanlegg med slambehandling (modifisert figur fra Paulsrud og Lyngstad, 2003).

Det er en rekke rapporter og publikasjoner som har undersøkt eller beskriver hvordan ulike forhold og faktorer påvirker overføringen av organiske miljøgifter i avløpsvann til avløpsslam, og her inngår blant annet:

- konsentrasjonen i avløpsslam (tiltak – redusere påslipp)
- valg av renseprosess og rekkefølge på ulike renseprosesser
- optimalisering av prosessforhold og styring av prosessforholdene
- stoffenes fysisk-kjemiske egenskaper.

Overføring av organiske miljøgifter til slam avhenger av stoffenes evne (egenskaper) til å bindes/assosieres til partikler og organisk materiale som er til stede i avløpsvannet eller blir til i løpet av behandlingsprosessen i anlegget. Mens de fleste av de «gamle» miljøgiftene var sterkt hydrofobe og enklere å forutsi binding til slam, har mange av de «nyere» miljøgiftene kjemiske strukturer som gjør de mer vanskelig å predikere skjebnen i ulike renseprosesser. Legemidler er en gruppe stoffer som har svært ulike kjemiske egenskaper og dermed også ulike bindings- og nedbrytningsegenskaper.

Ett eksempel på det er metformin som i risikovurderingen av slam i 2009 (VKM, 2009) ble antatt ikke overført til slam på grunn av svært høy vannløselighet, men viste seg blir overført til avløpsslam (funnet i 6 av 6 innløps-, utløps- og slamprøver og maksimum konsentrasjon i slam på nær 8 mg/kg TS) (TemaNord rapport, 2019; Huber et al., 2013).

Mange stoffer har funksjonsgrupper som endrer ladning avhengig av pH. Hvilke pH-verdier som endrer stoffets ladning, varierer og vil avhenge av stoffstrukturen og stoffets dissosierings-koeffisient (pH hvor forholdet mellom de ulike ladningene er lik, for eksempel et stoff med en basisk funksjonsgruppe).

Mange organiske miljøgifter kan i større eller mindre grad omdannes biologisk; enten mikroorganismer som bruker de som vekstsubstrat, som ko-metabolisme (har andre forbindelser som brukes som karbonkilde), eller en blanding av dette hvor bakterier bruker forbindelsen både som karbon og energikilde og kan omdanne stoffet til vann og karbondioksid (fullstendig mineralisering). Miljøgifter med en kjemisk struktur som lett lar seg bryte ned, er ikke en utfordring så lenge konsentrasjonene er svært høye. Miljøgifter i relativt lave konsentrasjoner er derimot et problem hvis de omdannes svært langsomt eller ikke i det hele tatt under de betingelsene som er i de biologiske prosessene i renseanlegget (lang nok oppholdstid og tilstedeværelse av mikroorganismer

som kan bryte ned miljøgiften). Type reaktor og oppholdstid er viktig for nedbrytningsprosessen.

De fleste miljøgifter (hvis ikke de har så lav omdanning at de betraktes som persistente) omdannes raskere ved tilgang til luft (aerobe prosesser) enn uten (anaerobe prosesser). Reduserte forbindelser som for eksempel bromerte eller klorerte forbindelser, er eksempler på miljøgifter som kan ha en raskere omdanning under anaerobe forhold. I tillegg til oppholdstid og aerobe/anaerobe forhold, påvirker temperatur nedbrytnings-hastighetene.

Flere studier har vist at mikroplast fjernes fra avløpsvann under renseprosessen. Renseanlegg med kjemisk eller biologisk rensing har best rensegrad fra avløpsvannet, og reduserer utslipp av mikroplast til resipienten betydelig. Studier har vist at mer enn 90 % av mikroplast i avløpsvannet fjernes i renseanleggene, avhengig av renseprosesser og kombinasjoner av disse. Anlegg med bare enkel mekanisk rensing fjerner minst, anslagsvis 80%. Avfallet fra forbehandlingstrinnene rist og sandfang kjøres til deponi eller forbrennes. Øvrig mikroplast vil imidlertid følge avløpsvannet videre, og fjernes i kjemiske og/eller biologiske rensetrinn og ende opp i avløpsslam.

Ulike slambehandlingsteknologier er omtalt under kapittel 3.3 og oppsummert i figur 3.5.

Av de forbindelsene som er omtalt (inngår) i tabell 4.1, vil de fleste ha en raskere omdanning under aerobe forhold enn anaerobe forhold (for eksempel DEHP, SCCP, galaxolid, tonalid og NPE). Som nevnt ovenfor, vil høyt bromerte og klorerte miljøgifter kunne omdannes under anaerobe forhold, men langsomt, og med forventet liten grad av omdanning under vanlige oppholdstider som ved anaerob utråtning i biogassanlegg.

Nedbrytning av organiske miljøgifter i fullskala er lite dokumentert, men det finnes en rekke labskala forsøk under anaerobe og aerobe forhold med og uten tilsatte (spikede) miljøgifter. Labskala anaerobe forhold har vist nedbrytning på rundt 55-70 % for både DEHP, galaxolid og tonalid, mens NP og NPE varierte fra nær ingen omdanning til opp mot 100%. Også PCB7 og deka-BDE (PBDE-207) viste omdanning under anaerobe forhold (40-90%) (sammenstilt i Eggen et al., 2019).

Sammenlignet med biologiske rensetrinn i avløpsrenseprosesser er temperaturen høyere i råtneprosessene; enten mesofil drift (rundt 38-40°C) eller termofil drift (rundt 55-58°C).

Oppholdstiden ved anaerob utråtning er typisk 15-30 døgn, mens under aerob behandling er oppholdstiden vanligvis rundt 5-15 døgn.

Det foreligger ikke mye data om effekten av termisk hydrolyse på omdanning av organiske miljøgifter.

Kalkstabilisering kan endre bindingsforhold av ioniske miljøgifter, men det er lite data tilgjengelig på hvor stor påvirkning dette har.

Omdanning av organiske miljøgifter under kompostering under pilot- og fullskala behandling for utvalgte miljøgifter varierer mellom 20-84% for DEHP, 60-90% for galaxolid, 25-68% for tonalid, 63-88% for OTNE, og 60-70% for NP og NPE (sammenstilt i Eggen et al., 2019).

4.3. Tiltak for å redusere miljøgifter og uønskede forbindelser i avløpsslam

Som beskrevet under kapittel 4.2, er avløpsrenseprosessen primært ikke designet for å fjerne miljøgifter. Når avløpsrenseanlegg mottar miljøgifter som forringer kvaliteten og verdien av slamproduktet, er det viktig å vurdere hele spektret av tiltak som kan gjøres for å redusere tilførselen av miljøgifter.

Stoppe/ redusere påslipp av miljøgifter til avløpsnett.

Det koster mindre å rense en mer konsentrert avløpsmengde enn en langt større mengde med fortynnet avløpsvann. For eksempel vil sigevann fra deponier kunne inneholde et bredt spekter av miljøgifter, både gamle forbudte som ellers har få aktive kilder og nyere typer miljøgifter som også vil kunne ha flere kilder – både punktkilder og mer diffuse kilder.

Det er derfor viktig å stoppe/ redusere påslipp fra kilder med miljøgifter som forringer kvaliteten på avløpsslam og dermed dets bruksmuligheter og verdi. Dette arbeidet må prioriteres og løftes opp i fellesskap med overordnede miljømyndigheter (Miljødirektoratet og statsforvaltere) for god implementering hos kommunene.

Optimalisere renseprosessene for å redusere innhold av miljøgifter så mye som mulig i produkter fra avløpsslam. Omdanning av miljøgifter under anaerobe forhold er for de fleste miljøgifter en langsom prosess, og det kan være enklere å redusere miljøgifter i avløpsvann før overføring til slam. Hvilke muligheter er det for å gjøre det, og hvilken kostnad vil det ha? Kompostering av biorest er vanlig, og det å optimalisere komposteringsprosessen, eventuelt en etterbehandling etterpå, for nedbrytning av miljøgifter er mulig.

Grenseverdier av miljøgifter i organiske gjødsel- og jordprodukter. Vitenskapelig baserte grenseverdier krever kunnskap som for mange miljøgifter i dag dessverre ikke finnes. Å skaffe til veie det som trengs av kunnskap er et langsiktig mål mange aktører i samfunnet må jobbe sammen for. Dette inkluderer myndigheter/forvaltning innen miljø, landbruk og mattrygghet, helse og næringsliv, næringsaktører (de med ressurser som ønsker et størst mulig marked for sine gjødsel- og jordforbedringsmidler), forskning og utviklingsmiljøer samt konsulenter innen feltet. Å finne en struktur for på-tvers-samarbeid over fag og sektorer som ivaretar finansiering og samhandling er vesentlig for å komme raskest mulig til målet.

VKM peker i sine risikovurderinger på kunnskapshull, og dette er også beskrevet i den siste risikovurderingsrapporten om tungmetaller og arsen i gjødselvarer og jordforbedringsmidler (VKM, 2022). Vurdering av tilnærming og metoder for risikovurdering og etablering av grenseverdier er også diskutert i rapporten «Maximum limit values for selected hazardous organic contaminants (HOCs) in secondary raw materials used in fertilisers and soil products» (Eggen m.fl. 2019). Rapporten gir også en oversikt over renseprosesser i avløpsrenseanlegg og slambehandlingsprosesser og skjebnen til utvalgte prioriterte organiske miljøgifter.

Hvilke stoffer og kilder er hovedutfordringen?

Alle miljøgifter som er persistente og allerede har kjent risiko for miljø og helse, bør automatisk inngå i gruppen stoffer som ønskes fjernet ved kilden. I utgangspunktet

bør så mange av miljøgiftene som mulig inkluderes i listen «ønskes fjernes/redueres ved kilden», og deretter gjøre en vurdering av hva som er mulig/optimalt å gjennomføre i praksis.

Kjemikalier og kjemikaliegrupper som er spesielt viktige å stoppe/reduere ved kilden er:

- PFOS og PFOA
- forløperne til PFOS, PFOA og andre PFAS-forbindelser. Det finnes relativt lite dokumentasjon, men rapporten TemaNord (2012) viser at ulike forløpere til PFCA (PFOA og andre perfluoralkylkarboksylsyrer) finnes i betydelige konsentrasjoner.
- andre persistente og skadelige forbindelser med stor overføringsevne til slam, både de som allerede er forbudt, men likevel finnes i avløpsslam, har restriksjoner for bruk i bestemte produkter, eller enda er i bruk, men mistenkes å ha alvorlige konsekvenser på helse og miljø. Noen miljøgifter inngår i mange produkter som mange bruker og derfor foreligger i spesielt høye konsentrasjoner. Disse må også vurderes spesielt.
- legemidler har spesielt høyt fokus fordi legemidler er designet for å ha biologiske effekter og når legemidler beregnet på mennesker blir eksponert ovenfor ikke-target organismer, kan de ha alvorlige effekter i langt lavere konsentrasjoner enn for mennesker. Hormoner, antidepressiver, beroligende midler og antibiotika er blant legemidlene med spesielt høy bekymring. Sykehus og sykehjem har spesielt høyt forbruk av legemidler, men befolkningens legemiddelbruk i hjemmet utgjør den største tilførselen til avløpsnett.

Eksisterende reguleringer av miljøgifter

Det foreligger ulike reguleringer for miljøgifter som Norge forholder seg til, hovedsakelig gjennom EU-direktiver. Reguleringen skal bygge på føre-var-prinsippet, og har som mål å ha et høyt beskyttelsesnivå, som tar hensyn til at det er ulike forhold i ulike regioner i EU. En oversikt over ulike reguleringer er gjengitt i det følgende:

- Stockholmkonvensjonen er en global avtale i regi av FN som har som mål å beskytte human helse og miljø mot persistente organiske miljøgifter som er spesielt helse og miljøskadelige (<http://chm.pops.int/Home/tabid/2121/Default.aspx>). POP (persistente organiske forurensninger) reguleres internasjonalt gjennom Stockholmkonvensjonen. POP reguleres også i Langtransportkonvensjonen (grenseoverskridende luftforurensing) og Baselkonvensjonen (transport av farlig avfall over landegrensene). Stockholmkonvensjonen trådte i kraft i 2004 og er per 14.09.2020 undertegnet av 152 stater og har 184 tilknyttede

parter. Formålet med konvensjonen er å avvike eller begrense produksjon og bruk av persistente organiske forurensninger i industri og jordbruk.

Avtalen inneholder:

- Forpliktelser om import, eksport, produksjon, bruk, utslipp og avfallsbehandling for POP-er
- Forpliktelser om å kreve at BAT (beste tilgjengelige teknikk), og BEP (mest miljøvennlig praksis) skal brukes for å redusere og om mulig eliminere utslipp av uønsket produserte POP fra forbrenning og industri
- Krav til å etablere regelverk som hindrer at nye POP kommer ut på markedet
- Systemer som legger til rette for at flere POP-er kan komme inn i avtalen.

Innledningsvis ble 12 plantevernmidler, industrikjemikalier og biprodukter med utilsiktet produksjon definert i Stockholmkonvensjonen. I 2009 kom det med 16 nye stoffer og nå er 30 POP-er inkludert.

- EUs vanddirektiv.

- I vanddirektivet defineres prioriterte stoffer som er vurdert som spesielt miljøfarlige. Den første listen av prioriterte stoffer ble definert i beslutning 2455/2001/EF. I listen ble 33 stoffer og stoffgrupper definert som prioriterte stoffer, hvorav 11 stoffer ble definert som prioriterte farlige stoffer. Blant de prioriterte stoffene er PAH-er, bromerte flammehemmere, ftalater, nonyl- og oktylfenol, PFAS-stoffer, klorparafiner, dioksiner, tungmetaller, plantevernmidler og diverse industrikjemikalier (ingen legemidler). De prioriterte farlige stoffene skal fases ut, og utslipp og annen tilførsel skal opphøre helt. For de øvrige prioriterte stoffene skal utslippene reduseres slik at konsentrasjonsmålene gitt ved miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for de forskjellige stoffene oppnås. EQS-verdier for ferskvann og sjøvann for de 33 prioriterte stoffene ble definert i endringsdirektiv 2008/105/EU (datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder). Av de 33 stoffene ble 13 definert som prioriterte farlige stoffer i den oppdaterte listen. Datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder definerer blant annet EQS-verdier for maksimalt årlig gjennomsnitt samt maksimal tillatt konsentrasjon for de ulike stoffene. Grenseverdiene må overholdes for å sikre god kjemisk status for vannforekomstene, jf. klassifisering av miljøtilstand i forrige avsnitt. I det siste datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder fra 2013 (2013/39/EU) ble 12 nye stoffer lagt til listen over prioriterte stoffer, som nå inkluderer totalt 45 stoffer og stoffgrupper. 6 av de nye stoffene og 2 på den tidligere listen ble definert som prioriterte farlige stoffer. Totalt består prioritetslis-

ten under EUs vanddirektiv nå av 45 stoffer, hvorav 19 er definert som prioriterte farlige stoffer. Ingen legemidler inngår i prioritetslisten.

- Vannregionspesifikke stoffer. Vanddirektivet pålegger nasjonale myndigheter å bestemme miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter av betydning regionalt, i tillegg til de prioriterte stoffene. Vannforskriften inneholder miljøkvalitetsstandarder for 17 vannregionspesifikke stoffer og stoffgrupper. Disse klassifiseres ved bruk av grenseverdier på samme måte som for prioriterte stoffer, men inngår i klassifisering av vannforekomster som et økologisk støtteelement (prioriterte stoffer brukes for klassifisering av kjemisk status). Blant de vannregionspesifikke stoffene er blant annet bisfenoler, siloksaner, PFAS-stoffer, PCB, PAH-er, antibakterielt stoff (triklosan), plantevernmidler, metaller og div. industrikjemikalier, løsemidler representert. Ingen legemidler er definert som vannregionspesifikt prioriterte stoffer i Norge.
- Observasjonslisten (watch listen) for stoffer i vann. Listen over prioriterte stoffer i EUs vanddirektiv skal revideres hvert 6. år. For å få informasjon om eventuelt miljøfarlige stoffer, ble en observasjonsliste (watch-list) etablert i forbindelse med datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder i 2013 (2013/39/EU). For å vurdere miljørisikoen skal disse stoffene overvåkes minst en gang per år i opptil fire år. Den første observasjonslisten ble definert i 2015, og listen er senere oppdatert i 2018 og 2020.
- Den norske prioritetslisten. En nasjonal prioritetsliste ble første gang presentert i 1997. Prioritetslisten inneholder miljøgifter og andre stoffer som er definert å utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø. Norge har et nasjonalt mål om at bruk og utslipp av stoffer på prioritetslisten skal fases ut. Den norske prioritetsliste er ikke et regelverk eller en forbudsliste, men fungerer som et verktøy for norske myndigheter til å oppnå nasjonal målsetting om utslippsreduksjon av disse stoffene. Miljødirektoratet vurderer kontinuerlig om nye stoffer skal foreslås på prioritetslisten. Formelt skjer listing av nye stoffer via statsbudsjettet, som legges fram av regjeringen hver høst. Per 14. september 2020 inneholdt prioritetslisten 66 stoffer og stoffgrupper.
- REACH og ECHA. EUs regelverk for identifisering og regulering av kjemikalier er beskrevet i REACH-forskriften ("Registration, Evaluation, Authorisation, and restriction of CHemicals"). Ved produksjon av 1 tonn eller mer per år er det krav til kjemikalieprodusentene om å registrere stoffene de produserer hos ECHA, det europeiske kjemikaliebyrået. For nye stoffer må produsenten søke om å tillatelse til produksjon og salg, og de må vedlegge dokumentasjon iht. ECHA sine krav.
- Regulering av legemidler. Legemidler er ikke regulert med hensyn på miljøpåvirkning. For alle nye legemidler er det imidlertid et krav at det skal gjennomføres en miljørisikovurdering før legemidlet godkjennes. Det kan stilles krav til tiltak for å begrense miljørisiko ved lagring, administrasjon og avfallshåndtering av legemidler i godkjenningsprosessen, men det er ikke satt miljøkrav for godkjenning. Retningslinjer for risikovurdering av nye legemidler er beskrevet i «Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use» fra det europeiske legemiddelbyrået (EMA), som også har ansvar for å lage retningslinjer for veterinærmedisin og plantevernmidler. For veterinærmedisin og plantevernmidler er miljørisiko ofte grunn til at et produkt ikke godkjennes.
- Regulering av kosmetikk og hygieneprodukter. Kosmetikkforordningen i EU (1223/2009) regulerer hovedsakelig de sikkerhetsmessige og helsemessige aspekter ved kosmetikk. For miljøvurderinger henvises det til bestemmelsene under REACH. I Norge forvaltes regelverket iht. forskrift om kosmetikk og kroppspfleieprodukter av Mattilsynet.
- Regulering av vaske- og rengjøringsprodukter. I tillegg til regelverket i REACH gjennomfører produktforskriftens §2-14 bestemmelsene i EUs vaskemiddelforordning. I tillegg stiller produktforskriften særnorske krav til innhold av fosfor i vaske- og rengjøringsmidler. Dersom et vaske- eller rengjøringsmiddel markedsføres med at det har en desinfiserende effekt, er det biocidregelverket som gjelder. Overflateaktive stoffer (tensider) i vaske- og rengjøringsmidler skal være biologisk nedbrytbare. Nedbrytbarhet og testing av tensider skal dokumenteres av produsenten.
- Forurensningsforskriften. Utslipp av avløpsvann er regulert i forurensnings-forskriftens del 4 om avløp. Regelverket gjennomfører EUs avløpsdirektiv (91/271/EØF) i norsk lovverk. Forurensningsforskriften definerer ikke grenseverdier eller rensekrav for MF ved rensing av avløpsvann, men i kapittel 11, vedlegg 2, stilles krav til analyser av noen utvalgte tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsvann. Anlegg over 20 000 pe skal analysere for tungmetaller på 6 inn- og utløpsprøver i løpet av et år. Avløpsanlegg

over 50 000 pe skal i tillegg analysere for utvalgte organiske miljøgifter på 3 inn- og utløpsprøver per år. Sammenlagt skal det analyseres på 8 tungmetaller og 5 stoffgrupper for organiske miljøgifter (utvalgte bromerte flammehemmere, PAH 18, PCB 7, di-etyl-heksyl ftalat (DEHP) og 4-nonylfenol (NP)). I forbindelse med pågående revisjon av forurensingsforskriften forventes endringer i pålagte analyser av mikroforurensinger. Det forventes at anleggene i ny forurensingsforskrift vil bli pålagt å måle utvalgte MF (inkl. tungmetaller) i slam, og at måling på inn- og utløp fra renseanleggene vil skje i jevnlige undersøkelser for å kartlegge spredning av miljøgifter via avløpsvann.

- Gjødselvarerforskriften. Bruken av slam til jordforbedring og gjødsel er regulert i gjødselvarerforskriften. Nåværende gjødselvarerforskrift stiller krav til hygienisk kvalitet av slam og til maksimale tungmetallkonsentrasjoner (Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cu og Cr) i gjødselvarer. Innholdet av tungmetaller begrenser hvor mye avløpsslam som kan brukes i landbruket. Hygienisk krav til slam skal bl.a. hindre spredning av mikroorganismer fra kommunalt slam til landbruksjord. Gjødselvarerforskriften er under revisjon. Til revidert gjødselvarerforskrift er det i Norge nylig foreslått grenseverdier for DEHP, summen av PFOS og PFOA samt PCB7 (Miljødirektoratet, 2021). Flere europeiske land har i mange år hatt krav til maksimalt innhold av flere andre organiske mikroforurensninger.

5. Organisering og rollefordeling på slamområdet

5.1. Aktøranalyse

I hele verdikjeden, fra slam genereres i ulike typer avløpsrenseanlegg og til det er endelig disponert hos en sluttbruker, har det passert en rekke aktører som alle er viktige for at den totale slamhåndteringen kan bidra til en bærekraftig ressursutnyttelse og en sirkulær økonomi. Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av de ulike aktørene.

Produksjon av råslam

Slam genereres ved alle typer renseanlegg som etableres på grunnlag av en utslippstillatelse gitt i medhold av avløpsforskriften. Dette omfatter alle størrelser av renseanlegg fra minirensanlegg og slamavskillere for enkelthus i spredt bebyggelse og til de største interkommunale renseanleggene for byområder.

Innsamling av råslam

I områder med mye spredt bosetting og lite sentraliserte avløpsløsninger er innsamling av slam fra slamavskillere/septiktanker og minirensanlegg en viktig oppgave. Dette skjer enten med tradisjonelle septikbiler (TS-innhold i slammet 1-3 %) eller med biler for mobil avvanning, hvor slammet oppkonsentreres til 15-20 % TS-innhold. Det innsamlete slammet kjøres enten til et større avløpsrenseanlegg som er bygd og dimensjonert for mottak av eksternt slam, eller det kan leveres direkte til et frittstående slambehandlingsanlegg.

I de fleste kommuner i Norge skjer innsamling av slam fra små renseanlegg ved hjelp av private aktører som konkurrerer om anbud med 4-6 års varighet. Ved bruk av mobil avvanning er markedet dominert av en stor landsdekkende aktør (Norva 24), men ellers er det mange lokale aktører som bruker tradisjonelle septikbiler.

Behandling av råslam

Alt råslam må behandles slik at det tilfredsstiller kravene i gjødselvareforskriften til stabilisering og hygienisering for å kunne brukes som en ressurs på jordarealer (se kap. 3.3). I tillegg må slammet etter behandling også tilfredsstille tungmetallkravene i gjødselvareforskriften.

Behandling av slam skjer vanligvis ved alle avløpsrenseanlegg over en viss størrelse, men i noen tilfeller er det bygd separate (frittstående) slambehandlingsanlegg som også mottar og prosesserer råslam fra større renseanlegg (for eksempel i Bergen og ved Lindum i Drammen som har biogassanlegg, og i Sløvåg som har et stort komposteringsanlegg for slam).

Nesten all slambehandling i Norge skjer ved anlegg eid av kommuner eller interkommunale selskaper.

Transport av ferdigbehandlet slam

Transport av ferdigbehandlet slam til sluttdisponering kan enten skje direkte til sluttbruker, og da med lokal lagring der, eller slammet blir kjørt til en sentral mellomlagringsplass i de perioder av året som det ikke er framkommelig med tunge transportert til sluttbruker. Denne transporten av slam besørges vanligvis av private aktører ("slamentreprenører"), som enten er rene transportselskaper eller de leverer en komplett tjeneste bestående av transport, mellomlagring og disponering i samarbeid med en sluttbruker. Det er blitt mer og mer vanlig de senere årene med aktører som leverer komplette løsninger, og de offentlig eide renseanleggene baserer seg på disse etter vanlige anbudsprinsipper.

Sluttdisponering av ferdigbehandlet slam

Disponering av ferdigbehandlet slam skjer i stor grad hos følgende sluttbrukere, som i stor grad er private aktører:

- Bønder
- Jordentreprenører
- Vegvesen, parkvesen, industrianlegg, etc
- Offentlige og private deponier, hvor slam tillates brukt som toppdekke ved avslutning av deponiet

5.2. Markedsmuligheter og forretningsmodeller

I kartleggingen og analysen av markedsmuligheter og aktuelle forretningsmodeller for slam og slamprodukter har vi intervjuet flere av de store anleggene om hvordan de får avsetning for slammet i dag, om økonomien i det, om konkurransen med andre gjødsel- og jordforbedringsprodukter, og om forventninger til markedet framover og innvirkning av en eventuell revidert gjødselvareforskrift. Spørsmål om dette var også inkludert i spørreundersøkelsen som ble sendt til en rekke store kommuner og slambehandlingsanlegg.

Disponering av slam

I spørreundersøkelsen ble det spurt om hvordan slammet disponeres, med alternativer der man kunne oppgi andel av slammet (angitt som tonn tørrstoff) disponert på ulike måter. Det var klart flest som oppga at det behandlede slammet disponeres direkte som jordforbedring/gjødsel i jordbruket. Totalt 18 av de 21 respondentene som svarte på spørsmålet, svarte det. Vektet med andel, utgjorde det 15 av 21 respondenter, eller 71 prosent. Særlig mange av kommunene og selskapene på Østlandet og Sørlandet oppga at en høy andel disponeres direkte i jordbruket. Her er Hias og Lindum unntak, som også disponerer en del slam utenom jordbruket.

Sju respondenter oppga at slammet disponeres på grøntanlegg/toppdekke på deponi, og vektet med andeler utgjorde det 4 av 21, eller 19 prosent. Av de som svarte at slammet disponeres på grøntanlegg/toppdekke på deponi, lå de oppgitte andelene mellom 37 og 100 prosent.

En respondent oppga å disponere avløpsslammet som høyverdig gjødselprodukt etter innblanding av næringsstoffer, og en oppga at slammet leveres til forbrenning, på grunn av for høyt innhold av bromerte flammehemmere.

Fordelingen på ulike anvendelser er ikke veldig forskjellig fra SSB-statistikken referert i figur 3.2.

Økonomi

Kostnadene til slambehandlingsanleggene er hovedsakelig slambehandlingskostnader (faste og variable) og transport- og disponeringskostnader. Av de som oppga kostnader per kg TS i spørreundersøkelsen, lå anslagene mellom 2,17 kr og 10,05 kr, det vil si mellom drøyt 2000 og drøyt 10000 kroner per tonn tørrstoff. Ikke alle oppga kostnader, og noen oppga totalkostnader i stedet for gjennomsnittskostnad.

Vi spurte også om hvordan kostnadene fordeler seg på blant annet slambehandling og transport/disponering. Det går igjen blant svarene at slambehandlingen typisk utgjør litt mer enn halvparten av kostnadene, og transport/disponering litt mindre enn halvparten av kostnadene.

Det er kostbart å disponere slam (til jordbruket) fordi det er kostbart å frakte såpass store volumer av et produkt med et vanninnhold på 70-80 prosent, med ingen eller marginal betalingsvilje fra sluttbruker. Det er mest aktuelt å bruke slam på kornarealer, men i henhold til gjødselvareforskriften må det være 10 år mellom hver tilførsel på de samme arealene. I mange deler av landet er det dessuten lite eller ingen kornproduksjon. Dette kan innebære lange transportavstander, og i tillegg konkurrerer man i noen tilfeller med annen organisk gjødsel og biorest fra matavfall, som øker i omfang. Flere av anleggene jobber med å se på nye bruksområder eller etterbehandlinger for slammet fordi disponeringsløsningen er usikker og kostbar.

De fleste respondentene i spørreundersøkelsen oppgir at de frakter slamproduktet, i stor grad avvannet biorest, mindre enn 50 km. Dette gjelder særlig for store anlegg på Østlandet. Men der det ikke er tilstrekkelige avsetningsmuligheter lokalt, må man finne andre løsninger. Noen frakter avvannet biorest over store avstander i Norge. Tørrking av biorest og gjødsel-produksjon for eksport er også en mulighet. Andre produkter med høyere TS-innhold gir også lavere transportkostnader, og dermed mulighet til å transportere lenger for samme totalkostnad.

Disponeringskostnadene varierer. For disponering på jordbruksarealer varierer det hvorvidt man må betale bønder for å ta imot slam. Noen aktører oppgir at de må dekke spredekostnadene, mens andre oppgir å få litt inntekter fra bønder som tar imot slam. For jordprodukter er det positiv betalingsvilje. Jordblandingene, som kan ha inntil 30 volumprosent innhold av slam, selges for rundt 400 kroner per tonn i bulk.

Forventninger til markedet

De fleste respondentene i spørreundersøkelsen oppgir at de tror etterspørselen etter slamproduktene deres vil holde seg på omtrent samme nivå i tiden framover. Flere gir uttrykk for en viss usikkerhet, blant annet knyttet til rammebetingelser gjennom regelverk fra EU og gjødselvareforskriften. Noen nevner at markedsforventningene deres varierer ut fra behandlingsmåte, og at de forventer

god etterspørsel etter kompostert slam i jordbruket. Andre nevner at fremtidig etterspørsel vil avhenge av dokumentert klima- og miljøeffekt.

Noen av aktørene som er intervjuet, forventer at jordproduksjon kommer til å bli mer og mer utbredt framover, og at flere av aktørene i markedet vil begynne med det. Det er flere grunner til det. Etterspørselen og betalingsviljen er høyere for jordprodukter med slam

enn slam som jordforbedring i landbruket. Det er også regionale forskjeller; på Vestlandet og andre områder med liten kornproduksjon er det lettere å få avsetning for slam i jordprodukter enn til jordbruket.

Gjødselprodukter produsert av avløpsslam har ikke lyktes kommersielt i Norge fram til nå. Dette forventer flere vil kunne endre seg hvis gjødselprisene holder seg høye framover.

5.3. Felles behandlingsanlegg – organisatoriske behov og utfordringer

Ved felles behandlingsanlegg menes det her enten behandlingsanlegg som bare håndterer slam, eller behandlingsanlegg som i tillegg til slam, også behandler andre organiske avfallstyper.

De fleste fellesanlegg for bare slam i Norge er bygd i tilknytning til interkommunale avløpsrenseanlegg og er eid av et interkommunalt selskap (IKS). Flesteparten av disse anleggene behandler bare slam fra eget avløpsrenseanlegg, men noen har også opplegg for mottak av septikslam og slam fra mindre avløpsrenseanlegg i eierkommunene eller fra andre kommuner. For øvrig finnes det noen felles slambehandlingsanlegg som ikke er lokalisert ved avløpsrenseanlegg og som er organisert som kommunalt eide aksjeselskap (AS). Det er også noen store kommuner som har eget felles slambehandlingsanlegg for alle renseanleggene i kommunen, og med muligheter for å ta imot slam fra andre kommuner (vertskapsmodell).

Ved fellesanlegg som også omfatter andre organiske avfallsprodukter, vil det være de samme organisasjonsformene som er aktuelle, da det her kan være en kombinasjon av offentlig- og privateide organiske restprodukter som skal behandles. Dette vil f.eks. være tilfelle hvor et biogassanlegg skal håndtere både avløpsslam, husdyrgjødsel og slam fra fiskeoppdrett.

I tabell 5.1 er det gjort en vurdering av fordeler og utfordringer ved de ulike organisasjonsformene for felles behandlingsanlegg, og tabellene 5.2 og 5.3 angir mulighetene for utvikling av produkter, teknologi og marked ved ulike organisasjonsformer. For kommunalt eide anlegg er det tatt utgangspunkt i kommuner som har relativt lav bemanning på teknisk sektor, og hvor avløpssvann og slam utgjør en liten del av arbeidsoppgavene. Store bykommuner som for eksempel Oslo og Bergen vil ha de samme muligheter som et IKS til å drive utviklingsarbeid.

Tabell 5.1 Vurdering av fordeler og utfordringer ved ulike organisasjonsformer for felles behandlingsanlegg for slam.

Organisasjonsform	Fordeler	Utfordringer
Interkommunalt selskap (IKS)	Stordriftsfordeler-lavere kostnader pr. tilknyttet pe. Mer faglig robust enn enkeltkommuner Enklere å bygge opp spisskompetanse Større muligheter for innovasjon og utprøving av ny teknologi	Ved mottak av slam fra andre renseanlegg, vil man ha liten kontroll med variasjoner i mengder og kvalitet Krever gode avtaler med leverandører av slam til behandlingsanlegget Krever godt lederskap av IKS'et for å unngå «gnisninger» med eierkommunene
Aksjeselskap (AS)	Samme fordeler som IKS, men i tillegg står fritt til å ta imot ikke-kommunale substrater for økt biogassproduksjon Gir rom for mer «business» virksomhet	Samme ulemper som de andre alternativene ved mottak av slam fra andre renseanlegg, og i tillegg evt. andre eksterne substrater Krever gode avtaler med leverandører av alle typer substrater til behandlingsanlegget Krever godt lederskap av AS'et for å unngå «gnisninger» med eierne
Vertskapsmodell – kommune eller IKS er anleggseier og vertskap	Enklere organisatorisk enn IKS og AS Er ikke avhengig av beslutninger som må godkjennes av flere selvstendige parter.	Ved mottak av slam fra andre renseanlegg, vil man ha liten kontroll med variasjoner i mengder og kvalitet for slammet Krever gode avtaler med leverandører av slam til behandlingsanlegget

Tabell 5.2 Vurdering av organisasjonsformer for fellesanlegg for bare slam.

Organisasjons-form Bare slam	Eksempel på anlegg	Produkt- utvikling	Teknologi- utvikling	Markeds- utvikling
Kommunalt eid anlegg (vertskap)	Bårlidalen ra, Eidsvoll	0	0	0
Interkommunalt anlegg (IKS)	HIAS, IVAR, NRA, MIRA	++	++	++
Offentlig eid aksjeselskap	Lindum AS, VEAS AS	++	++	++

Tabell 5.3 Vurdering av organisasjonsformer for fellesanlegg for slam + andre organiske avfallsprodukter.

Organisasjons-form Slam + annet org. avfall	Eksempel på anlegg	Produkt- utvikling	Teknologi- utvikling	Markeds- utvikling
Kommunalt eid anlegg (vertskap)		0	0	0
Interkommunalt anlegg (IKS)	HIAS, IVAR	++	++	++
Offentlig eid aksjeselskap	Ecopro AS	++	++	++
Privat eid aksjeselskap	Norsk Vekst AS Norva24 Vest AS	++	++	+++

6. Konkrete strategier tilpasset ulike lokale/regionale forhold i Norge

For å kunne lage konkrete strategier for behandling og disponering av slam fra en kommune/interkommunalt selskap eller en region/fylke må det tas utgangspunkt i hvilke reelle muligheter som finnes for slutt-disponering av slammet i en eller annen form. Det er disponeringsmulighetene som skal bestemme hvilke behandlingsmetoder som det er mest hensiktsmessig å benytte for hvert enkelt renseanlegg eller slambehandlingsanlegg. I jordbruket kan det ikke spres avløpsslam i eng eller der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt (FOR 2003-07-04-951). Denne restriksjonen fører til at det hovedsakelig er kornarealer som er egnet til spredning av avløpsslam, og at det dermed er lite tilgjengelig spredeareal i distrikter med hovedsakelig grasproduksjon. Det har blitt lempet noe på bestemmelsene for den innførte varebetegnelsen «avløpsslambasert gjødsel»

som angir gjødselprodukter som er egnet for årlig gjødsling, har et balansert næringsstoffinnhold tilpasset plantenes behov, er egnet for jevn spredning og er hygienisert ved minst 55 °C. Med denne type gjødsel kan det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt 10 måneder etter spredning i stedet for etter 3 år.

Det har vært praksis for å gi dispensasjoner fra bruksbestemmelsene for slam som har vært igjennom termisk hydrolyse, men her vil vi gi strategier basert på eksisterende regelverk, fordi det er usikkert hvilke krav som vil gjelde for denne type slam når ny forskrift er på plass. Det er imidlertid stor sannsynlighet for at det i revidert forskrift blir en begrensning på hvor mye fosfor som kan tilføres. Konsekvensene av dette har vi inkludert i de ulike strategiene.

6.1. Forhold som innvirker på potensialet for anvendelse av slam og slambaserte produkter

- Bruksområder
 - Jordbruksarealer for kornproduksjon
 - Nydyrkingsarealer for grasproduksjon
 - Jordprodusenter/entreprenører som kan bruke slam i regionen
 - Parkvesen, etc. som kan bruke slam/kompost på grøntanlegg
 - Industrivirksomhet og deponier som kan bruke slam til overdekking (topplag)
- Slammengder pr anlegg (innvirker primært på valg av slambehandlingsteknologi)
- Avstand mellom anleggene (innvirker primært på valg av slambehandlingsteknologi)
- Avstand til markedet

f) Ved spredning av gjødselvarer med avløpsslam på jordbruksarealer kan det maksimalt tilføres avløpsslam i mengder som inneholder 30 kg fosfor per dekar over en tiårsperiode. Det kan likevel ikke brukes større mengder plantetilgjengelig fosfor enn det som tilsvarer maksimal tillatt fosfortilførsel etter § 21b.

§ 21b. Begrensninger for tilførsel av fosfor på jordbruksareal [Miljødirektoratet] Ved bruk av gjødselvarer på jordbruksareal kan det frem til 20XX tilføres inntil 2,4 kg fosfor/daa/år uansett arealenes gjødslingsbehov etter § 19. Etter 20XX kan det tilføres inntil 2,1 kg fosfor/daa/år. Tilførsler etter første ledd skal beregnes som et gjennomsnitt over en 5 årsperiode.

Det forventes at ny gjødselforskrift vil gi en begrensning på hvor mye fosfor som kan tilføres årlig til jordbruksarealer med gjødsel og jordforbedringsmidler (inkludert avløpsslam). Dette kommer i tillegg til dagens begrensninger som er basert på innholdet av tungmetaller. Følgende tekst fra utkastet til ny gjødselforskrift beskriver forslaget til fosforbegrensning for avløpsslam:

§ 26. Særlige krav til bruk av gjødselvarer med avløpsslam

e) Det kan ikke spres gjødselvarer med avløpsslam på jordbruksarealer som har en fosforverdi som viser P-AL på 14 eller høyere. Siste jordprøve kan ikke være eldre enn to år.

Dette vil medføre at avløpsslammet må spres på et større areal enn i dag. Regelverket for avløpsslam tilsier at det er arealer med korn- og oljevekster som er mest aktuelt for spredning av avløpsslam. Det totale arealet med korn- og oljevekster var 2,8 mill. dekar i 2022. Tabell 6.1 viser fordelingen av dette arealet på enkeltfylker. Det viser at det er østlandsfylkene som har den største andelen av korn/oljevekst-arealer, men også i Trøndelag er det et betydelig areal med korn- og oljevekster.

Tabell 6.1. Totalareal med korn og oljevekster nasjonalt og i enkeltfylker i 2021 (data fra SSB).

Fylke	Areal med korn og oljevekster (dekar)
Oslo og Viken	1.369.062
Innlandet	684.951
Vestfold og Telemark	306.081
Agder	11.290
Rogaland	30.691
Vestland	212
Møre og Romsdal	10.164
Trøndelag	441.827
Nordland	2034
Troms og Finnmark	34
Totalt	2.856.346

I 2020 gikk 69 000 tonn slamtørrstoff fra kommunale avløpsanlegg til jordbruksformål (Berge & Onstad, 2021). Dette utgjorde 55 % av totalt produsert slamtørrstoff. Spredd etter dagens forskrift, 2 tonn TS/daa for klasse II slam, vil dette årlig kreve 34 500 daa til spredning av slam. Denne slamtilførselen er tillatt bare hvert 10. år. Det betyr at over en 10-års periode er det behov for 345 000 daa til slamspredning ved tilførsel av 2 tonn TS/daa. Dette utgjør cirka 12 % av totalarealet med korn og oljevekster. I hvilken grad arealbehovet vil øke når ny gjødsselforskrift er på plass, avhenger av fosforkonsentrasjonen i slammet. De mest fosforrike slamtypene vil få en halvert tilførselsmengde sammenlignet med dagens regelverk. Kalking av slammet gir redusert fosforkonsentrasjon på grunn av fortynning med kalken. Norges største slamprodusent (VEAS) anbefaler allerede en redusert tilførsel (1 tonn TS/daa/10 år) på grunn av kalkings- og fosforeffekten.

Et krav om at jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor, målt som P-AL, skal være lavere enn 14 der det spres avløpsslam, vil redusere tilgjengelig areal for slamspredning. Tabell 6.2 viser andel jordprøver som hadde P-AL ≥ 14 i de enkelte østlandsfylkene og Trøndelag i perioden 2006-2012. Andelen jordprøver med P-AL ≥ 14 er et estimat for arealandelen med P-AL ≥ 14 . Tallene er litt gamle, men P-AL endres sakte ved normal gjødslingspraksis. På grunn av redusert gjødslingsanbefaling for fosfor fra 2008/09 kan en imidlertid anta at arealet med P-AL ≥ 14 er blitt noe redusert. Det er relativt få prøver fra Vestfold i datagrunnlaget, så her er det usikkert om disse er representative for Vestfold, men det er mye grønnsaks-produksjon med høye fosfortilførsler og dermed høye P-AL tall i Vestfold.

I tillegg til arealer med grønnsak/potetproduksjon er høye P-AL tall ofte knyttet til gårdsbruk med stor husdyrproduksjon. Dette er arealer som uansett er mindre aktuelle for slamspredning på grunn av begrensningene som ligger i gjødselvarselsforskriften for arealer med grønnsak/bær/frukt/potet-produksjon, mens på husdyrbruk er det lite behov for ekstra tilførsel av organisk materiale.

Tabell 6.2. Andel jordprøver med P-AL ≥ 14 for de enkelte Østlandsfylkene i perioden 2006-2012 (Øgaard m.fl., 2014) og i Trøndelag i perioden 2001-2011. Data fra NIBIO's jord-databank.

Fylke	Totalt antall prøver	Andel prøver (%) med P-AL ≥ 14
Østfold	17597	23
Akershus	21891	13
Hedmark	13276	24
Oppland	17824	34
Buskerud	11761	22
Vestfold	7135	41
Sør-Trøndelag	23165	32
Nord-Trøndelag	23628	30

6.2. Områder med god tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, store slammengder og kort avstand mellom renseanlegg (typisk sentralt Østlandet og Trøndelag)

- Strategier
 - Slam med P som er bundet til Al/Fe og høyt P-innhold, utråtnet: Jordbruksanvendelse som i dag, men spredemengdene per arealenhet for fosforrikt slam kan bli mindre etter forventet endring i revidert gjødselsforskrift. Kalktilsetning for å øke P-opptak og markedsinteressen.
 - Slam med P som er bundet til Al/Fe og høyt P-innhold, utråtnet og kompostert: Jordbruksanvendelse som i dag, men spredemengdene per arealenhet for fosforrikt slam kan bli mindre etter forventet endring i revidert gjødselsforskrift. Kalktilsetning for å øke P-opptak og markedsinteressen. I tillegg bruk på grøntarealer og i jordblandinger (uten kalktilsetning).
 - Slam som i liten grad har Al/Fe bundet P (biologisk P-fjerning) og lavt P-innhold etter gjenvinning av P som struvitt, utråtnet: Jordbruksanvendelse med mindre begrensning i spredemengde med hensyn på P-innhold etter forventet endring i revidert gjødselsforskrift.
 - Delta i utvikling av pyrolyseanlegg for avløpsslam for å få avklart om dette er en bærekraftig løsning som kan være et alternativ dersom jordbruksanvendelsen skulle stoppe opp. Vurdere andre markeder for biokull enn jordforbedring/gjødsel.

6.3. Områder med liten tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, både store og små slammengder og stor avstand mellom renseanlegg (typisk Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal og nordre del av Innlandet)

Med dominerende grasproduksjon og små kornarealer blir muligheten for tilførsel av avløpsslam til jordbruksarealer svært begrenset. Et mulig tilleggskrav i revidert forskrift om at avløpsslam ikke kan spres på arealer med høyt nivå av lett tilgjengelig fosfor ($P\text{-AL} \geq 14$) vil ytterligere begrense muligheten for jordbruksanvendelse. I husdyrdistriktene er det vanlig at jorda har P-AL-verdier over 14.

- Strategier.
 - Fortsatt bruk av komposteringsanlegg med god kontroll på driftsparametere som sikrer produkter med god hygienisk og bruksmessig kvalitet. Ved kompostering av biorest er det spesielt viktig at komposteringsprosessen optimaliseres med tanke på å redusere klimagassproduksjon, spesielt metangass, i første fase av prosessen (Forskning.no; Dietrich m.fl. 2021).
 - Stortinget vedtok i juni 2022 å styrke satsingen på biogass i Norge, og de ønsker mer produksjon og bruk av biogass her i landet. Dette innebærer bl.a. at biogass sidestilles med elektrisitet og hydrogen som nullutslipps-energi. I denne sammenheng er det viktig at også vannbransjen øker sin biogass-

produksjon, og at det etableres biogassanlegg i områder hvor kompostering tradisjonelt har vært den viktigste slambehandlingsmetoden. For å realisere dette er det viktig at kommunene samarbeider om å bygge og drifte biogassanlegg, og at det gjerne suppleres med råstoff fra andre bransjer (landbruket og fiskeri- og havbruks-næringen) for å få en størrelse på anleggene som gjør at behandlingskostnaden (kr/tonn TS) blir akseptabel. Dette innebærer normalt at man bør ha tilgang på slam og evt. andre substrater tilsvarende ca 600 - 800 tonn TS/år.

En forutsetning for å etablere biogassanlegg (utover tilstrekkelig råstofftilgang) er at det finnes marked for bioresten og at det også finnes avsetning for biogassen i en eller annen form. I denne regionen hvor det allerede er en del større komposteringsanlegg, kan det være aktuelt å kompostere utråtnet slam (biorest) for å gjøre sluttproduktet mer attraktivt for bruk i jordblandinger, på grøntarealer og ved nydyrking for grasproduksjon.

- Delta i utvikling av pyrolyseanlegg for avløpsslam for å få avklart om dette er en bærekraftig løsning som kan være et alternativ dersom jordbruks-ansvendingen skulle stoppe opp. Vurdere andre markeder for biokull enn jordforbedring/gjødsel.
- Transport av slam/slamprodukter til regioner med kornarealer.

6.4. Områder med liten tilgang på jordbruksarealer for kornproduksjon, små slammengder og stor avstand mellom renseanlegg (typisk Nordland, Troms og Finnmark)

- Strategier
 - Bruk av komposteringsanlegg for noe større slammengder, og langtidslagring/enkel rankekompostering for små slammengder.
- Vurdere muligheter for samarbeid mellom kommuner og avfallsselskaper om etablering av biogassanlegg i nærheten av de største renseanleggene. For øvrig gjelder de samme forutsetninger som nevnt under kap. 6.3.

7. Behov for endringer i rammebetingelsene for å nå målet

I dette kapitlet har vi sammenstilt både innspill fra diverse aktører gjennom spørreskjemaer og intervjuer, samt egne oppfatninger av hva som må gjøres for at slammet fortsatt skal sees på som en ressurs som kan inngå i den sirkulære økonomien:

Hovedfokus er på gjødselvarerforskriften som til nå har vært helt sentral for at vi har den slamhåndteringen vi har i Norge i dag ("Norway – Biosolids heaven" - som var tittelen på et foredrag av en engelskmann på en internasjonal slamkonferanse for ca.10 år siden).

- Eksisterende gjødselvarerforskrift
 - Bransjen ønsker at bruksrestriksjonene som gjelder spesielt for slam og slambaserte produkter må endres, slik at det stilles krav til hva slam og slamprodukter faktisk inneholder og ikke hva som er opphavet til produktet.
- Ny gjødselbruksforskrift
Følgende punkter i forslaget til ny gjødselbruksforskrift vil gi ekstra utfordringer ved disponering av avløpsslam:
 - Lagring: Organiske gjødselvarer som lagres på bakken og som er mottatt utenfra, kan kun lagres innenfor vekstsesongen.
 - Spredetidspunkt: Spredning av organiske gjødselvarer er bare tillatt i perioden 1. mars – 1. september, og det skal høstes eller etableres plantevekst etter siste spredning. Unntak er ved såing av høstkorn eller andre vekster som skal etablere plantevekst før innvintring. Da kan det spres inntil 15. september.
 - Spredemengde: I tillegg til eksisterende mengdebegrensning basert på slammets tungmetallinnhold, er det foreslått en mengdebegrensning basert på fosforinnholdet. Det kan maksimalt spres 30 kg fosfor per dekar over en tiårsperiode.
 - Jordas fosforinnhold: Det kan ikke spres avløpsslam på jordbruksarealer som har en fosforverdi (P-AL) på 14 mg/100g eller høyere.

Av disse forslagene er det spesielt bestemmelsene om lagring og spredetidspunkt som vil medføre store konsekvenser for avløpsbransjen.

Lagring: Forbudet mot mellomlagring på bruksstedet utenom vekstsesongen vil gi svært store ekstrakostnader for renseanleggene. Det vil kreve at renseanleggene må etablere store mellomlagerplasser for slam. Det vil også kreve økt transportkapasitet, siden transporten må foregå i løpet av en kort periode. Under forutsetning av at kravene til lagringsplassen (grunnforhold med god infiltrasjonsevne, skjermet for overflatevann og i trygg

avstand fra vannforekomster) blir overholdt, er miljørisikoen ved lagring over vinteren hos mottaker vurdert som liten (Øgaard m.fl. 2014). De store ekstrakostnadene ved forbud mot lokal lagring på bruksstedet utenom vekstsesongen gir dermed bare en liten miljøgevinst. Dette kravet vil også komme i konflikt med målet om mest mulig vårspredning av avløpsslammet (se pkt om spredetidspunkt).

Spredetidspunkt: Kortere periode for spredning av avløpsslammet vil utfordre kapasiteten på spredeutstyr og bemanning. Etter forslaget kan slam som må innarbeides i jorda, bare spres om våren før såing eller etter høsting inntil 15. september. Med mål om å sikre utnyttelse av næringsstoffene ved spredning av avløpsslam (og annen organisk gjødsel) etter høsting av hovedkulturen, er det foreslått at det må etableres plantevekst etter spredning. Det er bare de klimatiske beste områdene som er egnet for høstkorn- eller høstrapsdyrking. I områder som ikke er egnet til høstkorn/høstrapsdyrking kan det i stedet etableres fangvekst.

Det kan imidlertid stilles spørsmål om høstspredning før 15. september med etterfølgende såing av høstkorn, høstraps eller fangvekst gir miljøgevinst sammenlignet med spredning i oktober uten etterfølgende etablering av plantevekst. Næringsopptaket i høstsådde vekster er lite utover høsten (Hjelt m.fl., 2021), så det vil likevel bli et overskudd av næringsstoffer som kan vaskes ut. Tidlig høstspredning vil gi en lenger periode med mulighet for frigjøring og utvasking av næringsstoffene i slammet enn ved nedpløying i oktober.

Miljørisikoen ved høstspredning varierer mellom ulike lokaliteter. Avgjørende er om arealene drenerer til sårbare vannforekomster eller ikke. Risikoen for næringstap til omgivelsene ved høstspredning varierer også med klimaforholdene. Regioner med stabilt kalde vintre har mindre risiko for tap enn regioner med milde vintre.

Avløpsbransjen kan bidra til å minimere miljørisikoen etter slamspredning ved å prioritere vårspredning i områder med sårbare vannforekomster og milde vintre.

Vårspredning av slammet er best med hensyn til utnyttelse av næringsinnholdet i slammet til plantevekst og minst mulig næringstap til omgivelsene. For å muliggjøre mest mulig vårspredning, bør mellomlagring hos mottaker være tillatt også utenom vekstsesongen.

Spredemengde: De mest fosforrike slamtypene inneholder rundt 30 kg fosfor per tonn tørrstoff. Foreslått fosforbegrensning på 30 kg fosfor/dekar/10 år innebærer cirka en halvering av tillatt slamtilførsel for de fosforrike slamtypene sammenlignet med dagens

regelverk (2 tonn tørrstoff/dekar/10 år). Dette vil øke transport- og sprekostnadene, siden slammet må spres på et større areal. Med tanke på hensynet til fosfor som en begrenset ressurs og minst mulig negativ effekt på vannmiljø, er dette krav som avløpsbransjen bør tilpasse seg til.

Jordas fosforinnhold: Forslaget om at det ikke kan spres avløpsslam på arealer med $P\text{-AL} \geq 14 \text{ mg}/100\text{g}$ reduserer potensielt areal som kan motta slam. Dette er også en restriksjon som avløpsbransjen bør tilpasse seg av ressurs- og miljøhensyn, men dette gir antagelig ikke så stor ekstra begrensning i praksis. En del av de høye $P\text{-AL}$ -verdiene er knyttet til arealer med grønnsak-/potetproduksjon og gårdsbruk med stor husdyrproduksjon som uansett ikke mottar avløpsslam.

- Uttak av torv til plantejord medfører store klimagassutslipp, men reguleringene lar vente på seg. Slamprodukter kan i noen grad erstatte torv som vekstmedium for grøntanlegg, og dette ville kunne være en fin nisje for økt bruk av slamprodukter.
- Økt etablering av kommersielle biogassanlegg hvor slam kan inngå sammen med andre organiske avfallsprodukter forutsetter forbedrede støtteordninger som må harmoniseres med Danmark og Sverige for å unngå eksport av denne type substrater til nabolandene.
- Det er et tankekors at flere og flere avløpsrenseanlegg pålegges strengere og strengere rensekra for fosfor, da dette medfører økt bruk av fellingskjemikalier for å tilfredsstille utslippskravene, men samtidig medfører dette at det blir mindre slam som ikke inneholder Al eller Fe, og dermed mindre muligheter for å gjenvinne fosforet i slammet.

8. Referanser

- Alvarenga, E., Øgaard, A.F., Vråle, L. (2017) Effect of anaerobic digestion and liming on plant availability of phosphorus in iron- and aluminium-precipitated sewage sludge from primary wastewater treatment plants. *Water Science & Technology* 75(7): 1743-1752.
- Anderson, W.B., Mayfield, C.I., Huck, P.M. (2008). *Endotoxin release from biologically active bench-scale drinking water antracite/sand filters*. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 57.8, pp. 585-597. IWA Publishing.
- Berge, Gisle 2022. Personlig meddelelse av Gisle Berge, SSB, 05.12.22, med bakgrunn i grunnlaget for kommunal avløpstatistikk for 2021.
- Brod, E., Øgaard, A.F. (2021) Fosforeffekt av organisk avfall. NIBIO Rapport 7(30). 59s.
- Blytt, L.D., Bruskeland, A.B., Stang, P. (2013) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam - Resultater fra undersøkelsen i 2012/13. *Norsk Vann – rapport nr. 198- 2013*.
- Blytt L.D., Stang, P., (2019) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2017/18 (Organic pollutants in Norwegian wastewater sludge – Results from the survey in 2017/18). *Norwegian Water BA (Norsk Vann BA) Report 242/2018*.
- Blytt, L.D. Henninge, L.B., Stang, P., Neidel, T.L. (2018), Limit values for organic pollutants in fertilisers based on organic waste origin, Rapport for Miljødirektoratet.
- Blytt, L.D. (2010): Undersøkelse av miljøgifter ved fire norske renseanlegg PFOA, Bisfenol A, Triklosan, Siloksan (D5), Dodecylfenol og 2,4,6-Tri tert.betyl-fenol, Aquateam rapport 10-015, Klif rapport TA2636/2010.
- Bläsing, M. and W. Amelung, *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources*. *Science of The Total Environment*, 2018. 612(Supplement C): p. 422-435.
- Bruun, S., Harmer, S.L., Bekiaris, G., Christel, W., Zuin, L., Hu, Y., Jensen, L.S., Lombi, E. (2017) The effect of different pyrolysis temperatures on the speciation and availability in soil of P in biochar produced from the solid fraction of manure. *Chemosphere* 169:377-386.
- Buss, W., Wurzer, C., Bach, M., Heberling, J., Appel, T., Gerber H., Mašek, O. (2022) Highly efficient phosphorus recovery from sludge and manure biochars using potassium acetate pre-treatment. *Journal of Environmental Management* 314, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115035>
- Buss, W. (2021) Pyrolysis Solves the Issue of Organic Contaminants in Sewage Sludge while Retaining Carbon—Making the Case for Sewage Sludge Treatment via Pyrolysis. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 2021, 9, 30, 10048-10053.
- Chen, Z., Yu, G. Zou, X., Wang, Y. (2020) Co-disposal of incineration fly ash and sewage sludge via hydrothermal treatment combined with pyrolysis: Cl removal and PCDD/F detoxification. *Chemosphere* 260 (2020) 127632.
- 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* 169: 543-551.
- Christel, W., Bruun, S., Magid, J., Kwapinski, W., Jensen, L.S. (2016) Pig slurry acidification, separation technology and thermal conversion affect phosphorus availability in soil amended with the derived solid fractions, chars or ashes. *Plant and Soil* 401: 93-107.
- Conesa, J.A., Font, R., Fullana, A., Martin-Gullon, I., Aracil, I., Galvez, A., Molto, J., Gomez-Rico, M.F. (2009) Comparison between emissions from the pyrolysis and combustion of different wastes.
- Dai, Q., Jian, X. Wang, F., Chi, Y., Yan, J. (2013) PCDD/Fs in wet sewage sludge pyrolysis using conventional and microwave heating. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 104 (2013) 280-286.
- Degryse, F., Baird, R., da Silva, R.C., McLaughlin, M.J. (2017) Dissolution rate and agronomic effectiveness of struvite fertilizers – effect of soil pH, granulation and base excess. *Plant and Soil* 410: 139-152.
- Demirbas, A. (2004) Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 72:243-248.
- Dietrich, M., Fongen, M., Føreid, B. (2021) Anaerobic digestion affecting nitrous oxide and methane emissions from the composting process. *Biore-source Tech. Reports* 15: September 2021, 100752.
- ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. Part II. Environmental Risk Assessment. EUR 20418 EN/2.
- ECHA (2016) Guidance on information requirements of Chemical Safety Assessment. Chapter R.16: Environmental exposure assessment. Feb. 2016. ECHA-16-G-03-EN. ISBN: 978-92-9247-775-2.
- EFSA, Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 2016. 14(6): p. e04501.
- Eggen, T., Heimstad, E.S., Nikiforov, V., Vogelsang, C. (2019) Maximum limit values for selected

- hazardous organic contaminants (HOCs) in secondary raw materials used in fertilisers and soil products. NIBIO report 5. Nr. 110. 2019.
- Ekeberg, E. (1991) Virkningen av kloakkslam brukt i jordbruket – Forsøk i perioden 1977-1990. Norsk Landbruksforskning, Supplement nr. 12. 121 s.
- Felleskjøpet Agri (2022) Kalking - mulighet for best mulig utnyttelse av avlingspotensial. Hentet fra <https://www.felleskjopet.no/alle-artikler/alle-artikler-planteproduksjon/alle-artikler-gjoedsel-og-kalk/kalking-mulighet-for-best-mulig-utnyttelse-av-avlingspotensial/>
- Fjeld E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Gundersen, H. (2005) Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter i 2004. Bromerte flammehemmere perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. SFT TA-2096/2005.
- Forskning.no. 14. august 2021. Forskere ble overrasket av skyhøye klimautslipp fra biogassrester. Av Georg Mathisen. <https://forskning.no/klima/forsker-ble-overrasket-av-skyhoeye-klimautslipp-fra-biogassrester/1898433>.
- FOR-2003-07-04-951. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951?q=gj%C3%B8dselvarer>
- Gyllenhammar, I., et al., 4-Nonylphenol and bisphenol A in Swedish food and exposure in Swedish nursing women. Environment International, 2012. 43: p. 21-28.
- Hesselsøe, K.J., Øgaard, A.F., Aamlid, T., Pettersen, T. (2020) Forprosjekt struvitt – undersøkelse av gjødselverdien i struvitt fra HIAS IKS. NIBIO rapport 6(32), 31 s.
- Hjelt, A. L., Dombu, S. V., Pettersen, I., Bjugan, M., Øgaard, A. F., Bechmann, M., Bonesmo, H. (2021) Samfunnsøkonomisk effektiv håndtering av økt gjødseloverskudd - Supplerende utredning til revisjon av gjødselregelverket. NIBIO Rapport 7(50).
- Horton, A.A., et al., Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. Science of The Total Environment, 2017. 586: p. 127-141.
- Huber, S., Remberger, M., Goetsch, A., Davanger, K., Kaj, L., Herzke, D., Schlabach, M., Jörundsdóttir, H.Ó., Arnórsson, M., Mortensen, I., Swartson, M., Mortensen, I., Swartson, R., Dam, M. (2012) Pharmaceuticals and additives in personal care products as environmental pollutants – Faroe Island, Iceland and Greenland. TemaNord 2013:541.
- Hurley, R.R. and L. Nizzetto, Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018. 1: p. 6-11.
- Johannessen, E., Rusten, B., Ødegaard, H., Bjørn, E., Paulsrud, B. (2020) Veiledning for dimensjonering av avløpsrensplanlegg. Norsk Vann rapport 256/2020.
- Kärman, A., Wang, T., Kallenborn with co-authors (2019) Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and extractable organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment. TemaNord 2019:515. ISBN 978-92-893-6062-3.
- Kelly, M.R., et al., Importance of water-volume on the release of microplastic fibers from laundry. Environmental Science & Technology, 2019.
- Konieczny, R.M. Horvath, A., Lyngstad, E., Dalen, H. Blytt, L.D., Henninge, L.B., Ferenčík, M., Nilan, M.S., Bergqvist, P-A., Grabic, R., Haukelidsæter S. and Randall, S. (2017) Screening programme 2016: Suspected PBT compounds. Environmental monitoring report M-806|2017.
- Konieczny, R.M., Henninge, L.B., Dalen, H., Grabic, R., Ferenčík, M., Bergqvist, P-A., Lyngstad, E., Berger, J., Haukelidsæter S., Randall, S. (2018) Screening programme 2017. Suspected PBT compounds Environmental monitoring report M-1063|20178.
- Kratz, S., Vogel, C., Adam, C. (2019) Agronomic performance of P recycling fertilizers and methods to predict it: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems 115: 1-39.
- Lassen, C., et al., Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. . 2015, Danish Environmental Protection Agency: Copenhagen.
- Li, S., Harris, S., Anandhi, A., Chen, G. (2019) Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses. Journal of Cleaner Production 215:890-902.
- McNamara, P.J.; Koch, J.D., Liu, Z.; Zitomer, D.H. (2016) Pyrolysis of Dried Wastewater Biosolids Can Be Energy Positive. Water Environ. Res. 88, 804–810.
- Möller, K. (2015) Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. Agron. Sustain. Dev. 35: 1021-1041.
- Möller, K., Oberson, A., Bünemann, E., Cooper, J., Friedel, J., Gläser, N., Hörtnerhuber, S., Løes, A.K., Mäder, P., Meyer, G., Müller, T., Symanczik, S., Weissen-gruber, L., Wollmann, I., Magid, J. (2018) Improved phosphorus recycling in organic farming: naviga-

- ting between constraints. *Advances in Agronomy* 147: 157-237.
- Müller-Stöver, D., Thompson, R., Lu, C., Thomsen, T.P., Glæsner, N., Bruun, S. (2021) Increasing plant phosphorus availability in thermally treated sewage sludge by post-process oxidation and particle size management. *Waste Management* 120: 716-724.
- Nanzer, S., Oberson, A., Huthwelker, T., Eggenberger, U., Frossard, E. (2014) The molecular environment of phosphorus in sewage sludge ash: Implications for bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 43(3): 1050-1060.
- Nedland, K.T., Paulsrud, B. (2002) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse i 2001/2002. Aquateam-rapport 02-018.
- Norsk Energi (2022) Regelverk om utslipp til luft fra pyrolyseanlegg. Notat av Rassat, R.R., Borgnes, D.07.04.2022. <https://static1.squarespace.com/static/5c99239693a6321fc136d77d/t/625e7c6734d05d121b79f48f/1650359401299/Veileder+om+regelverk+om+utslipp+til+luft+fra+pyrolyseanlegg.pdf>
- O'Toole, A. (2021) The agronomic and environmental effects of biochar under field conditions in Norway. PhD thesis. Norwegian University of Life Sciences.
- Paulsrud, B., Nedland, K.T., Wien, A. (1997) Organiske miljøgifter i avløpsslam, SFT-rapport 97:25, TA-1472
- Paulsrud, B., Lyngstad, E. (2003) Reduksjon av organiske miljøgifter og smittestoffer ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall i Norge. Litteraturstudium. Aquateam rapport nr. 02-033.
- Rasse, D.P., Budai, A., O'Toole, A., Ma, X., Rumpel, C., Abiven, S. (2017) Persistence in soil of miscanthus biochar in laboratory and field conditions. *PLOS ONE* 12:e0184383.
- Rist, S., et al., A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of The Total Environment*, 2018. 626: p. 720-726.
- Rittl, T., Krogstad, T., Eikås, S., Saltnes, T., Sørensen, G., Glestad, H.E., Løes, A.K. (2019) Effects of struvite application on soil and plants: a short - term field study. *NORSØK report* 4(10), 38 s.
- Schlabach, M., Remberger, M., Brorström-Lundén E., Norström, K., Kaj L., Andersson, H., Herzke, D., Borgen A., Harju, M. (2011) Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. Nordisk ministerråd. TemaNord 2011:528.
- Safavi, A., Richter, C., Unnthorsson, R. (2022) Dioxin Formation in Biomass Gasification: A Review. *Energies* 2022, 15, 700. <https://doi.org/10.3390/en15030700>
- Saltnes, T., Øfsti, A.T., Sørensen, G., Eikås, S., Haualand, K., Wessman, F.G., Ringstad, F.P., Rusten, B. (2022) Biologisk fosfor- og nitrogenrensing med Hias prosessen. *VANN* 57(2): 107-113.
- Skogerbø, G., Batey, F., Beschorner, A.-L., Cornell, A., Farettstveit, T., Jantsch, T.G., Haarr, A. 2020. Mikroplast i avløpssvann, avløpsslam og jord. Norsk Vann Rapport A 253.
- Steinmetz, Z., et al., Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of The Total Environment*, 2016. 550: p. 690-705.
- Sternbeck, J., Blytt, L.D., Gustavson, K., Frankki, S., Bjergström, M. (2011) Using sludge on arable land - effect based levels and longterm accumulation for certain organic pollutants. Report to the Nordic Council of Ministers. TemaNord 2011: 506.
- Sundt, P., P.-E. Schulze, og F. Syversen, Sources of microplastic-pollution to the marine environment, N.E. Agency, Editor. 2014: Oslo.
- Talboys, P.J., Heppel, J., Roose, T., Healey, J.R., Jones, D.L., Withers, P.J.A. (2016) Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant and Soil* 401: 109-123.
- Tavazzi, S., Locoro, G., Comero, S., Sobiecka, E., Loos, R., Gans, O., Ghiani, M., Umlauf, G., Suurkuusk, G., Paracchini, B., Cristache, C., Fissiaux, I., Riuz A.A., Gawlik B.M. (2012) Occurrence and levels of selected compounds in European sewage sludge samples. Results of a Pan-European Screening Exercise. Joint Research Centre report.
- TemaNord (2012) PPCP monitoring in the Nordic Countries -Status Report. TemaNord 2012:519 <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2954/ta2954.pdf>
- Teuten, E.L., et al., Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 2009. 364(1526): p. 2027-45.
- Thomas, K.V., Langford, K.H., Muthanna, T., Schlabach, M., Enge, E.K., Borgen, A., Ghebremeskel, M., Gundersen, H., Leknes, H., Uggerud, H., Haglund, P., Liao, Z., Liltved, H. (2011) Occurrence of selected organic micropollutants and silver at wastewater treatment plants in Norway. *KLIF TA-2784/2011*.
- Thomas, K.V., Schlabach, M., Langford, K., Fjeld, E., Øxnevad, S., Rundberget, T., Bæk, K., Rostkowski, P. Harju, M. (2014) Screening programme (2013) New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances. Miljødirektoratet M-176/2014.

- Thomas, K.V., Langford, K., Reid, M., Vogelsang, C., Øxnevad, S., Bæk, K., Fjeld, E., Brooks, S., Pampalin, D.M., Nikiforov, V., Schlabach, M. (2016) Screening Programme 2015: Pharmaceuticals and hormones. Miljødirektoratet M-597/2016.
- Uhl, W., Eftekhardakhah, Svensden, C., 2018. Mapping microplastic in Norwegian drinking water. Norwegian Water Report A 241.
- Vik, E.A., Henninge, L.B., Lidholm, O., Tomczak-Wandzel, R. (2022) Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann. Norsk Vann – rapport nr. 275- 2022.
- VKM, Eriksen, S.E., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave K., Hallgeir-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T., Sverdrup, L. (2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils, Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety, VKM Vitenskapskomiteen for mattrygghet.
- VKM, Bernhoft, A., Amundsen, C.E., Källqvist, Rudi, K., Sogn, T., Yazdankhah, S., Ørnsrud, R. (2014). Zinc and copper in pig and poultry production – fate and effects in the food chain and the environment. Opinion of the Panel on Animal Feed of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. VKM Report 13-603. ISBN: 978-82-8259-093-8.
- VKM, Eggen, T., Amlund, H., Barneveld, R., Bernhoft, A., Bloem, E., Sundstøl Eriksen, G., Flem, G., Källqvist, T., Sverdrup, L.E., Trapp, S., Øgaard, A.F., Kruse Fæste, C., Lock, E.J., Ringø, E., Steinshamn, H., Ørnsrud, R. Krogdahl, Å. (2022). Risk assessment of potentially toxic elements (heavy metals and arsenic) in soil and fertiliser products – fate and effects in the food chain and the environment in Norway. Scientific Opinion of the Panel on Animal Feed of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2022:09, ISBN: 978-82-8259-383-0, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.
- Vogelsang, C., et al., Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures. 2018, Norwegian Environment Agency. p. 174.
- Weithmann, N., et al., Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. Science Advances, 2018. 4(4): p. eaap8060.
- Zimmermann, L., et al., Benchmarking the in vitro toxicity and chemical composition of plastic consumer products. Environmental Science & Technology, 2019.
- Zubris, K.A.V. and B.K. Richards, Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. Environmental Pollution, 2005. 138(2): p. 201-211.
- Øgaard, A.F., Knutsen, H., Kårstad, S., Fystro, G., Bechmann, M., Morken, J. (2014) Konsekvensvurderinger av utkast til revidert forskrift om lagring og bruk av gjødsel til landbruksformål. Bioforsk RAPPORT, 9 (148). 60 s.
- Øgaard, A.F., Brod, E. (2016) Efficient phosphorus cycling in food production – predicting the phosphorus fertilization effect of sludge from chemical wastewater treatment. Journal of Agricultural and Food Chemistry 64 (24), 4821-4829.
- Øgaard, A.F., Sveistrup, T., Haraldsen T.K. (2021). Avløpsslam til jordbruksarealer – Resultater fra fem flerårige feltforsøk. NIBIO Rapport 7(151). 44 s.

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2023	276	Lange pumpeledninger for avløp på land og i sjø	2017	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser	2010	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	275	Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann		228	Tilførsel av industrielt avløpsvann		180	Fjernavlesning av vannmålere
	274	Korrosjonsbeskyttelse – erfaring og ny kunnskap		227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg		179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen		226	Tømming av slam		B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger		225	Trykkavløp i spredtbygd og urbane strøk		B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
2022	271	Åpen fordrøyning - Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm	2016	224	Eierskap til stikkledninger	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet	
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett – prosedyrer og anbefalinger		223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016 – 2040	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg	
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasin		222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status	
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge		221	Smart ledningsfornyelse – bruk av NoDig-metoder	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene	
	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpområdet		B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk	175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger	
2021	B27	Forurensninger i overvann fra urbane flater – vannmiljømål og rensetiltak	2015	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk	174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting	
	266	Vannbransjens erfaringer med kommunesammenslåinger		220	Kritiske ledninger for vann og avløp – klassifisering og tiltaks vurdering	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør	
	265	MEMiNOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann		219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt	
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking		218	Vann til brannslukking og sprinkleranlegg	B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.	
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett – beste praksis		217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov	172	Trykktap i avløpsnett	
2020	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning	2014	215	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere	171	Erfaringer med lekkasjekontroll	
	261	Omfyllingsmasser		214	Forslag til ny sektorlov for vanntjenester	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis	
	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen		213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2	
	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021 – 2040		212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg	
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen – status og prognoser 2020 – 2050		211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier	
2019	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg	2013	210	Veiledning for praktisering av selvkost	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg	
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg		209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata	
	255	Bærekraftig fremmedvannandel – Modell for vurdering av riktig nivå		208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg	B12	Drikkevatt i media	
	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder		207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann	
	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning		206	Biostabilitet i drikkevannsnett	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag	
2018	B25	Forprosjekt – Digital Vannstatistikk	2012	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering	
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord		204	Åpne flomveger i bebygde områder	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett	
	252	Kummer – Klassifisering og tilstandsvurdering		203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter	160	Driftserfaringer med membranfiltrering	
	B24	Primærrens – Status og renseeffekter 10 år etter		202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet	
	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett		201	Anskaffelser i vannbransjen	158	Termoplastrør i Norge – før og nå	
2017	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen	2011	200	Håndtering av overvann fra urbane veger	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler	
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder		199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse	B10	Vannkilden som hygienisk barriere	
	249	Veiledning i nød vannforsyning		198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene	
	B23	Evaluering av Norsk Vanns prosjektsystem		197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen	
	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge		196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07	
2016	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen	2010	B19	Varmpumper i drikkevannsforsyningssystem	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg	
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land		B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren	
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer		B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg	
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann		194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren	
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur		193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren	
2015	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale	2009	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)	
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water		191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger	
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann		190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren	
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker		188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring	
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå		C8	Omdømmeplattform og -strategi	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning	
2014	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester	2008	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann	
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter		186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann	
	236	Akseptkriterier – Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon		185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett	
	235	Dataflyt		184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk	
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp		183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri	B5	Utslipp fra bilvaskehaller	
2013	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer	2007	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam			
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?						
	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region						
	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann						



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no