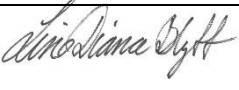


BEDRE UTNYTTELSE AV FOSFOR

Dokumentinformasjon

Tittel	BEDRE UNYTTTELSE AV FOSFOR (M-846 2017)		
COWI-kontor	COWI-Oslo, Karvesvingen 1 Oslo		
Oppdragsnummer	A084596	Rapportnummer:	001
Utgivelsesdato	30. mars 2017	Antall sider:	64
Tilgjengelig:	Åpen		
Språk	Norsk – bokmål, English Summary		
Utarbeidet	Blytt, L.D. (COWI) Brod, E. (NIBIO) Øgaard, A.F. (NIBIO) Johannessen, E. (COWI) Estevez, E.M.E (COWI) Paulsrud, B. (COWI)	Sign.	
Kontrollert	Håkon Dalen og Elisabeth Lyngstad (COWI)		
Oppdragsgiver:	Miljødirektoratet	Oppdragsgivers kontaktperson:	Anna-Sara Magnusson
Kontaktinformasjon saksbehandler	Line Diana Blytt, mobil 91813179, LDBL@COWI.COM		
Stikkord:	Gjenvinning, fosfor, landbruk, gjødsel organisk avfall, avløpsslam, fiskeslam, husdyrgjødsel, teknologi		

INNHold

Norsk sammendrag	3
English summary	4
1 Innledning	5
2 Vurdering av fosforressursgrunnlaget i Norge	7
2.1 Fosforpotensial for plantevekst	7
2.2 Muligheter for anvendelse av restprodukter som fosforressurs	10
2.3 Plantetilgjengelighet av fosfor i restprodukter	11
2.4 Potteforsøk og relativ gjødseleffekt	12
2.5 Plantetilgjengelighet av fosfor i restprodukter	12
3 Videreprosessering for fosfor gjenvinning	19
3.1 Avvanning av husdyrgjødsel	19
3.2 Gjenvinningsteknologi for mineralsk fosfor fra avløp	19
3.3 Gjenvinningsteknologi for fiskeslam	22
4 Kostnader for gjenvinning	26
4.1 Kostnader ved direkte anvendelse av avløpsslam og monoforbrenning	26
4.2 Kostnader for gjenvinning av slam fra fiskeoppdrett	26
4.3 Kostnader for gjenvinningsteknologi for mineralfosfor	28
5 Mulige tiltak for økt fosforgjenvinning, regulering, virkemidler og marked	33
5.1 Utfordringer	33
5.2 Forslag til strategi og handlingsplaner	34
5.3 Mulige virkemidler for bedre utnyttelse av fosfor	35
6 Oppsummering av fosforgjenvinningsmuligheter	39
7 Referanser	43
Vedlegg 1 Teknologi for P-gjenvinning fra avløpsvann og slam	48

Sammendrag på norsk og på engelsk

Norsk sammendrag

COWI og NIBIO har gjennomført en studie av muligheter for bedre utnyttelse av fosfor i organiske restprodukter i Norge. Norge har et fosforoverskudd, og det gjelder også når man utelater import av fosforgjødsel. Noe av utfordringen for bedre fosforutnyttelse er at det er stor regional skjevfordeling, og det er behov for å flytte overskuddsfosfor fra Vestlandet til områder med behov for ekstra fosfortilførsel. Av de totale fosforressursene på ca. 28.000 tonn fosfor fra de ulike organiske restproduktene utgjør husdyrgjødsel ca. 41 % fosfor og slam fra fiskeoppdrett i sjø 32 % fosfor. Andelen fosfor fra avløpsslam, settefisk- og post-smolt-slam utgjør til sammen ca. 9 %. Fiskeslam blir i dag i liten grad utnyttet som fosforgjødsel. Avløpsslam anvendes i stor grad i landbruket, men siden fosfor i dette slammet som oftest er lite plantetilgjengelig, blir det ikke utnyttet optimalt. Det finnes teknologi i dag for å utvinne fosfor fra restprodukter slik at det kan bli transportert til områder som har behov, men teknologien blir foreløpig i liten grad anvendt i Norge. Fosfor er å anse som en kritisk råvare, og det bør derfor iverksettes ulike tiltak for å bedre gjenbruken som gjødsel. Utfordringer som hindrer fosforresirkulering er:

- > skjev fosforfordeling i landet med overskudd på Vestlandet,
- > lav plantetilgjengelighet av fosfor i mange restprodukter,
- > ugunstig næringsstoffsammensetning i restprodukter sammenlignet med plantenes behov,
- > høyere pris for resirkulert fosfor enn for mineralsk fosfor
- > Endre tradisjonelt bruk av avløpsslam som jordforbedringsmiddel til P-gjødsel kilde

Virkemidler for å bedre utnyttelsen av fosfor kan inkludere sterkere regulering av tillatt total fosfortilførsel per arealenhet, tilrettelegging for transport av fosfor i husdyrgjødsel og fiskeslam til områder med mindre fosfor og teknologiendringer for å øke plantetilgjengelighet av fosfor i avløpsslam. Videre kan markedsreguleringer som et innblandingskrav av resirkulert fosfor eller en avgift på råfosfat i mineralgjødsel stimulere til økt gjenbruk av fosfor fra organiske restprodukter.

English summary

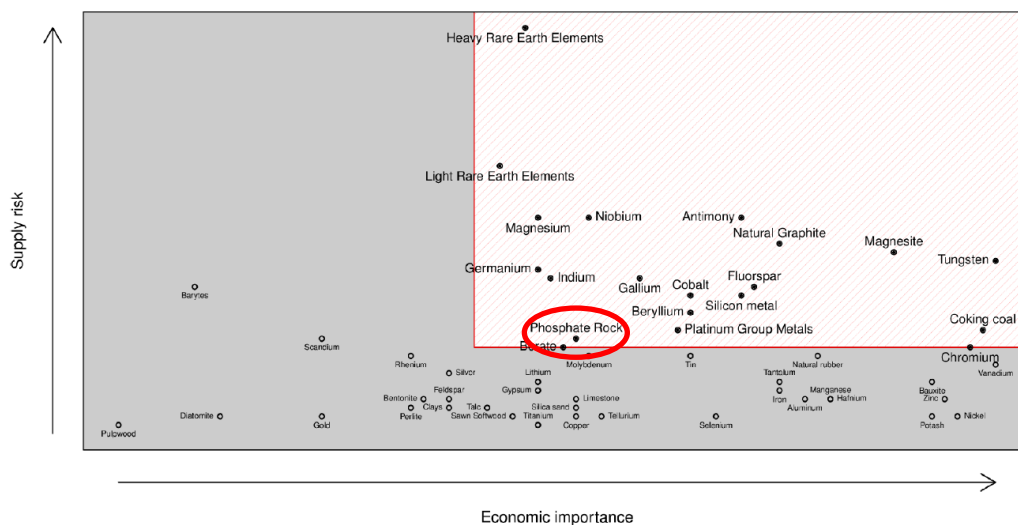
COWI and NIBIO conducted a feasibility study for better utilisation of phosphorus derived from organic waste products. Norway has an excess of phosphorus, also if the import of phosphorus for mineral fertiliser is excluded. The challenge is to make better use of Norway's phosphorus resources despite their uneven regional distribution within the country. There is a need for redistribution of phosphorus from the West of Norway to areas in demand of phosphorus in the East of Norway. Of the total 28,000 tons of phosphorus in organic waste products/by-products, manure represents 41%, while sludge from sea-based fish farms accounts for 32%. Land based fish farms and sewage sludge from wastewater treatment plants together make up 9%. Using sludge from fish farms as phosphorus fertiliser in agriculture is not common, whereas sewage sludge is frequently used. Sewage sludge has a relatively low phosphorus availability implying that utilisation of phosphorus is not optimal. There is technology available for the recovery of phosphorus from organic waste products/by-products as a mineral fertiliser making transport easier to areas where it is needed. However, these technologies have not been applied in Norway yet. Globally, phosphorus is considered as a critical resource. Different measures for increasing its recovery should be considered in order to utilise phosphorus sustainably. Challenges related to phosphorus recycling imply:

- > Uneven distribution of phosphorus in Norway with excess in the Western part of Norway.
- > Relatively low availability of phosphorus in many organic waste products/by-products compared to the plants' demand.
- > Unsuitable nutrient composition compared to the plants' demand.
- > Higher cost for recycled phosphorus compared to mineral phosphorus fertiliser.
- > Changing the tradition of using sewage sludge as a soil amendment product to a P-resource.

Measures must be taken to better utilise phosphorus. These may include stricter regulations of the amount to be spread per unit area, facilitating the transport of phosphorus in manure and fish farm sludge to areas where it is needed, and the application of technologies for recovering phosphorus. Additionally, regulation requiring the mixing of recycled phosphorus or levying taxes on raw phosphate in mineral fertilisers can stimulate recovery efforts from organic residues.

1 Innledning

Både EU og Norge har et mål om en sirkulær økonomi som innebærer økt bruk av avfall som råvare samt optimalisert utnyttelse av fosfor. Det norske matvaresystemet er avhengig av fosforimport, både i form av mineralgjødning, dyrefôr og mat. I EU har man identifisert råfosfat som et av flere kritiske råstoffer, se Figur 1 (EU, 2014). Selv om fosfor er identifisert med moderat økonomisk verdi, er fosfor strategisk politisk på grunn av risiko ved fremtidig leveranse, tilgjengelighet og kvalitet. I EUs handlingsplan for sirkulær økonomi er fosfor identifisert å ha resirkuleringspotensial med høy verdiskaping, spesielt innen å utvikle og sikre lokal industri, landbruk og matproduksjon, (EU, 2015).



Figur 1 Råfosfat (phosphate rock) er i rød sone, materialer som er identifisert som kritisk råstoff (EU, 2014).

Forsyning av fosforgjødsel til Europa er snart begrenset til ett land, Marokko. Total import-avhengighet er derfor ikke bærekraftig på sikt. Samtidig går kvaliteten til gruveutvunnet fosfor ned, fordi flere kilder er forurenset med både kadmium og radioaktive stoffer (Kratz m.fl. 2016). Å få på plass en bærekraftig fosforresirkulering fra organiske restprodukter er derfor viktig for å sikre framtidig matsikkerhet.

Miljødirektoratet ønsker å gjennomføre en vurdering av gjenbruk av fosfor fra alle viktige kilder, med tilhørende konsekvenser. Det er et behov for et bedre kunnskapsgrunnlag for den pågående revisjonen av gjødselvereforskriften. Det er viktig å identifisere områder og hvilke fosforkilder som kan utnyttes bedre i Norge. Utredningen gir en oversikt over fosforressurser og plantetilgjengelighet av fosfor i norske restprodukter. Avløpsslam og slam fra oppdrettsnæringen (fiskeslam) har et noe større fokus i utredningen enn de øvrige restproduktene, da disse utgjør hoveddelen av gjenvinnbare fosforressurser utenom husdyrgjødsel. For å bedre utnyttelsen av fosfor er det nødvendig å belyse kostnader, og eventuelle virkemidler som kan brukes for bedre utnyttelse. Arbeidet skal danne et grunnlag for å vurdere om Norge bør ha et definert mål for gjenvinning av fosfor i Norge, og gi innspill til politikkutforming om resirkulering av fosfor som del av den sirkulære økonomien.

COWI har ledet prosjektet og vurdert ulike gjenvinningsteknologier og kostnader. NIBIO (Norsk institutt for bioøkonomi) har bidratt med å gi en oversikt over norske fosforressurser og med å vurdere plantetilgjengelighet av disse fosforressursene. COWI og NIBIO har i

samarbeid vurdert hindringer og muligheter for økt fosforgjenvinning. I rapporten omtaler vi mulige virkemidler for økt resirkulering av fosfor. En fullstendig utredning av alternativene når det gjelder kost-nyttevurdering og hvordan virkemidlene vil fungere har ikke vært mulig å analysere innenfor denne utredningens rammer. Undersøkelser for å estimere plantetilgjengeligheten av fosfor fra settefiskslam er planlagt gjennomført og kommer som egen rapport senere. Resultatene kan da benyttes for å estimere potensialet for fosforgjenvinning fra fiskeslam i form av struvitt (ammonium magnesium fosfat) eller kalsiumfosfat (CaP) fra rejeftvann etter utråkning.

Norske studier og prosjekter danner bakgrunns litteratur for estimatene av mengder, plantetilgjengelighet og teknologi. Det har vært avholdt et møte med interesseorganisasjoner og myndighetene på området for å få innspill til rapporten.

2 Vurdering av fosforressursgrunnlaget i Norge

2.1 Fosforpotensial for plantevekst

Ulike avfallsfraksjoner inneholder fosfor som det kan være aktuelt å benytte som fosforkilde for planteproduksjon. Forutsetningen for bedre ressursutnyttelse avhenger av transport/innsamling, behandlingsmetoder, plantetilgjengelighet og marked. En oppsummering av fosforpotensialet fra de ulike restproduktene er gitt i Tabell 1. Det er estimert at de totale fosforressursene i Norge omfatter ca. 28.000 t fosfor per år. Husdyrgjødsel er den største ressursen med ca. 11.400 t fosfor. Fiskeslam inneholder ca. 9.000 t fosfor, hvorav 85 t er i slam fra settefiskanlegg og 570 t er potensielt i slam fra post-smoltanlegg. Avløpsslam inneholder ca. 1.900 t fosfor. Til sammenligning er årlig norsk forbruk av fosfor i mineralgjødsel nå i området 8.400 – 9.000 tonn. Fosformengden i restprodukter er dermed betydelig større enn det som er estimert som det totale gjødslingsbehovet for fosfor (5800 tonn fosfor, Hamilton m.fl. 2017). Dette betyr at selv ved optimalisering av plantetilgjengelighet og fordeling av fosforressursene i restprodukter, vil ikke alt fosforet i restproduktene bli optimalt utnyttet selv om alt fosforet i restprodukter brukes på norske arealer.

Fosforgjødslingsbehovet er bestemt av jordas evne til å bidra med fosfor i tillegg til plantenes fosforbehov. I flere tiår har det blitt tilført mer fosfor enn det som blir fjernet med avlingene og jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor, målt som P-AL, har derfor økt over tid. Oppbyggingen av jordas fosforinnhold har vært spesielt stor i områdene med mye husdyr (Krogstad 1987). Ved høye P-AL-verdier i jorda kan plantenes fosforbehov helt eller delvis dekkes av fosforet som er i jorda. Tapping av jordas fosforinnhold der dette er unødvendig høyt er ønskelig både ut fra ressurs hensyn og miljø hensyn. Jord med høye P-AL-verdier bidrar med mer fosfor til vassdragene enn jord med lavere P-AL verdier, gitt at andre tapsfaktorer er like. I de norske gjødslingsanbefalingene blir anbefalt fosforgjødsling justert etter jordas P-AL-verdi. P-AL 5-7 anses som et optimalt nivå i forhold til plantevekst og miljø, og i dette intervallet anbefales det å tilføre like mye fosfor som det fjernes med avlingene. Ved P-AL over 7 anbefales det en gradvis nedtrapping av fosformengden (Krogstad et al. 2008). Ved P-AL over 14 anbefales det nå å utelate fosforgjødsling helt til korn, oljevekster og eng. Dette betyr at anbefalt fosforgjødsling mange steder er mindre enn mengden fosfor som fjernes med avlingene.

På grunn av ulik oppbygging av fosforinnholdet i jord finnes lokale og regionale forskjeller på fosfornivået i landbruksjord, og dermed hvor mye fosfor som behøves til en viss avling. Det er også lokale og regionale forskjeller på hvor mye fosfor som er tilgjengelig i organiske restprodukter som husdyrgjødsel og avløpsslam. Hanserud m.fl. (2016) har beregnet fylkesvise mengder av fosfor i husdyrgjødsel og avløpsslam og fosforbalanser (mengde fosfor i husdyrgjødsel, avløpsslam og mineralgjødsel minus fosfor fjernet med avlingene) for perioden 2009-2011. I alle fylkene var det mer fosfor enn det som ble fjernet med avlingene. I gjennomsnitt for hele landet var fosforoverskuddet på 0,85 kg P/daa med fylkesvis variasjon fra 0,27 til 1,47 kg P pr. daa. Hvis en fjerner fosfor i mineralgjødsel fra fosforbalansen, vil fortsatt de fleste fylkene ha et overskudd på fosforbalansen. Unntakene er 6 fylker i Sørøst Norge. Hvis en tar hensyn til fosforbidraget fra jord, blir gjødslingsbehovet mindre enn det som fjernes med avlingene og fosforoverskuddet blir dermed større. Figur 2 viser at når det tas hensyn til jordas fosforinnhold, er det spesielt stort overskudd av fosfor i fylkene på Sørvest-, Vest- og Nord-Vestlandet, med Rogaland i en særstilling. I Rogaland ble

det tilført 1900 tonn fosfor mer enn behovet per år i perioden 2009-2011, mens Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal tilførte ca. 500-600 tonn fosfor mer enn behovet per år. Oslo/Akershus og Østfold er de eneste fylkene som hadde et fosforunderskudd uten mineralgjødsel når fosfornivået i jord ble tatt hensyn til. Matproduksjonsnivået og gjødselbruken har holdt seg ganske stabil siden 2011, og vi antar at tallene også representerer dagens situasjon

Fosforunderskuddet i Oslo/Akershus og Østfold kompenseres med import av mineralsk fosforgjødsel i dag, men kan i framtiden dekkas av organiske restprodukter importert fra andre fylker. Ved gjødsling etter NIBIOs gjødslingsanbefalinger vil bidraget fra lagret fosfor i jord reduseres og gjødslingsbehovet for fosfor øke over tid. For Norge sett under ett, finnes det i dag mer plantetilgjengelig fosfor i husdyrgjødsel og avløpsslam enn det som er plantebehovet, både på kort og lang sikt. Hvis man skal inkludere fosforholdig slam fra fiskeoppdrett i tillegg, blir dette overskuddet enda større og mer skjevfordelt, spesielt hvis fiskeslammet brukes langs kysten fra Rogaland til Trøndelag. Ved å utnytte Norges fosforoverskudd er det en teoretisk mulighet for utvikle en industri som kan omfordele fosfor internt i Norge samt gi grunnlag for eksport av resirkulert fosfor som gjødsel til utlandet.

Tabell 1 Fosforpotensial og plantetilgjengelig fosfor (P) fra ulike mulige kilder.

Avfallskilder	Fraksjon	TS	P	Mengde	Tot-P	Plantetilgjengelig P
		%	kg P/ tonn TS	Tonn TS/år	Tonn	Tonn
Avløpsslam, (ikke spredt avløp)	Kjemisk felt primær slam (Kjemisk rensing (Fe og Al))	12-90 ¹⁾	1-3 ²⁾	184.600 ^{4a)}	1.900 ¹²⁾	400-750 ¹²⁾
	Kjemisk-/ biologisk slam (Kjemisk-/ biologisk rensing)		1-3 ²⁾			
	Primærslam, silslam (Sedimentasjon/flotasjon uten kjemikalier, mekanisk rensing)		0,1-1,1 ³⁾			
Fiskeslam (land)	Primærslam (Sedimentasjon/flotasjon uten kjemikalier, mekanisk rensing)	12-90	0,9-2,9	8.500	85 ⁵⁾	75 ⁶⁾
	Primær- og biologisk slam (resirkuleringsanlegg)					
Fiskeslam (postsmolt)	Saltvann	10-90	0,9-2,9	57.000	570 ⁵⁾	510 ⁶⁾
Fiskeslam (hav)	Slam under merder		0,9-2,9	~450.000	8.450 ^{8),5)}	1.800-8.450 ¹²⁾
Husdyrgjødsel (total)			0,7 (storfe)-1,6 (gris), 1 (fjørfe) ⁷⁾		11.400 ⁸⁾	8700 – 11.400 ¹²⁾
....derav Husdyrgjødsel (lagret) ¹⁰⁾	Ikke tatt med i sluttsummen				8.000-9.000	8.000-9.000
Slakteriavfall	Kategori 3	90			2040	400-1250 ¹²⁾
Fiskeensilasje	Kategori 2	20	1-1,7 ⁹⁾	8.000 ⁹⁾	80-170	80-170 ¹²⁾
Matavfall	Kompost	33 ¹³⁾		27.600 ^{4b)}	2.600 ⁸⁾	1250-1950 ¹²⁾
	Biorest		3,8 ¹³⁾	30.500 ^{4b)}		
Treaske					800 ¹⁴⁾	400-640 ¹²⁾
Sum					ca. 28.000	ca. 13.600-18.500

¹⁾ 90% ved termisk slamtørrking, vanligvis er avvanning på ~25 %

²⁾ Øgaard og Brod 2016

³⁾ Paulsrud 2005 – råslam

⁴⁾ SSB statistikk (2015) ^{a)} Mengde slam disponert, ^{b)} Levert anlegg for behandling

⁵⁾ Estimert basert på Martinsen (2016)

⁶⁾ Antagelse 90% utnyttelse

⁷⁾ Nesheim og Sikkeland, 2013

⁸⁾ Hamilton m.fl. (2016)

⁹⁾ Åhlstrøm 2015 og Beachell 2016

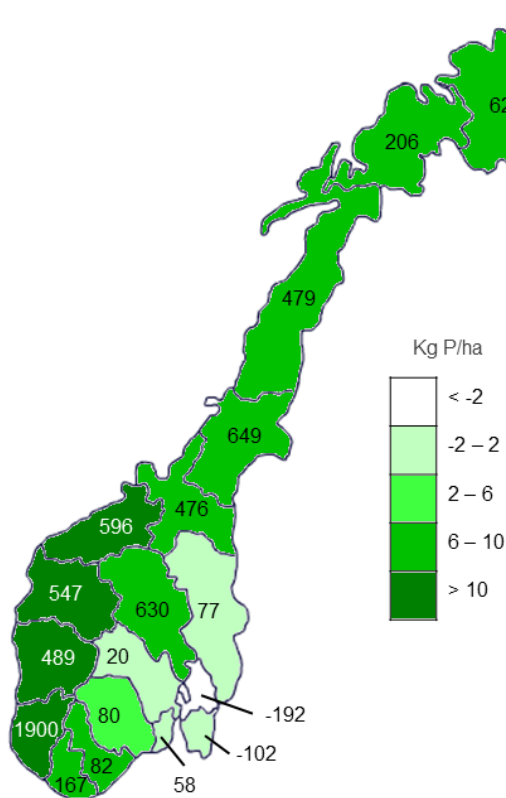
¹⁰⁾ Gundersen og Magnussen (2015) SSB – gjødselundersøkelsen

¹¹⁾ Estimert basert på Brod (2016)

¹²⁾ Hamilton m.fl. (2017) (fra vekstforsøk)

¹³⁾ Modahl *et.al*, 2014 (TS i råstoff)

¹⁴⁾ Miljødirektoratet, 2015



Figur 2. Årlig fosforoverskudd for enkeltfylker (tonn P/år) og gjennomsnittlig overskudd per hektar (dekar/10) markert med farge (kg P/ha og år).

2.2 Muligheter for anvendelse av restprodukter som fosforressurs

Erstatning av mineralgjødsel med direkte anvendelse av fosforrike restprodukter er én måte for å forbedre utnyttelsen av fosfor. Med direkte anvendelse menes bruk av restproduktet (f.eks. slam, matavfallskompost, kjøtt-/benmel, husdyrgjødsel, fiskeslam) på jord slik de hovedsakelig er i dag, dvs. uten videre prosessering (oppkonsentrering eller videreforedling) utover prosesskrav for å oppnå tilfredsstillende hygiene og stabilitet (lukt). Fordelen med direkte anvendelse av restprodukter på jord, er at dette krever små investeringskostnader og at man får tilleggsverdier ved at produktene ofte har god jordforbedrende effekt og inneholder også andre næringsstoffer. Utfordringen med direkte anvendelse av fosforrike restprodukter som avløpsslam, fiskeslam og husdyrgjødsel er at transport- og arbeidskostnadene blir høye dersom dette fosforet skal fordeles etter gjødselbehov.

I dag blir omtrent all husdyrgjødsel tilbakeført til jord. Fosforet i husdyrgjødsel blir likevel ikke utnyttet optimalt, til tross for generelt god tilgjengelighet av fosforet. Dette skyldes hovedsakelig at mye av husdyrgjødsel blir produsert og brukt på gårder med høyt fosforinnhold i jorda og hvor fosforbehovet dermed er lavt. Dessuten blir husdyrgjødsel ofte ikke brukt på hele gårdens spredeareal av både økonomiske og praktiske grunner. Vanlig mengde for avløpsslam (1,5-3 % tot-P) er 2 tonn TS/daa, og med dette vil man spre 30-60 kg tot-P/daa. Selv om fosforet er mindre plantetilgjengelig, er det betydelige total-mengder i

forhold til normal gjødselpraksis for fosfor. En annen ulempe med direkte anvendelse av restprodukter er at noen restprodukter har lav tilgjengelighet av fosforet og en næringsstoffsammensetning som ofte ikke er samsvar med plantenes behov.

Direkte anvendelse av flytende biorest krever nærhet til sluttbruker for å oppnå en bærekraftig logistikk. Biorest vil kreve avvanning for å kunne bli transportert til områder der det er behov for næringsstoffer, men rejektivannet må da renses før det kan slippes til resipient. Det er flere anlegg som har lokale løsninger med flytende biorest, f.eks. Mjøsanlegget i Lillehammer og Greve biogassanlegg i Tønsberg. Romerike biogassanlegg, som behandler matavfall fra Oslo, damper inn rejektivann som omsettes som flytende gjødsel lokalt. Fordelen med flytende biorest er at nitrogeninnholdet er høyere enn avvannet biorest. Produktet spres som et mer balansert gjødsel og ikke som et jordforbedringsmiddel.

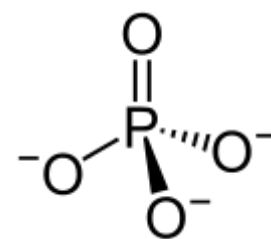
Fiskeslam blir i noe grad unyttet som gjødsel i dag, og spres oftest sammen med husdyrgjødsel. Andelen fiskeslam som benyttes i landbruket er ikke kartlagt, men det er lite trolig at fiskeslammets fosforandel spres optimalt siden det blandes med husdyrgjødsel.

Den andre måten å utnytte fosforrike restprodukter på, er prosessering med nyere teknologier for å utvinne mineralsk fosfor. Dette fosforet vil få billigere logistikk, nå et nytt marked, kan gå inn i mineralgjødselproduksjon og få annen bruksanvendelse enn det opprinnelige produktet. Ulempen med dette alternativet er et høyt investeringsbehov for teknologi, noe som fører til en høy fosforpris sammenlignet med mineralgjødsel. Bruk av slik teknologi krever større volumer og mer sentralisert behandling for å kunne forsvare investeringen.

2.3 Plantetilgjengelighet av fosfor i restprodukter

Det er viktig å kjenne til fosforgjødslingseffekten til restprodukter sammenlignet med mineralgjødsel når disse skal brukes som gjødsel. Bare hvis den relative gjødseffekten sammenlignet med mineralgjødsel er kjent, kan bruken av mineralgjødsel reduseres tilsvarende.

I mineralgjødsel foreligger fosfor som enkle uorganiske forbindelser (f.eks. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) som er lett løselige i jorden som orto-P, og er direkte tilgjengelige for plantene. Også i restprodukter foreligger fosfor hovedsakelig i uorganisk form (Brod m.fl. 2015). Men i noen typer restprodukter er fosfor ofte sterkt bundet til enten kalsium (f.eks. i kjøttbeinmel) eller til jern og aluminium (f.eks. i kjemisk felt avløpslam som er mest vanlig i Norge).



Ortofosfat

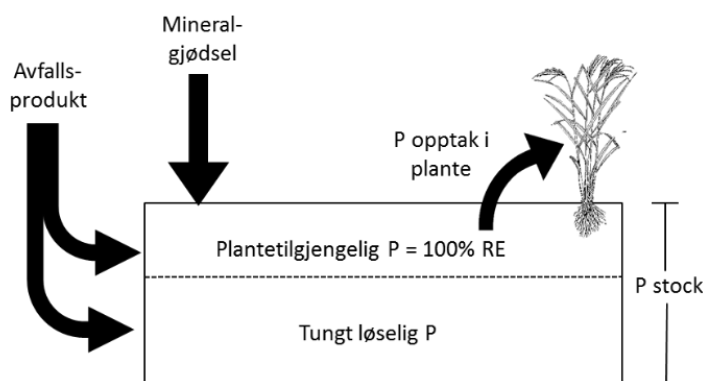
Fosfor i restprodukter kan derfor ha en betydelig dårligere gjødslingseffekt enn fosfor i mineralgjødsel. Kalsiumbundet fosfor har best tilgjengelighet i sur jord, mens for jern/aluminium-bundet fosfor øker tilgjengeligheten med økende pH. Det finnes også ulike typer av henholdsvis kalsiumfosfater og jern/aluminiumforbindelser, og løseligheten av disse ulike typene fosforforbindelser er forskjellig. Derfor varierer også plantetilgjengeligheten av fosfor i ulike restprodukter sterkt, og kan variere avhengig av pH i jorden.

Selv om uorganisk bundet fosfor som regel er dominerende i restproduktene, er det ofte en viss andel av fosfor i organisk form. Vanligvis vil opp til 25 % av fosfor foreligge i organisk form. Plantetilgjengeligheten av organisk bundet fosfor er avhengig av hvor lett nedbrytbare

disse forbindelsene er. Organisk materiale som allerede har gjennomgått nedbrytningsprosesser ved f.eks. kompostering og utråtning er relativt stabilt, og videre nedbrytning går sakte sammenlignet med nedbrytningshastigheten for produkter som ikke har gjennomgått nedbrytningsprosesser.

2.4 Potteforsøk og relativ gjødseleffekt

Vekstforsøk er den enkleste måten å bestemme på hvor mye fosfor i restprodukter som er direkte tilgjengelig for plantene. Det vanligste er å gjennomføre potteforsøk under kontrollerte betingelser med næringsfattig jord. Fosforrike restprodukter blir dosert ut i fra totalfosforinnholdet tilsvarende vanlig gjødselemengde per dekar. Alle andre næringsstoffer foruten fosfor blir tilført som mineralgjødsel slik at bare fosfor er begrensende for planteveksten. Både biomasseproduksjon og fosforkonsentrasjon i planten blir målt for beregning av fosforopptak i planten. Gjødseleffekten til restprodukter blir sammenlignet med effekten til mineralgjødsel. Den relative gjødseleffekten til restprodukter blir uttrykt som prosent (%) av effekten til mineralgjødsel (Figur 3).



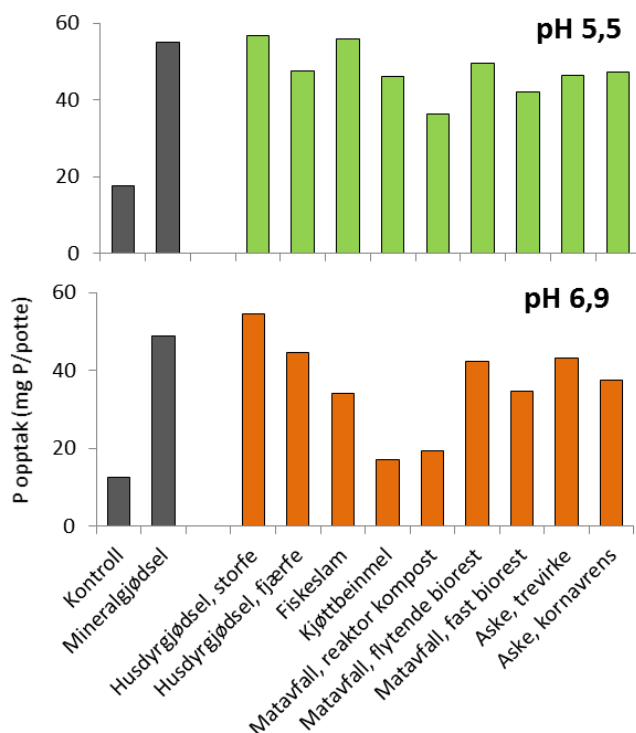
Figur 3. Konseptuell forklaring av den relative effekten til restprodukter som fosforgjødsel sammenlignet med mineralgjødsel (RE%).

Det er den umiddelbare gjødseleffekten til restprodukter som bonden vil være mest interessert i. I tillegg til det fosforet som blir plantetilgjengelig i løpet av den første vekstsesongen, kan noe fosfor i restprodukter bli tilgjengelig på sikt. Den langsiktige gjødseleffekten vil gjenspeiles i jordprøver som P-AL verdier, som er et estimat på plantetilgjengelig fosfor.

NIBIO har gjennomført to potteforsøk for å teste gjødseleffekten til ulike fosforrike restprodukter herunder avløpsslam. I begge forsøkene var størrelsen på pottene 5 liter. Jorden var en blanding av næringsfattig sand og torv. Det ble brukt raigras (*Lolium multiflorum*) som forsøksvekst som ble høstet fire ganger. Under kapittel 2.5 vil vi hovedsakelig referere til resultater fra disse to potteforsøkene, og supplere med litteratur fra tilsvarende gjødselforsøk.

2.5 Plantetilgjengelighet av fosfor i restprodukter

Figur 4 viser resultater fra et forsøk med restprodukter der fosfor hovedsakelig foreligger i forbindelser med kalsium (Brod m.fl. 2015). I dette forsøket ble jorden kalket til to pH-nivåer (pH 5,5 og pH 6,9), fordi løseligheten til kalsiumfosfater i stor grad blir styrt av pH.



Figur 4 Fosforopptak som mg P/potte i raigras (sum av fire høstinger) i forsøket med ulike fosforrike restprodukter.

Tabell 2. Relativ gjødseleffekt til ulike fosforrike restprodukter sammenlignet med mineralgjødning (%).

Fosforrik avfallsprodukt	Relativ fosforgjødsleffekt (%)	
	Første høsting	Summen av høsting 2,3 og 4
pH 5,5		
Husdyrgjødsel, storfe	111	100
Husdyrgjødsel, fjærfe	67	62
Fiskeslam	91	99
Kjøttbeinmel	67	71
Matavfall, reaktorkompost	28	53
Matavfall, flytende biorest	81	75
Matavfall, fast biorest	45	66
Aske, trevirke	51	85
Aske, kornavrens	76	73
pH 6,9		
Husdyrgjødsel, storfe	127	121
Husdyrgjødsel, fjærfe	72	77
Fiskeslam	47	59
Kjøttbeinmel	11	9
Matavfall, reaktorkompost	12	17
Matavfall, flytende biorest	74	78
Matavfall, fast biorest	47	60
Aske, trevirke	70	93
Aske, kornavrens	62	68

2.5.1 Husdyrgjødsel

Husdyrgjødsel er den største kilden til fosforresirkulering i Norge (). Denne ressursen inkluderer dyr på innmarksbeite. Gjødseleffekten av fosfor i storfe-gjødsel blir regnet som

like god som fosfor i mineralgjødning (Figur 4). Den relative gjødningseffekten sammenlignet med mineralgjødning er derfor omtrent 100 % (Tabell 7). Det kan forklares ved at nesten all fosfor i husdyrgjødning fra storfe er løselig i vann, i likhet med fosfor i mineralgjødning. Dessuten er fosforgjødningseffekten til storfe ikke avhengig av pH i jorden. Husdyrgjødning fra gris regnes å ha like god fosforgjødningseffekt som husdyrgjødning fra storfe. Husdyrgjødning fra storfe tilsvarer omtrent 6500 t fosfor hvert år, mens husdyrgjødning fra gris tilsvarer omtrent 1300 t fosfor hvert år. Noe husdyrgjødning fra storfe og gris blir behandlet i biogassanlegg. Effekten av utråkning av husdyrgjødning på fosfortilgjengelighet er ikke fullt ut forstått. Det er påvist at den umiddelbare plantetilgjengelige fraksjonen av fosfor og mikronæringsstoffer reduseres under utråkning, men dette er ikke påvist som redusert plantetilgjengelighet i feltforsøk (Møller og Müller, 2012). I norske studier har det vært mest vanlig å studere effekten av nitrogen siden dette næringsstoffet er av avgjørende betydning for avlingsmengde.

Fosfor i fjørfegjødning har generelt noe lavere virkningsgrad enn fosfor i storfegjødning og mineralgjødning (Figur 4, Tabell 7). I fjørfegjødning foreligger fosfor både i organisk form og som tungt løselige kalsiumfosfater som apatitt. Derfor er fosforgjødningseffekten til fjørfegjødning noe lavere ved høyere pH i jorden enn ved en lavere pH. Den relative gjødningseffekten til husdyrgjødning fra fjørfe er 60-70 % sammenlignet med mineralgjødning. Husdyrgjødning fra fjørfe tilsvarer 1000 t fosfor hvert år.

2.5.2 Fiskeslam

Fiskeslam er den nest største kilden for fosforresirkulering i Norge. Fiskeslam fra oppdrettsanlegg tilsvarer 9000 tonn fosfor per år (). Per i dag er det bare nye settefiskanlegg og eksisterende settefiskanlegg som ønsker å utvide kapasitet som møter krav om rensing av avløpsvannet. Fosfor i slam fra settefiskanlegg utgjør bare en liten brøkdel av fosforet i slam fra oppdrettsanlegg (ca. 85 t fosfor,). Men ved utvikling mot økt produksjon i oppdrettsnæringen og økt individvekt på land (inntil 1 kg), forventes økt mengde fiskeslam som er underlagt rensekrevet. Ved økt individvekt på land, vil imidlertid noe av slammet fra landbaserte fiskeanlegg i framtiden inneholde salt. I tillegg forventes utvikling av teknologi for oppsamling av fôrspill og feces i merder og dermed mer tilgjengelig fiskeslam. Det er uavklart hvorvidt saltkonsentrasjonene i fiskeslam er for store til at slammet kan brukes som gjødning direkte. Dersom man oppnår relativt høy grad av avvanning (ikke termisk tørking), vil sannsynligvis mesteparten av saltet følge vannfasen. Samtidig er det ønskelig med renseteknologi som fanger opp så mye som mulig av næringsstoffene i fiskeslammet. Dette kan komme i konflikt med ønske om lavt saltinnhold i gjødningproduktet.

Ubehandlet fiskeslam inneholder ca. 1-5 % tørrstoff, hvorav 6-8 % er nitrogen og 1-3 % er fosfor. Næringsinnholdet i slammet kan ha relativt stor variasjon grunnet fôrspill. Figur 4 viser fosforgjødningseffekten til fiskeslam som har blitt filtrert før tørking i en reaktor utviklet av Global Enviro. Fiskeslammet hadde like god gjødningseffekt som husdyrgjødning fra storfe på det laveste pH-nivået. Den relative gjødningseffekten sammenlignet med mineralgjødning var 90-100 % (Tabell 2). På det høyeste pH-nivået var gjødningseffekten til fiskeslam noe lavere enn effekten til husdyrgjødning, og lavere enn effekten på det laveste pH-nivået. Dette kan forklares ved at fosfor i fiskeslam foreligger til dels som kalsiumfosfater som er tungt løselige ved høyere pH. På det høyeste pH-nivået var den relative gjødningseffekten sammenlignet med mineralgjødning 50-60 % (Tabell 2). Det er fortsatt uavklart i hvilken grad ulike behandlingsteknologier påvirker fosforgjødningseffekten til fiskeslam.

2.5.3 Kjøttbeinmel

Norsk slakteriavfall inneholder en fosformengde på ca. 2040 tonn per år (). Kjøttbeinmel er slakteriavfall som har blitt hygienisert og stabilisert. Fosforvirkningen til kjøttbeinmel regnes å være 50-70 % sammenlignet med mineralgjødning (Tabell 2; Jeng m.fl. 2006).

Fosforvirkningen til kjøttbeinmel er mye lavere ved høyere pH i jorden, og den relative effekten til kjøttbeinmel sammenlignet med mineralgjødning er bare 10 % ved pH > 6,5 (Tabell 2). Dette kan forklares ved at fosfor i kjøttbeinmel for det meste foreligger som apatitt, et stabilt kalsiumfosfat, som er tungt løselig i jorden, spesielt ved høy pH. Det er mulig å øke virkningen av kjøttbeinmel som fosforgjødning f.eks. ved behandling med svovelsyre etter forbrenning (Krupa-Żuczek m.fl. 2008). Forholdet mellom nitrogen og fosfor i kjøttbeinmel er lavt. Det betyr at det tilføres mye mer fosfor enn plantene trenger hvis kjøttbeinmel doseres som nitrogengjødning.

I Norge omsettes kjøttbeinmel i dag ikke lenger som rent gjødselprodukt, men i blandinger med andre råstoffer, som hønsegjødsel og importerte rester fra sukkerproduksjon (vinsasse). Kjøttbeinmel er også godkjent som gjødning i økologisk landbruk. Hovedsakelig brukes kjøttbeinmel i dag som ingrediens i kjæledyrfôr og pelsdyrfôr.

2.5.4 Avløpsslam

Totalt blir ca. 1900 tonn fosfor rensert fra norsk avløp hvert år, og dette havner i avløpsslammet (). I dag benyttes avløpsslam, etter at det er hygienisert og stabilisert, i all hovedsak direkte på landbruksjord som et jordforbedringsmiddel eller i jordblandinger på grøntanlegg. Biologisk stabilisering (kompostering eller utråtning) reduserer lettomsattelig organisk stoff og lukten reduseres betraktelig. Kjemisk stabilisering (brent/lesket kalk) reduserer biologisk aktivitet og dermed lukt. Slam avvannes ofte til ca. 25-30 % ved bruk av mekanisk avvanningsutstyr eller tørkes termisk til ca. 60-90 %. Dette reduserer lager- og transportbehov. Hygieniseringen er som oftest knyttet til varmebehandling over en gitt tid, og metoden skal kunne inaktivere levende (infektive) parasittegg.

Valg av tekniske løsninger for rensing av avløpsvannet og slambehandling påvirker plantetilgjengeligheten av fosfor i det ferdige slamproduktet. Bøen (2010) konkluderte med følgende ut i fra en litteraturgjennomgang:

Avløpsrensing

- > Biologisk fosforfjerning gir et slam hvor plantetilgjengeligheten av fosforet er på nivå med fosfor i mineralgjødning
- > Ved felling med jern (Fe) og/eller aluminium (Al) avtar plantetilgjengeligheten av fosforet med økende innhold av Fe og Al i slammet
- > Felling med Ca reduserer plantetilgjengeligheten av fosforet mindre enn ved felling med Fe og Al

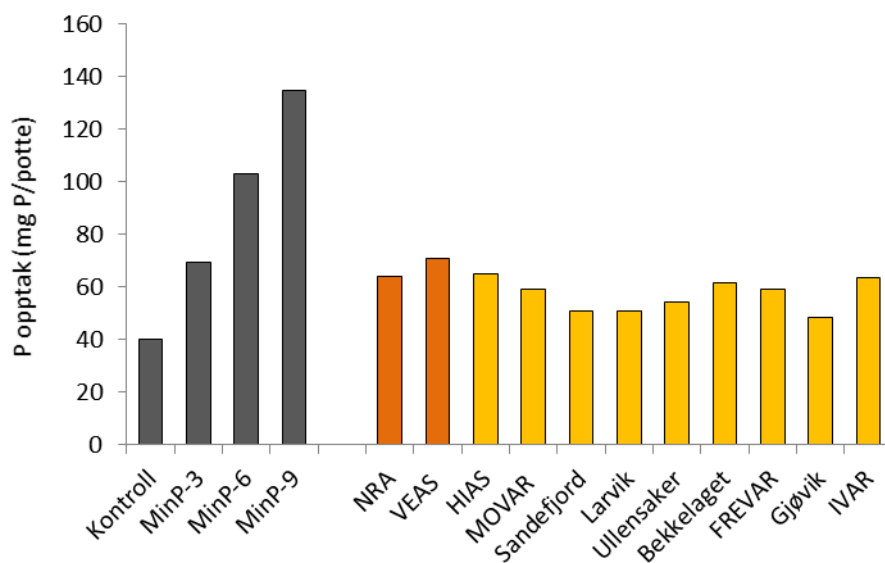
Slambehandling

- > Kalkbehandling av slammet reduserer plantetilgjengeligheten av fosforet der det ikke er brukt Fe og/eller Al til felling
- > Kalkbehandling av slammet øker plantetilgjengeligheten der det er brukt Fe og/eller Al til felling
- > Biologiske stabiliseringsmetoder har gitt varierende utslag på plantetilgjengelighet av fosfor

> Tørking reduserer plantetilgjengelighet av fosforet

I de siste årene har det blitt utført flere vekstforsøk med en rekke ulike norske slamtyper. Figur 5 viser resultater fra et forsøk i veksthus med ulike typer avløpsslam som er felt med aluminium og/eller jern og der fosforet derfor hovedsakelig foreligger i forbindelser med aluminium og/eller jern (Øgaard & Brod 2016). Resultatene viser at plantetilgjengeligheten av fosfor i norsk avløpsslam er generelt mye lavere enn fosfor i mineralgjødning. I samsvar med litteraturstudien til Bøen (2010) ble det også i dette forsøket funnet at plantetilgjengeligheten av fosforet avtok med økende innhold av aluminium og jern i slammet. Resultatene antyder også at fosforgjødnings-effekten er bedre når jern blir brukt som fellingskjemikalie framfor aluminium. En må regne at fosforeffekten første år etter tilførsel av dagens norske ukalkete slam, er mellom 2 og 20 % av gjødningseffekten til mineralgjødning (Tabell 3). Den relative gjødningseffekten til slam ved høstingene 2, 3 og 4 kan tyde på at noe fosfor blir tilgjengelig på sikt. Dette forsøket antyder også at kalking av slammet bedrer plantetilgjengeligheten av fosforet. For kalket slam kan en regne en fosforeffekt på 20-25 % av mineralgjødning ved høy pH i jorda, og antagelig litt høyere effekt ved pH<6,8.

Forsøk med tilførsel av ulike slamtyper til leirjord i felt viste at ved tilførsel av vanlige mengder kan kalket slam gi stor økning i jordas P-AL-tall, mens ukalket slam ofte gir liten endring i P-AL til tross for store fosfortilførsler (Øgaard m.fl. 2007 og Øgaard m.fl. rapport under utarbeidelse).



Figur 5. Fosforopptak som mg P/potte i raigras (sum av fire høstinger) i forsøket med ulike typer avløpsslam sammenlignet med stigende mengder mineralgjødning (MinP). Avløpsslam ble dosert tilsvarende MinP-9. NRA og VEAS er kalkbehandlet slam.

Tabell 3. Relativ gjødningseffekt til avløpsslam sammenlignet med mineralgjødning (%).

Avløpsslam	Relativ fosforgjødnings-effekt (%)	
	Første høsting	Summen av høsting 2,3 og 4
NRA	24	35
VEAS	16	57
HIAS	10	49
MOVAR	8	39
Sandefjord	9	21
Larvik	5	25
Ullensaker	8	29
Bekkelaget	12	40
FREVAR	11	36

Avløpsslam	Relativ fosforgjødselseffekt (%)	
	Første høsting	Summen av høsting 2,3 og 4
Gjøvik	2	22
IVAR IKS	16	41
Gjennomsnitt	11	35,82

Noen få norske renseanlegg bruker kalk til rensing av avløpsvannet. Resultater fra vekstforsøk med slam fra to av disse renseanleggene viste at kalkfelling har potensiale til å gi slam med høyere fosfortilgjengelighet enn Al/Fe-felt slam (Øgaard, rapport under utarbeidelse).

I forsøk med slam fra ulike renseanlegg kan det være vanskelig å tydelig skille ut faktorene som påvirker fosfortilgjengeligheten, fordi det er mange faktorer som varierer samtidig. Det har derfor blitt gjennomført et forsøk med henholdsvis jern- og aluminiumsfelt slam hvor effekten på fosfortilgjengelighet av anaerob utråtning og kalking ble undersøkt under kontrollerte betingelser (Alvarenga m. fl. 2017). Råslam ble da innhentet fra to norske renseanlegg og gitt ulik slambehandling på laboratorieskala. Dette forsøket viste tydelig at kalking av slammet øker plantetilgjengeligheten. Kalkingseffekten var imidlertid mindre ved kalking av utråtnet slam enn ved kalking av ubehandlet råslam. Forsøket viste også at kalking av aluminiumsfelt slam ga mindre økning i fosfortilgjengeligheten enn kalking av jernfelt slam.

2.5.5 Matavfall

Matavfall inneholder ca. 2600 t fosfor per år (). Fosforgjødselseffekten til matavfall varierer avhengig av behandlingsteknologi. Kompostert matavfall har en relativ fosforgjødselseffekt mellom 10-50 % sammenlignet med mineralgjødning (Tabell 2, Sinaj m.fl. 2002). Figur 4 tyder på at fosforgjødselseffekten til kompost er noe lavere ved høyere pH. Det kan forklares ved at noe fosfor i matavfall foreligger som stabile kalsiumfosfater som er tungt løselige ved høyere pH, f.eks. fosfor i kotelettbein (Brod m.fl. 2015).

Forsøk tyder på at biorest (etter utråtning) av matavfall har en bedre fosforgjødselseffekt enn matavfallskompost (Figur 4). Den relative gjødselseffekten til biorest varierer mellom 50-80 % sammenlignet med mineralgjødning (Tabell 2). Gjødselseffekten til biorest er noe lavere for den faste delen av biorest etter mekanisk separering.

2.5.6 Treaske

Treaske er det avfallsproduktet som er igjen etter forbrenning av trevirke. I dag blir treaske fra biobrenselanlegg vanligvis deponert på avfallsplasser, til tross for at treaske inneholder alle essensielle plantenæringsstoffer med unntak av nitrogen, som tapes ved forbrenningen.

Gjødselseffekten av fosfor i treaske varierer noe, men kan regnes å være 50-80 % sammenlignet med mineralgjødning (Tabell 2). Forsøk tyder på at fosforgjødselseffekten til treaske ikke er avhengig av pH i jorden (Brod m.fl. 2015; Brod m.fl. 2016). Aske har høy pH, som regel rundt 13. Kalkvirkningen til aske kan øke tilgjengeligheten av fosforet som allerede er i jorden.

2.5.7 Gjenvunnet mineralfosfor (struvitt og CaP)

Plantetilgjengeligheten for gjenvunnet mineralfosfor er for de fleste teknologiene svært nære mineralgjødning, Internasjonale studier tyder på at struvitt er en saktevirkende fosforgjødning, fordi mineralet er lite løselig i vann. Den relative gjødningseffekten til struvitt sammenlignet med mineralgjødning er likevel 70-100 % (Achat m.fl. 2014; Bonvin m.fl. 2015). På sikt vil gjødningseffekten til struvitt være like god som gjødningseffekten til mineralgjødning (Talboys m.fl. 2016). Krystallstruktur og krystallstørrelser i ren struvitt kan ha effekt på plantetilgjengeligheten. Ulike teknologier vil kunne utkrystallisere struvitt med ulike krystallstørrelser, men her er det gjort lite undersøkelser. Fosforgjødning produsert ved en termo-kjemisk prosess med CaCl_2 eller MgCl_2 som kjemisk reaktant der fosfor foreligger som CaP kan ha opptil 90% relativ fosforgjødningseffekt sammenlignet med mineralgjødning (Nanzer m.fl. 2014). Men gjødningseffekten er avhengig av jordas pH. Det samme gjødning-produktet viste nesten ingen fosforgjødningseffekt på alkalisk jord i et pottforsøk med raigras.

3 Videreprosessering for fosfor gjenvinning

3.1 Avvanning av husdyrgjødsel

Avvanning av husdyrgjødsel i områder med fosforoverskudd for transport til områder med fosforbehov er et alternativ basert på enkel teknologi. Det avvannede produktet vil ha tilleggsverdier i form av organisk materiale og andre næringsstoffer. Tabell 4 viser fordelingen av tørrstoff og fosfor i flytende og fast fraksjon etter separering ved mekanisk separering av blautgjødsel for svin og storfe med henholdsvis skrupresse og dekanterentrifuge.

Tabell 4 Separeringseffektivitet for blautgjødsel (% av substrat igjen i fast fraksjon) for skrupresse og dekanterentrifuge, samt strømforbruk.

	Volum ^{a)}	TS ^a	Tot-P ^a	Strømforbruk (kWh/tonn) ^{b)}
Skrupresse	11	37	17	1.1
Dekanterentrifuge	14	61	71	4.3

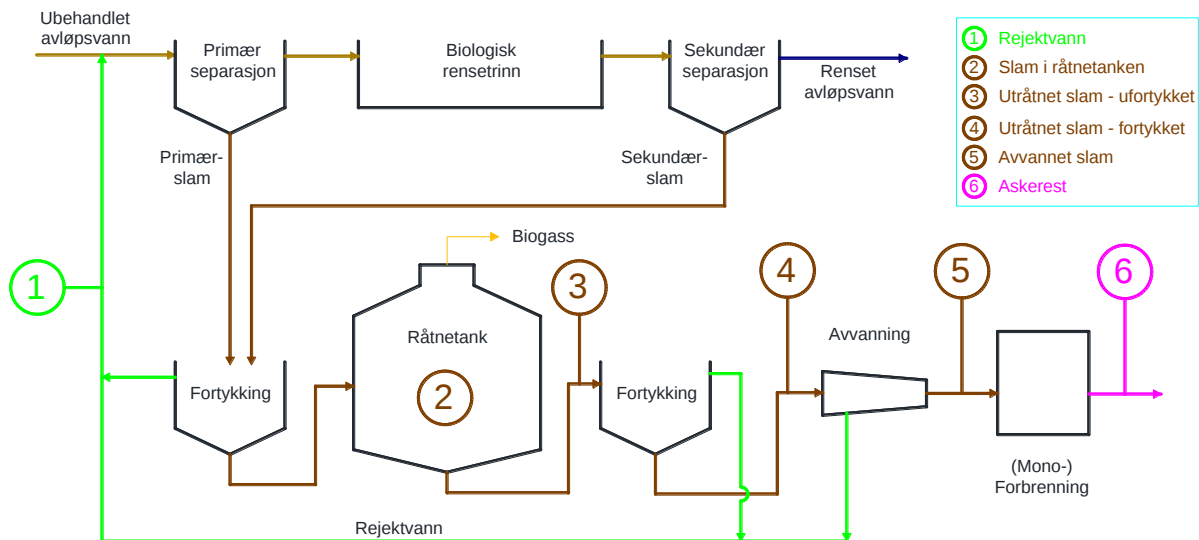
^{a)} Hjort m.fl. (2010); ^{b)} Møller m.fl. (2002),

Forskjellen i separeringseffektivitet for fosfor mellom skrupresse og dekanterentrifuge ligger i at sistnevnte separerer ut en betydelig andel små partikler til den faste fraksjonen. Det meste av fosforet i blautgjødsel er bundet til partikkelfraksjonen, og det er i større grad bundet til de små partiklene (<0.125 mm) enn til større partikler. Partikkelbundet fosfor er enten bundet i krystallinsk form, eller adsorbert til partiklene. Av oppløst fosfor i væskefasen finnes >80% som ortofosfat. For storfejødsel fra mjølkekyr kan en typisk tørrstoffprosent i fast fraksjon etter skrupresse og sentrifuge være henholdsvis ca. 20 % og 25 %, men ved å øke hastigheten i dekanterentrifugen kan tørrstoffprosenten nå opptil 40 %.

Et annet alternativ er felling av struvitt etter utråtning. Teknologiene for dette er beskrevet i kapittel 3.2 for avløpsvann/slam og Vedlegg I. Det har blitt gjennomført en del studier på utvikling av gjødselprodukter med høyt tørrstoffinnhold basert på husdyrgjødsel, f.eks. i Nederland (Schoumans m.fl. 2014) og i Frankrike (Achat m.fl. 2014). Det er spesielt mekaniske separeringsteknologier og kjemisk felling, f.eks. struvitt, som ser ut til å være lovende teknologier.

3.2 Gjenvinningsteknologi for mineralsk fosfor fra avløp

Gjennom behandlingen av avløpsslam ved avløpsrensaneanlegg oppstår det mange hoved- og delstrømmer som kan være aktuelle utgangspunkt for gjenvinning av fosfor. De ulike væskestrømmene har forskjellige egenskaper som åpner for ulike tekniske innfallsvinkler. Dette resulterer i at det finnes flere kilder som kan være aktuelle å gjenvinne fosfor fra i forbindelse med slambehandlingen på avløpsrensaneanlegg. Dette er illustrert i Figur 6. I Norge i dag er det lite utbredt med renseteknologi som gjør at fosforet er tilgjengelig for utvinning som f.eks. struvitt. Fe eller Al felling er den dominerende teknologien for fosforrensing, og dette er uegnet for gjenvinning av fosfor. Mineralsk fosfor fra kjemisk felt slam kan kun utvinnes og gjenvinnes etter forbrenning. Gjenvinningsteknologiene forutsetter derfor et biologisk slam uten fellingskjemikalier som Fe og Al.



Figur 6. Ulike kilder for gjenvinning av fosfor i forbindelse med slambehandlingen ved et typisk avløpsrensseanlegg med biologisk rensing (modifisert fra Egle m.fl. 2016). De ulike delene av prosessen hvor man kan gjenvinne fosfor er markert med prosessnummer (kildekode) 1 til 6.

Interessen for å gjenvinne fosfor fra avløp startet på 90-tallet, og siden årtusenskiftet er det utviklet og testet en rekke forskjellige teknologier for gjenvinning av fosfor. Det er ulik modenhet for de forskjellige løsningene; fra at noen er kun testet i pilotskala, til full kommersialisering. I Tabell 5 under finnes en oversikt over teknologier man vanligst finner gjengitt i litteraturen. Numrene (kildekode) for prosessinnstilling i tabellen er presentert i Figur 6. Tabellen angir også hvilke prosesser som benyttes, samt hva slags sluttprodukt man har målsetning om å produsere. MAP er forkortelse for «magnesium ammonium phosphate», som er det samme som struvitt.

Tabell 5. Oversikt over teknologier benyttet for fosforgjenvinning (Nieminen 2010, Pinnekamp m.fl. 2011, Levlin m.fl. 2014, Egle m.fl. 2016, Sartorius m.fl. 2012, Desmidt m.fl. 2015, Schoumans

m.fl. 2015 og P-REX 2015). Kildekode representerer hvor i prosessen teknologien plasseres, se Figur 6 over.

Rejektvann			
Teknologi	Kildekode	Prosess	Produkt
Ostara - Pearl®	1	Krystallisering	MAP
DHV Crystalactor®	1	Krystallisering	MAP
P-RoC®	1	Krystallisering	CaP
NuReSys®	1/3	Krystallisering	MAP
Struvia™ (Phostrip)	1	Utfelling/krystallisering	MAP/CaP
Phospaq™	1	Utfelling/krystallisering	MAP
Prisa	1	Utfelling/krystallisering	MAP
Fordamping	1	Fordamping	NPK-konsentrat
Slam			
Teknologi	Kildekode	Prosess	Produkt
AirPrex®	3	Utfelling/krystallisering	MAP
Fix-Phos	2	Krystallisering	CaP
Gifhorn	3	Våtkjemisk utlaking	MAP/CaP
Stuttgart	3	Våtkjemisk utlaking	MAP
PHOXNAN	4	Våtoksidasjon/nanofiltrering	Fosforsyre
Aqua Reci®	4	Superkritisk våtoksidasjon	Fosforsyre
Krepro	3	Utlaking, THP, utfelling	FeP
Askerest			
Teknologi	Kildekode	Prosess	Produkt
AshDec®	6	Termokjemisk	P-gjødsel
PASCH	6	Våtkjemisk syrelaking	MAP
LEACHPOS®	6	Våtkjemisk syrelaking	CaP/MAP/Al-P
EcoPhos®	6	Våtkjemisk syrelaking	Fosforsyre/CaP
Biocon	6	Metallurgisk gassifisering	Fosforsyre
Mephrec®	6/5*	Metallurgisk gassifisering	Silisium-P (slag)

*Metoden kan også benyttes på avvannet slam (kildekode 5, i figuren over)

I oversikten ovenfor er det inkludert teknologier som har svært forskjellig industriell modenhet, alt fra lab/demoskala-drift til full kommersialisering. De finnes også ytterligere teknologier som ikke er medtatt i denne oversikten, fordi det foreligger begrenset informasjon om dem. Det er stort sett teknologier som er basert på krystalliserings- og utfellingsprosesser for produksjon av struvittbaserte produkter som har nådd full kommersialisering. Airprex®, DHV Crystalactor®, NuReSys®, Ostara-Pearl® og Struvia (tidligere Phostrip) er slike eksempler, hvor man kan vise til flere installasjoner i Nord-Amerika, Europa og Japan. Gifhorn-teknologien er installert i full skala på ett anlegg, mens de øvrige er stort sett installert i pilot- eller demoskala (Egle m.fl. 2016).

Som oversikten viser er det gjort mange initiativ, og det vil garantert komme ny teknologi som hittil ikke har vært testet ut. Noen teknologier som hittil kun er testet i pilot-/demoskala vil sannsynligvis utvikles til full kommersialisering i fremtiden. Det hersker en del uenighet om hvilken av disse teknologiene som er mest fremtidsrettet og har størst "bærekraft". Denne rapporten gjør ikke noe forsøk på å rangere de ulike teknologiene i så måte. En undersøkelse blant forskere utført i 2011 viste at over 50 % av de som ble spurt hadde størst tro på at utfelling av ulike fosfater fra slamvann (rejektvann) var den veien som teknologiutviklingen ville gå (Sartorius m.fl. 2011). Siden den gang har nye teknologier blitt utviklet, og det er i dag ikke lett å ha en bestemt oppfatning av dette.

Utråtning i biogassanlegg er en forutsetning for utvinning av mineralisk fosfor for å få mest mulig organisk bundet fosfor løst i vannfasen som fosfat for deretter å krystallisere fosfatet

som struvitt eller som kalsiumfosfat. Andelen fosfor som kan løses ut i vannfasen fra avløpsslam er avhengig av renseprinsippene forut. Renseprinsipper som inkluderer kjemisk felling, fører til at fosfor i slam blir svært lite løselig i vannfasen og andelen som kan gjenvinnes blir derfor liten. I Norge er det svært utbredt med kjemisk felling siden denne rensemetoden delvis fjerner organisk stoff ved siden av overholdelse av krav om 90% fosforfjerning. Andre gjenvinningsmuligheter for fosfor er utvinning fra aske etter mono-forbrenning. Fosforgjenvinning fra askerest bli utbyttet vesentlig høyere enn for struvitt og CaP.

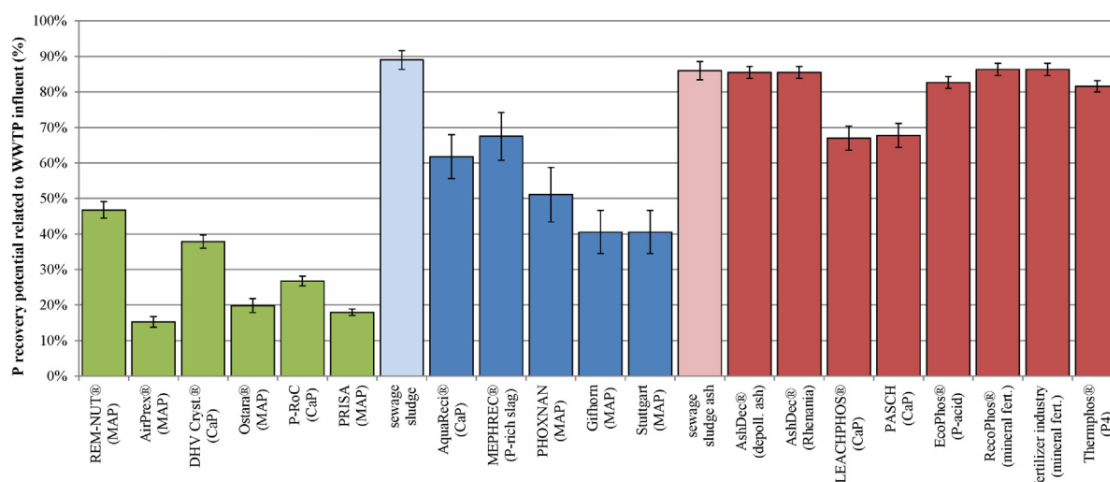
I vedlegg 1 er det en oversikt over de ulike tilgjengelige teknologiene som er på markedet for utvinning av fosfor innen avløpssektoren. Vedlegget er delt inn i tre kapitler som beskriver teknologi for utvinning av fosfor fra rejektivannstrømmer på renseanlegget, fra selve slammet samt utvinning av fosfor fra askerest etter monoforbrenning. De ulike teknologiene gir gjødselproduktene struvitt, CaP, ulike fosfatsalter eller fosforsyre.

3.3 Gjenvinningsteknologi for fiskeslam

Fiskeslam fra landbaserte anlegg og settefisk anlegg benyttes i noe grad direkte på jord i landbruket. Da har anlegget direkte kontakt med bønder i nærområdet som sprer slammet sammen med husdyrgjødsel. Kalk benyttes i noe grad for å redusere lukt. Flere anlegg har investert i avvanningsløsninger som øker tørrstoffinnholdet til ca. 12-25 % for å redusere frakt- og lagringskostnader. Noen transporterer fiskeslammet deretter til sentrale biogassanlegg for samutråtning med andre avfallsprodukter. Det er også FoU-prosjekter på gang for å utvikle lokale biogassanlegg for behandling av fiskeslam på anlegget. Andre har investert i teknologi til enkel slambehandling som tørker og stabiliserer på settefiskanlegget f.eks. Global Enviro teknologi (tørking/kompostering) og Sterner Aquatek teknologi (avvanning).

Ved samutråtning med f.eks. avløpsslam og husdyrgjødsel, kan gjenvinningsteknologi som beskrevet for avløpsvann/slam i vedlegg 1 benyttes for fiskeslam. Det er pågående forskningsprosjekter og undersøkelser for å vurdere gjødseleffekt og annen utnyttelse av fiskeslam og avfall fra fiskeoppdrettsnæringen. Bergen biogass og IVAR i Stavanger har slike prosjekter på gang. Det planlegges å bygge samutråtningsanlegg langs kysten som skal behandle avfall fra fiskeindustrien (f.eks. i Skogn) og Ecopro (biogassanlegg i Verdal) tar i dag imot fiskeslam for samutråtning. Potensiale for gjenvinning av mineralsk fosfor og produktkvalitet

Gjenvinning av mineralsk fosfor fra de ulike råstoffene og prosessløsningene rapporteres forskjellig. Enkelte steder er de rapportert som % gjenvunnet i forhold til mengde tilført renseanlegget, noen steder er det definert som mengde gjenvunnet eller fjernet i rejektivann, slam eller askerest, mens andre igjen kun snakker om % gjenvunnet uten å spesifisere nærmere. I tillegg er det som vist ovenfor svært ulike teknologier, anleggsstørrelser og sluttprodukter, noe som igjen gjør det til en stor utfordring å diskutere de rapporterte resultatene nøytralt og i sammenlignbare termer.



Figur 7. Sammenlignbare gjenvinningspotensial i forhold til tilførte mengder fosfor til avløpsrenseanlegg for 19 forskjellige teknologier (Egle m.fl. 2016). De grønne er fra P fra rejeckt vann, lyseblå er P fra direkte slambeholdning, blå er fra P gjenvinning fra slam, lyserosa er direkte anvendelse av slammaske og rød er P-utvinning fra slammaske.

En gruppe forskere har analysert 19 forskjellige prosesser inngående ved å bruke materialflyt-analyse kombinert med usikkerhetsanalyse av rapporterte tekniske data i et modulært referansesystem (Egle m.fl. 2016). Sammenlignbare gjenvinningspotensialer for disse prosessene er vist i Figur 7. I figuren illustrerer den lyseblå og lyserøde kolonnen gjenvinningspotensialet for fosfor i henholdsvis slam og askerest. Dvs. man har tatt utgangspunkt i at man kan fjerne nærmere 90 % av fosforet fra vannfasen, og at dette foreligger i en eller annen form i slammet. Lavere gjenvinning i askerest skyldes at noe fosfor forsvinner i forbrenningsprosessen og regnes da ikke som gjenvunnet.

Som stolpediagrammet viser er det løsninger basert på gjenvinning av fosfor fra askerest (røde stolper) som har størst potensiale, med eksempelvis mellom 65-70 % for teknologiene Leachphos® og PASH, til mellom 80-85 % for teknologiene Ecophos® og AshDec®. Teknologier basert på gjenvinning av fosfor fra slam (blå stolper) har et gjenvinningspotensiale som varierer fra ca. 40 % for Gifhorn og Stuttgart prosessene, og opp til mellom 60-70 % for AquaReci® og Mephrec®. Vi har i denne utredningen klassifisert Mephrec som en teknologi for askerest, mens Egle m.fl. (2016) har definert det som en teknologi som brukes på slam. Teknologien kan benyttes for både slam og askerest. De grønne stolpene viser gjenvinningspotensialet for prosessløsninger som bruker rejeckt vann som kilde. Her kan man se at potensialet varierer fra 15-20 % for teknologiene PRISA og Ostara®, og opptil nærmere 40 % for teknologien DHV Crystalactor®. AirPrex® prosessen er i diagrammet ovenfor vist som en teknologi for behandling av rejeckt vann. Vi er ukjent med at denne prosessen benyttes for gjenvinning av fosfor fra andre kilder enn slam, og burde derfor vært vist som et anlegg med blå stolpe.

Det relativt lave gjenvinningspotensialet for teknologier som behandler rejeckt vann kan forklares ved at en relativt stor andel av fosforen følger med slammet ved avvanningen, slik at dette ikke kan gjenvinnes særskilt. Ser man på hvor mye de ulike teknologiene fjerner fra rejeckt vannet rapporteres dette å være i størrelsesorden 80-90 % (Desmidt m.fl. 2015). Dette tilsier at om lag 50-75 % av fosforet foreligger i slammet, og er således ikke tilgjengelig for gjenvinning med disse metodene.

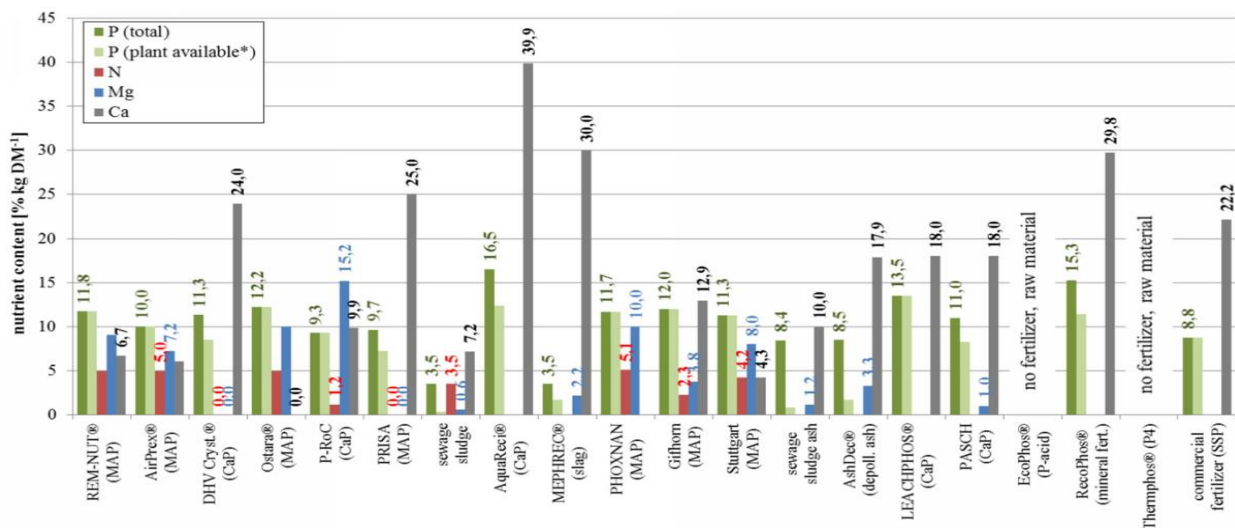
I en studie utført for IVAR IKS i forbindelse med Grødaland biogassanlegg er det vurdert at gjenvinningspotensialet ligger i størrelsesorden 20 til 35 % fra substratene som tilføres anlegget (Paulsrud m.fl. 2015). I denne studien ble teknologiene Ostara-PEARL®, NuReSys® samt fordampning evaluert for behandling av rejeckt vann, og AirPrex® for behandling av slam.

En rapport i P-Rex prosjektet har studert 3 teknologier for gjenvinning av fosfor fra askerest; Ashdec®, Leachphos® og Mephrec® (Herzel m.fl. 2015). Her rapporteres det gjenvinning fra askeresten i størrelsesorden på henholdsvis >95%, 70-80% og ca. 80%.

Kataki m.fl. (2016) har utført en litteraturstudie av en rekke ulike metoder for gjenvinning av fosfor i form av struvitt hvor substratene er både kommunale renseanlegg, men også anlegg som behandler avfallsstrømmer fra landbruket og diverse industrier. Det fremkommer ikke eksplisitt om det er rejeckt vann eller substrat som er kilden, men gjenvinningspotensialet ligger i størrelsesorden fra ca. 70-100 % for både diverse industri- og landbrukssubstrater, avløpsslam, sigevann fra avfallsdeponier og askerest. For alle substrat-typer rapporteres det potensiale på >90 %.

En overordnet konklusjon fra disse studiene er dermed at gjenvinning fra askerest har størst potensiale, deretter slam og til slutt er det gjenvinning fra rejeckt vann som har lavest potensiale.

I gjennomgangen av teknologiene fremkommer det hvilket sluttprodukt som fremstilles for den enkelte teknologien. I Figur 8 nedenfor vises relativt innhold av både fosfor, nitrogen, magnesium og kalsium for de samme 19 teknologiene diskutert tidligere (Egle m.fl. 2016).



Figur 8. Innhold av næringssalter (P, N, Mg og Ca) og plantetilgjengelig fosfor ("plant available*") i ferdig produkt for ulike fosforgjenvinningsprosesser (Egle m.fl. 2016)*. (*PRISA og P-Roc er byttet om i figuren).

Som det kommer frem av figuren er det relativt liten variasjon blant de teknologiene som har struvitt som sluttprodukt. Innholdet av fosfor varierer mellom ca. 9 og 12 % P/kg TS (~100 g/kg TS) og nitrogeninnholdet ligger i størrelsesorden ca. 5 % N/kg TS (~50 g/kg TS) for de fleste av dem.

Prosessene som produserer kalsiumfosfat (Ca-P) fra enten slam eller rejeftvann kjennetegnes ved at de for det meste har høyt kalsiuminnhold, fra ca. 25 til 40 % P/kg/TS (250-400 g/kg TS). Det totale fosforinnholdet varierer for disse mellom ca. 10 og 16,5 % P/kg TS (100-165 g/kg TS). Her er imidlertid den plantetilgjengelige fraksjonen noe lavere, kvalitativt vurdert til om lag 75 % av det totale fosforinnholdet. Dette skyldes trolig at noe av kalsiumfosfat-forbindelsene danner relativt stabile apatitter som ikke er like lett nedbrytbart under normale miljøbetingelser. Innholdet av nitrogen er også svært lavt i disse, noe som er naturlig da det ikke inngår noen kjemisk binding av nitrogen i disse produktene.

De teknologiene som gjenvinner fosfor fra askerest varierer i forhold til hvilket sluttprodukt som fremstilles. Med unntak av Ecophos® som fremstiller fosforsyre, har alle det til felles at de inneholder relativt mye kalsium med innhold på mellom 18 og 30 % P/kg TS (180-300 g/kg TS). Mephrec®-prosessen skiller seg ut med klart lavest fosforinnhold av alle løsningene som ble vurdert med 3,5 % P/kg TS (35 g/kg TS), hvorav kun om lag halvparten er vurdert som plantetilgjengelig. Ellers varierer fosforinnholdet fra 8,5 % P/kg TS (85 g/kg TS) for AshDec® til 15,3 % P/kg TS (153 g/kg TS) for RecoPhos®. Ingen av disse sluttproduktene inneholder nitrogen.

Innhold av tungmetaller i sluttproduktene er ansett som normalt lavt og kan sammenlignes med både ubehandlet slam og askerest, samt mineralgjødsel (Pinnekamp m.fl. 2011, Sartorius m.fl. 2012, Mayer m.fl. 2016, Egle m.fl. 2016). På grunn av eventuelle bruksbegrensninger vil teknologier basert på gjenvinning fra rejeftvann og slam kunne oppnå bedre rammebetingelser på grunn av et lavere innhold av tungmetallinnhold enn teknologier som benytter askerest som råvare (Egle m.fl. 2016). Askerest fra mono-forbrenningsanlegg anses imidlertid normalt som et "rent" produkt mht. tungmetaller (Sartorius m.fl. 2012, Petzet og Cornel 2013). For produkter som stammer fra askerest er det kobber (Cu) som oftest er begrensende tungmetall. For de teknologiene som gjenvinner fosfor fra rejeftvann og slam varierer dette mer hvor både Cu, nikkel (Ni), kadmium (Cd) og sink (Zn) kan være de begrensende tungmetallene. Sammenlignet med rejeftvann, har slam større innhold av tungmetaller, og for å fjerne dette må man behandle væsken i flere trinn, noe som er komplisert og fordyrende (Sartorius m.fl. 2012).

Innholdet av smittestoff (patogene organismer) er meget lavt i alle sluttproduktene, noe som skyldes at prosessene som inngår i å fremstille både råvaren og sluttproduktet effektivt dreper og ødelegger slike mikroorganismer (Nieminen 2010, Pinnekamp m.fl. 2011, Desmidt m.fl. 2015, Egle m.fl. 2016).

4 Kostnader for gjenvinning

I dette kapittelet er det beregnet produktkostnad for produkter som brukes direkte, mens for produkter som har sitt opphav i gjenvinningsteknologi for mineralfosfor er det gjennomført kostnadsberegning for kg P gjenvunnet. Disse to kostnadene kan derfor ikke sammenliknes direkte. Produkter som brukes direkte har også tilleggsverdier som organisk materiale og mange andre næringsstoffer.

4.1 Kostnader ved direkte anvendelse av avløpsslam og monoforbrenning

I en undersøkelse i 2008 (Milieu m.fl.) sammenliknet man kostnader knyttet til ulike slambehandling og disponeringsmetoder. Pris for monoforbrenning, som er et aktuelt utgangspunkt for fosforgjenvinning, er 3 ganger høyere enn dagens direkte disponering av utråtnet slam. Gjennomsnittet for Danmark, Sverige og Finland benyttes som pris for dagens slamhåndtering med 1€ = 9 NOK, dvs. 1400 kr/tonn TS, se Tabell 6.

Tabell 6 Kostnader (euro/tonn TS) for behandling, transport og disponering av slam, (Milieu, m.fl., 2008).

Land	Landbruk Avvannet	Landbruk Utråtnet og avvannet	Landbruk Tørket	Landbruk Kompostert	Mono-for- brenning
Gjen. EU	126	134	185	280	411
Sverige	132	140	193	292	427
Finland	145	153	211	319	465
Danmark	163	172	238	359	519

I en norsk undersøkelse fra 2012 (Paulsrud og Blytt) ble det konkludert med at forbrenning av slam 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. I samme undersøkelse fant man at akkumulert karbonlagring i jord over en 20 års periode vil ved dagens norske direkteanvendelse tilsvare ca. 915.000 tonn CO₂. Denne karbonlagringen vil opphøre ved forbrenning av slam.

4.2 Kostnader for gjenvinning av slam fra fiskeoppdrett

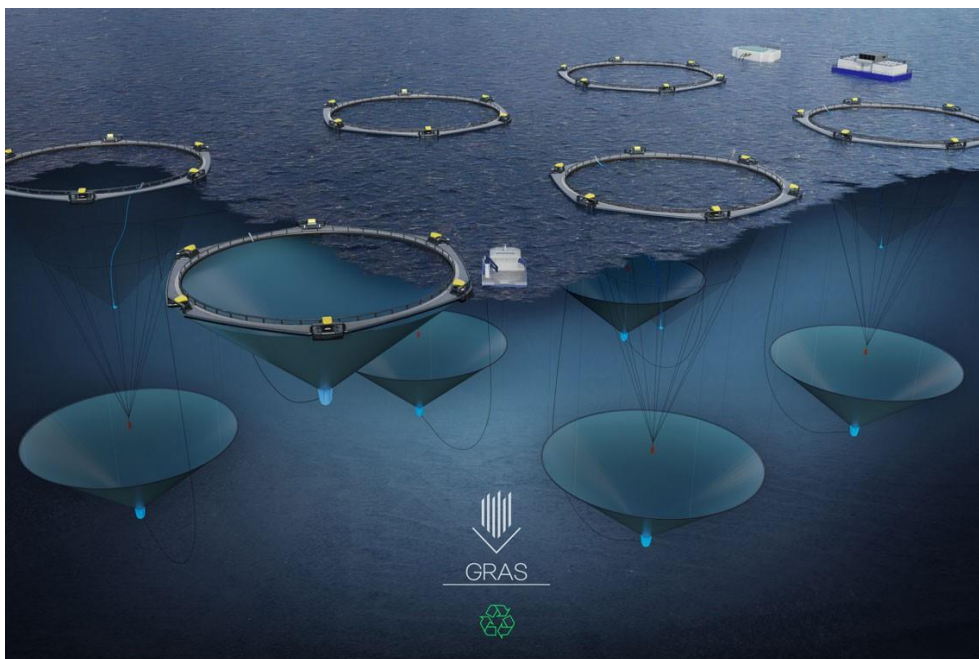
I dag er priser primært knyttet til rensing av vann fra settefiskanlegg og postsmoltanlegg, og avvanning av slam. Det er derfor lite priser knyttet til selve slambehandlingen. Fokuset i bransjen i dag er valg av avvanningsutstyr, nettopp for å kunne redusere kostnaden for eventuell videre behandling (kompostering, utråtning), lagring, transport og disponering. Dersom man skal bruke priser for gjenvinning av fosfor fra avløpsslam på settefiskslam må man velge samme startpunkt, noe som er vanskelig siden vannrensing og slambehandling har et helt annet utgangspunkt enn oppdrettsnæringen. Vannbransjen har allerede gjennomført sentrale investeringer. Investerings- og driftskostnader for biogassanlegg, avvanning, lagertanker m.m. bør derfor ikke inngå i sammenlikningen direkte, men disse investeringene har likevel stor betydning for oppdrettsnæringen.

I et prosjekt med Møreforskning og Høgskolen i Molde («Fiskeslam som ressurs for bioenergi og plantevekst») har man gjennomført kostnadsberegner for logistikk og behandling av fiskeslam (Oppen og Oterhals, 2016). Fra denne rapporten har man regnet med en «gate fee» (avgift) på 1200 kr/tonn uavhengig av tørrstoffinnhold i tillegg til transport på 2 kr/km og tonn. Denne gatefeen er høy sammenliknet med levering av avløpsslam til et sentralanlegg. På Østlandet ligger prisen mellom 300-600 kr/tonn. Kostnadsberegning (investering og drift) gjelder for avvanning, levering av slam med 30 % TS til et biogassanlegg og totalt 66,5 tonn TS. Som et estimat for et «usentralt» settefiskanlegg vil sentralbehandling av slam ha en kostnad på ca. 16.500 kr/tonn TS hvor av «gate fee» er 25 %.

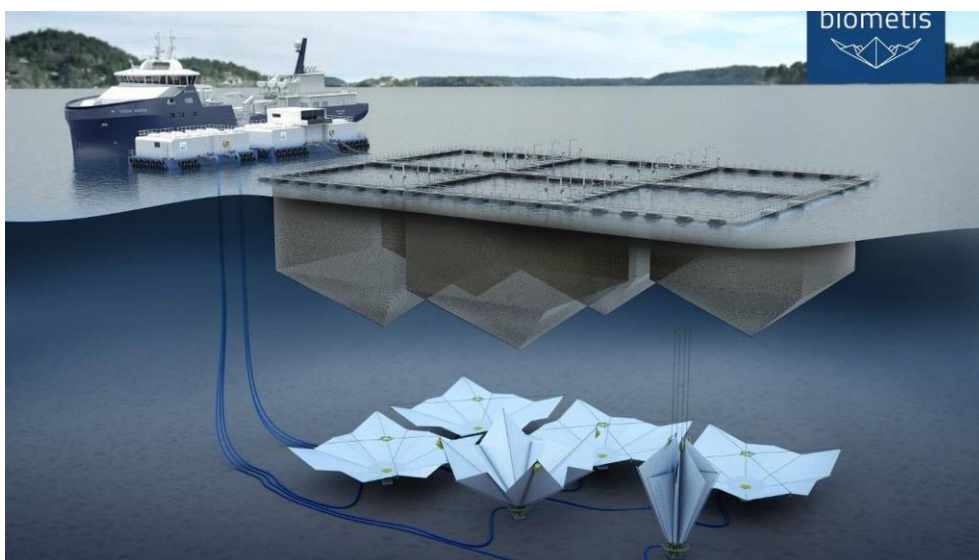
I samme undersøkelse ble det beregnet kostnader for 1. lokal tørking og 2. utråtning i mindre biogassreaktor. Behandlingspris (investering og drift) ble på henholdsvis ca. 17.000 og 25.000 kr/tonn TS. Hvis inntekter fra salg av gjødsel/biogass utelates fra sammenlikningen med levering til et sentralt biogassanlegg, er disse to alternativene dyrere. Eksisterende biogassanlegg på Vestlandet og midt Norge er i Stavanger, Bergen og Trondheim/Verdal samt noen mindre anlegg for husdyrgjødsel. For anlegg som ligger lengst unna er det ca. 300 km til nærmeste biogassanlegg. Det betyr at transporten (inkludert opplasting /lossing) kan komme opp i ca. 600 kr/ tonn. Pris for opplasting og lossing vil være fast uansett avstand.

Innsamling av slam fra havbruk gjennomføres ikke i dag, men det har kommet flere konsepter for hvordan dette kan gjøres mulig dersom dette blir et krav eller økonomisk lønnsomt. Eksempler er vist i Figur 9 og Figur 10. Pris for avvanning, transport og behandling vil kunne være sammenliknbare med annen slambehandling, men det er betydelige besparelser i investering og drift når mengdene øker.

De største kostnader for utnyttelse av fiskeslam i dag er knyttet til transport og lager og slutt disponering, spesielt hvis slammet leveres til et avfallsmottak/biogassanlegg med «gate fee». Investeringskostnaden for enkel slambehandling (avvanning og stabilisering) er noe lavere (Oppen og Oterhals 2016).



Figur 9 To havbruk-selskaper fra Fusa, AS Bolaks og Lift Up AS, samarbeider om ny teknologi for oppsamling av fiskeslam, www.midtsiden.no.



Figur 10 Konsept fra Blom Fiskeoppdrett (www.vestnytt.no).

4.3 Kostnader for gjenvinningsteknologi for mineralfosfor

En objektiv evaluering av kostnader for ulike teknologier for fosforgjenvinning krever at forutsetninger og grunnlag for kostnadsberegningene er likestilte, slik at kostnadene blir normaliserte. Dette omfatter komponenter som driftskostnader (lønnskostnad, kostnader for innsatsmidler, energi, reservedeler, osv.), investeringskostnader (byggekostnad, rentenivå, prisstigning), valuta, generelt kostnadsnivå (nasjonale ulikheter), skala (anleggsstørrelse), råvarekvalitet (innhold av fosfor i rejektvann, slam og askerest), produktkvalitet (innhold av P-type, innhold av N, K og Ca), logistikk-kostnader (transport, lager), besparelser i øvrig vann- og slambehandling (reduisert kjemikalieforbruk, -lufting i bioreaktorer, -avvanning av slam), samt inntjeningspotensial ved salg av sluttprodukt. Det er gjort flere forsøk på å

sammenstille kostnadsnivået for ulike teknologier, men man skal være varsom med å gjøre direkte sammenligninger da dette kan være basert på alt fra teknologier som kun er studert i lab. skala til fullskala anlegg i kommersiell drift. Dvs. for noen teknologier har man kun projiserte og teoretiske kostnader som ligger til grunn, mens for andre teknologier foreligger det reelle (og lokale) driftsdata, noe som øker usikkerhetene ved økonomiske sammenligninger.

Et av formålene med gjenvinning av fosfor fra rejektivann, slam, andre biosubstrater og askerest er at sluttproduktene kan omsettes som et gjødselprodukt direkte, eller inngå i produksjon av gjødselprodukter. Det er grunn til å anta at etterspørsel av et rent mineralfosforprodukt vil være lite, og må derfor videreføres til et mer balansert gjødsel. Struvitt og inndampings produktene ved gjenvinning av fosfor fra slam og biosubstrat er ikke "rene" fosforprodukter siden de også inneholder nitrogen. For inndamping vil man også gjenvinne kalium og svovel. Når slike produkter sammenlignes med mineralgjødsel er det vanlig å definere innholdet av alle næringssalter i sluttproduktene. Dette inkluderer derfor også nitrogen, slik at de produktene som inneholder dette, dvs. de som gjenvinner fosfor fra rejektivann og slam som struvitt eller et inndampet flytende produkt, vil ha tilleggsverdi.

Det er også stor variasjon i hvor godt markedene for disse produktene er utviklet. Sluttproduktenes form (pellets, pulver, væske) påvirker også logistikk og distribusjon, noe som igjen påvirker kostnadsbildet. Dette er en ytterligere kilde til regionale forskjeller i kostnadsberegningene, da dette representerer forskjeller i inntjeningspotensial.

Forutsetningene beskrevet ovenfor er dessverre ofte forskjellige, noe som gjør at man må gå kritisk inn i materialet for å finne sammenlignbare tall. Dette gjør det utfordrende å rapportere objektive kostnadstall som kan benyttes for generelle betraktninger. I det etterfølgende diskuterer vi allikevel kostnadsvurderinger som gjengis i litteraturen.

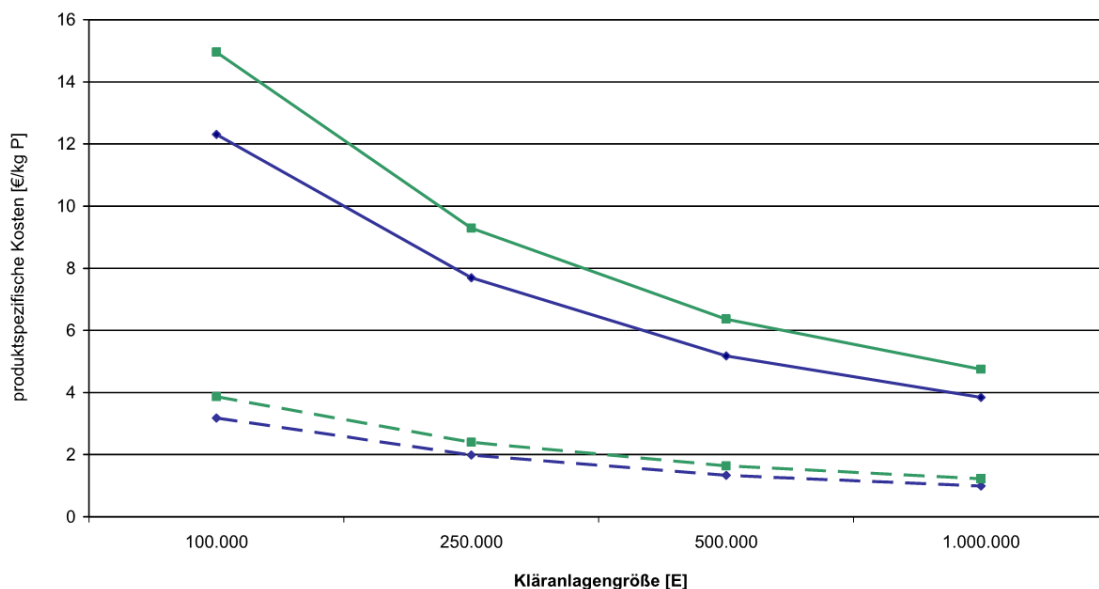
En gruppe tyske forskere har sammenlignet fem teknologier for gjenvinning av fosfor fra forskjellige råvarer; to for slam (Phoxnan, FIX-phos), én for rejektivann (P-Roc®) og to for askerest (SESAL-Phos, PASCH) (Pinnekamp m.fl. 2011). Grunnlag og forutsetninger for kostnadsberegningene var: Anleggsstørrelse 100.000 pe, realrente 3%, prisstigning 1-2 % i 30 års perspektiv, nedskrivning på 30, 15, 10 og 30 år for henholdsvis bygg, maskin, elektriske installasjoner og stålarbeider (tanker, varmevekslere), og vedlikeholdskostnader som 1, 4 og 2 % av henholdsvis bygge-, maskin- og elektrokostnad. Tilleggs kostnader som prosjektledelse, byggeadministrasjon, prosjektering og uforutsette kostnader er ikke inkludert i kostnadstallene. Kostnadstallene vist i Tabell 7 tar heller ikke hensyn til prisstigning og eventuell inntjening ved salg av sluttprodukt.

Tabell 7. Spesifikke kostnader for 5 forskjellige teknologier (Pinnekamp m.fl. 2011).

Teknologi	Råvare/kilde	Kostnad (€/kg P)
Phoxnan*	Slam	25,0
P-Roc	Slam	12,5
FIX-Phos	Rejektivann	2,0
Sesal-Phos*	Askerest	9,5
PASCH	Askerest	4,5

*For Phoxnan og Sesal-Phos er det også beregnet inntjening ved salg av produkt. Med salg av produkt er tilsvarende kostnader henholdsvis 11,0 og 7,5 €/kg P.

Et aspekt ved slike kostnadssammenstillinger er også størrelsen på anlegget. Dette er vurdert i den samme studien som beskrevet ovenfor, hvor man har funnet at den spesifikke kostnaden reduseres ved økende anleggsstørrelse (Pinnekamp m.fl. 2011). Dette er illustrert for P-Roc prosessen i Figur 11, hvor det også kommer frem at kostnadsreduksjonen ikke er lineær. Studien utført av Egle m.fl. (2016) bekrefter også at de spesifikke kostnadene (€/kg P) reduserer ikke-lineært med økt anleggsstørrelse.



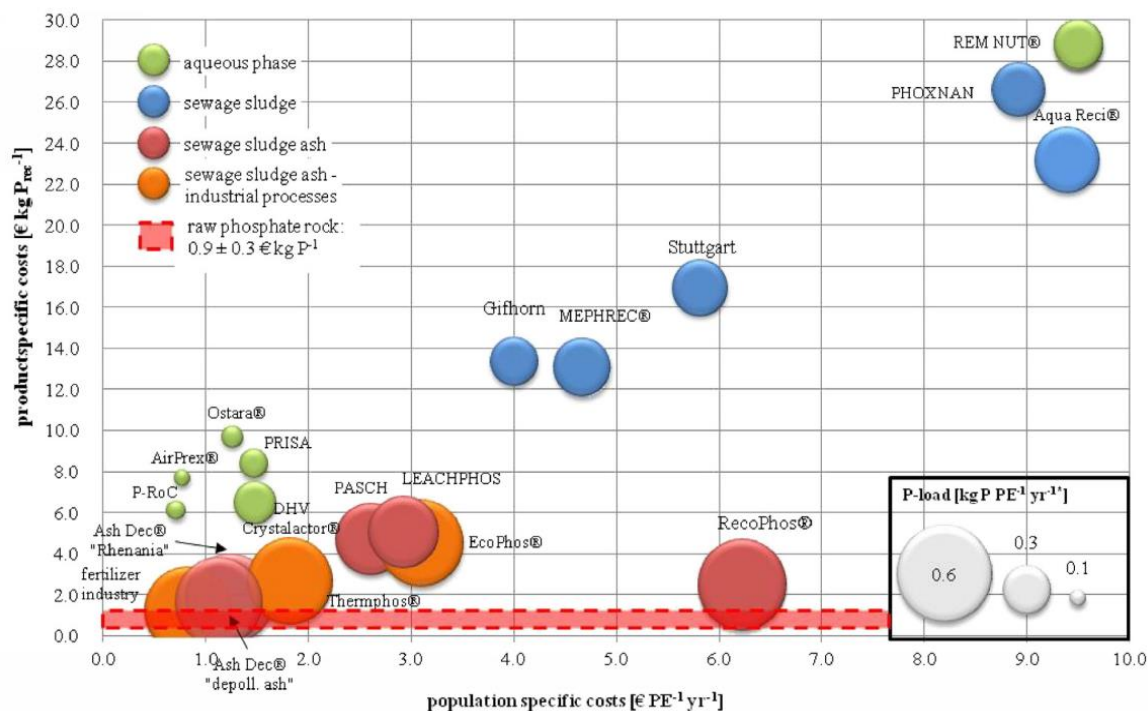
Figur 11. Spesifikk produksjonskostnad for P-Roc prosessen som funksjon av anleggsstørrelse (Pinnekamp m.fl. 2011).

De samme fosforgjenvinningsprosessene som er vist i Figur 7 og Figur 8 i kap.0 er også sammenlignet mht. økonomi (Egle. m.fl. 2016). Grunnlag og forutsetninger for disse kostnadsberegningene var: Størrelse på referanseanlegg 100.000 pe for rejektivann og slam og 15.000 tonn aske (~1,75 mill. pe), rente 5 %, vedlikeholdskostnader som 1 % av investeringskostnad og personellkostnad på 50.000 €/år. Kostnader for transport til sentralt forbrenningsanlegg (for askerest alternativene), og slutt disponering av avfallsstoffer er inkludert.

Potensielle inntekter fra salg av produkt og besparelser i anlegget for øvrig er ikke medtatt i kostnadsoversikten som er illustrert i Figur 12. En kvalitativ inndeling i forhold til type råvare/kilde basert på denne figuren er sammenstilt i Tabell 8.

Tabell 8. Kostnader for forskjellige råvarer (etter Egle m.fl. 2016).

Råvare/kilde	Kostnad (€/kg P)
Rejektivann	6 - 10
Slam	8 - 27
Askerest	2 - 5



Figur 12. Produksjonsspesifikke kostnader og årlige kostnader per personekvivalent for ulike fosforgjenvinningsprosesser (Egle m.fl. 2016).

En studie utført for Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall – DWA har beregnet kostnader for flere prosesser for gjenvinning av fosfor fra rejektivann, slam og askerest (Petzet og Cornel 2013). Potensielle besparelser ved salg av produkt, reduserte driftskostnader i anlegget for øvrig er ikke medtatt i disse beregningene. Det er heller ikke oppgitt for hvilken periode gjenvinningen er beregnet for, og det poengteres at rentenivået varierer i datagrunnlaget. Basert på dette er følgende kostnadstall presentert i Tabell 9:

Tabell 9. Spesifikke kostnader for forskjellige råmaterialer (Petzet og Cornel 2013).

Råvare/kilde	Kostnad (€/kg P)
Rejektivann	9 - 25
Slam	2 - 25
Askerest	2,6 - 7,5

En finsk litteraturstudie har undersøkt en rekke fosforgjenvinningsteknologier, og har oppsummert kostnader for disse (Nieminen 2010) i Tabell 10. Det må understrekes at disse kostnadene er hentet fra ulike kilder, og det er ikke gjort noe forsøk i å normalisere disse kostnadstallene.

Tabell 10. Spesifikke kostnader for 5 forskjellige teknologier (Nieminen 2010).

Teknologi	Råvare/kilde	Kostnad (€/kg P)
DHV-Crystalactor®	Rejektivann	7,3
Ostara-Pearl®	Rejektivann	10
Seaborne	Rejektivann	40
Airprex®	Slam	3
PASCH	Askerest	2,9

I forbindelse med evaluering av 5 forskjellige teknologier for fosforgjenvinning ved Grødaland Biogassanlegg ved IVAR IKS er det også utført kostnadsberegninger (Paulsrud m. fl. 2015). Her er det benyttet følgende normaliserte enhetspriser som grunnlag for beregning av driftskostnader, se Tabell 11.

Tabell 11. Normaliserte enhetspriser benyttet for beregning av driftskostnader ved evaluering av gjenvinning av næringsstoffer ved Grødaland biogassanlegg – IVAR IKS (Paulsrud m.fl. 2015).

Normaliserte enhetspriser		
El.energi	0,8	NOK/kWh
Damp	250	NOK/ton
Termisk energi	0,4	NOK/kWh
Svovelsyre	1000	NOK/ton
HNO ₃	8	NOK/l
NaOH	6,5	NOK/l
Skumdemper	40	NOK/l
Vedlikehold	200 000	NOK/år
Årsverk	800 000	NOK/årsverk

I forbindelse med inntjening ved salg av produkt ble det benyttet en pris på kr. 3.000,- pr. tonn struvitt, beregnet ut i fra innhold av næringssalter og pris på gjødselprodukt med tilsvarende innhold (Felleskjøpet 2015). Valutakurs benyttet mot euro var 9,50. Investeringskostnader ble kapitalisert etter annuitetsprinsippet med 15 års løpetid og 4 % rente, se Tabell 12.

Tabell 12. Spesifikke kostnader for 3 forskjellige teknologier (Paulsrud m.fl. 2015).

Teknologi	Råvare/kilde	Kostnad (€/kg P)
Ostara-Pearl®	Rejektvann	16,2
AirPrex®	Slam	18,3
NuReSys	Rejektvann	13,1

I den samme evalueringen inngikk også vurdering for fosforgjenvinning med bruk av fordampning. Kostnader for 2 ulike leverandører var relativt like, og kostnadsnivået var om lag det dobbelte av metodene i tabellen ovenfor (Paulsrud m.fl. 2015).

Som man kan se av de ulike kostnadsberegningene ovenfor varierer kostnadene en del. Beregningene fra Grødaland Biogassanlegg er noe høyere enn de øvrige, og det skyldes nok flere forhold: I beregningene utført av Paulsrud m.fl. (2015) er det inkludert bygningsmasse tilpasset norske forhold. Det er benyttet norsk prisnivå på driftskostnader, hvor vi vet at bl.a. lønn er relativt mye høyere enn i andre land. I tillegg inngår prosjektering (5-7%), byggeadministrasjon (7-10 %) (prosjektadministrasjon/byggeledelse) og uforutsett (15%), noe som gjør store utslag på kapitalkostnaden og dermed totalkostnaden. Fjerner man disse kostnadene ligger kostnadsbildet sammenligningsvis på ca. 13, 15 og 10 €/kg P for henholdsvis Ostara-Pearl®, AirPrex® og NuReSys®.

5 Mulige tiltak for økt fosforgjenvinning, regulering, virkemidler og marked

5.1 Utfordringer

Det er flere utfordringer for å lykkes med bedre fosforgjenvinning. Det viktigste er å sikre at plantetilgjengeligheten er mest mulig optimal slik at man får en reell fosforgjenvinning. Ved å «deponere» utilgjengelig fosfor blir ressursen ikke unyttet. En balansert nærings-sammensetting i et gjødselprodukt er viktig for landbruket. Dette sikrer mindre merarbeid for etterjustering med andre gjødseltyper produkter og at man får utilsiktede virkninger av for eksempel overdosering. Det å endre en innarbeidet praksis og tenkesett er også krevende. For eksempel avløpsslam benyttes i dag som et jordforbedringsmiddel med større engangsdoser per 10 år. Det å endre dagens spredningspraksis kan gi utilsiktede effekter som kan gi høyere kostnader ved lagring/logistikk og skaffe tilgjengelig areal samt potensial for mer kjøreskader ved hyppigere dosering.

5.1.1 Skjev fosforfordeling

Resirkulering kan bare lykkes hvis resirkulert fosfor erstatter fosfor i mineralgjødsel. Men allerede i dag blir bare 50 % av fosforet som blir tilført norsk landbruksjord med mineralgjødsel, husdyrgjødsel og organisk gjødsel tatt opp i plantene (Hamilton m.fl. 2016). Mye tyder på at det er fosfor i husdyrgjødsel som ikke blir godt nok utnyttet. Dette skyldes både ubalansert fordeling av husdyrgjødsel innad i landet med konsentrering på Vestlandet og særlig Jærenområdet (Hansrud m.fl. 2016), samt ubalansert fordeling av husdyrgjødsel på gårdsbasis med konsentrert spredning på jordene nær fjøset. I dag er fosfortilførsel kun regulert for husdyrgjødsel i form av et spredearealskrav som tilsvarer 3,5 kg P/dekar/år. Det er ingen begrensning på å tilføre fosfor i tillegg til husdyrgjødsel. Dagens spredearealskrav er lavt i forhold til plantenes fosforbehov i de fleste av landets regioner. I tillegg kommer at gjødslingsbehovet mange steder er mye lavere enn plantenes fosforbehov på grunn av høyt fosforinnhold i jorda. Akkumulering av fosfor i jorden i husdyrtette områder har stedvis ført til veldig høye fosfortall i jorden. Jord med høye fosfortall kan gi fra seg nok fosfor til at plantene oppnår optimale avlinger selv uten fosforgjødsling. Det er derfor et overskudd av fosfor i det norske matvaresystemet og det er for eksempel ikke behov for resirkulert fosfor fra andre kilder enn husdyrgjødsel hvis husdyrgjødsel fordeles optimalt (Hamilton m.fl. 2017).

5.1.2 Lav plantetilgjengelighet

Plantetilgjengeligheten til fosfor i restprodukter varierer sterkt, også avhengig av ytre faktorer som pH i jorden (f.eks. Nanzer m.fl. 2014; Brod m.fl. 2015; Øgaard og Brod 2016). Fosforgjødsleffekten til restprodukter kan være svært lav når de anvendes direkte uten videreprosessering (se kapittel 2.5). Effektiv resirkulering forutsetter at plantene kan utnytte fosforet og at mineralgjødselbruk reduseres tilsvarende. Videreprosessering av restprodukter kan øke fosforgjødsleffekten, men samtidig øke kostnader knyttet til fosforresirkulering.

5.1.3 Ugunstig næringsstoffsammensetning

Mange restprodukter har en ugunstig næringsstoffsammensetning som ikke samsvarer med plantenes behov. Restprodukter inneholder typisk for mye fosfor sammenlignet med nitrogen og kalium. For eksempel er N/P forholdet i kjøttbeinmel (1,5 – 2 Brod m.fl. 2014) mye lavere enn det anbefalte N/P forholdet i gjødsel til korn (7,5 – 8, NIBIO 2012). Siden det er vanlig praksis å dosere restprodukter ut i fra nitrogenmengden, kan lave N/P føre til betydelig overdosering av fosfor.

5.1.4 Pris på fosfor i resirkuleringsprodukter

I tillegg kan ikke resirkulert mineralfosfor fra f.eks. avløpsvann konkurrere med mineralgjødsel i forhold til pris. Resirkulert fosfor er estimert til å koste 3-40 €/kg resirkulert fosfor, avhengig av teknologi (se kapittel 4.3). NPK fullgjødsel koster ca. 3,4 kr/kg, mens fosforfri NK gjødsel koster noe mer (ca. 3,7 kr/kg) (Felleskjøpet 2015.) Dette betyr at fosfor i NPK-mineralgjødsel kan anses å være gratis. Dessuten er det antagelig få bønder i Norge som vil etterspørre et rent mineralfosforprodukt. Resirkulering kan derfor bare lykkes i samarbeid med gjødselprodusenter og leverandører til landbruket.

5.1.5 Tradisjonell bruk av avløpsslam som jordforbedringsmiddel

Bruk av avløpsslam i landbruket er som regel motivert ut i fra den jordforbedrende effekten. Da er det organisk materialet i slammet som er viktig og store tilførselsmengder, 2 tonn tørrstoff pr. daa per 10 år, er vanlig. Denne slammengden gir en stor fosfortilførsel sammenlignet med plantenes behov. Overgang til rense- og slambehandlingsteknologi som øker fosfortilgjengeligheten i slammet, vil føre til at slammet i større grad blir gjødsel og mindre grad jordforbedringsmiddel, fordi slammet må tilføres i mindre mengder. Mindre slammengder vil gi en mindre jordforbedrende effekt og konsekvensen kan bli at slammet blir mindre attraktivt å bruke.

5.2 Forslag til strategi og handlingsplaner

5.2.1 Norge

Avfalls- og gjenvinningsbransjen har allerede utarbeidet veikart for en sirkulær økonomi hvor de peker på myndighetene som kravstiller, pådriver og tilrettelegger. De har listet opp en rekke flere strategier og virkemidler som myndigheten kan benytte:

- Utarbeider konkrete mål for materialgjenvinning og ombruk av husholdningsavfall og næringsavfall og utvalgte visse avfallstyper.
- Virkemidler for økt utsortering av næringsavfall og husholdningsavfall
- En gjennomgang av eksisterende produsentansvarsordninger og hvilke produktområder som skal omfattes av nye produsentansvarsordninger og evt. andre virkemidler for å ansvarliggjøre produsenter
- En gjennomgang av muligheter og rammevilkår for grønn vekst basert at gjenvinningsbransjen utvikler konkurransedyktige muligheter for norske bedrifter, gårdsbruk og næringsmiddelindustrien gjennom bruk av resirkulerte råvarer

- > En gjennomgang av konkurransekraften for utvalgte resirkulerte råvarer og behov for endring av anskaffelsesregelverket for å stimulere etterspørsel
- > En konkretisering av kommunens ansvar for reduksjon av restavfall fra husholdninger
- > Plan for videre oppfølging av regjeringens biogass-strategi og tilrettelegging for at biogass benyttes i nærheten av der den produseres. Flåtekjøretøy som busser, renovasjonsbiler, varedistribusjon og drosjer egner seg spesielt godt til dette.
- > Tilrettelegge for investeringsstøtte /driftstøtte gjennom egne ordninger på samme måte som Gassnova, Enova og Transnova bidrar til endringer for å kutte klimagassutslipp.

5.2.2 EU

Europa har allerede utarbeidet konkrete og ambisiøse handlingsplaner med tiltak for hele syklusen, fra produksjon, forbruk, avfallshåndtering til marked for resirkulerte materialer med tidsplaner. EUs mål for gjenvinning innen 2030 er for husholdningsavfall 65 %. Det er videre forslag om å utarbeide konkrete tiltak for å fremme gjenbruk av biprodukter fra en industri som råstoff i en annen, samt økonomiske insentiver for å produsere «grønne» produkter for markedet og støtte gjenbruk og gjenvinning.

EU har videre forslått at forbrenning skal begrenses til å kun omfatte ikke resirkulerbart og ikke bionedbrytbart avfall inn 2020. I forslaget til endring av direktiv EF/2008/98 om avfall står det at gjenvinning fra industrien bør tilnærmingen være industriorientert og bør være basert på BAT-referansedokumenter eller liknende verktøyer men dette direktivet gjelder ikke for avløpsvann/slam. De nylige endringene i gjødseldirektivet, EU2013/2013, gir nå åpning for gjødselvarer basert på slike avfallsstrømmer til EUs marked, f.eks. struvitt, komposter, biorest, mm. En endring av dette regelverket gir resirkulerte fosforrike produkter samme konkurransesituasjon som mineralgjødsel. EUs tiltak for sirkulær økonomi oppfordrer også at offentlige anskaffelser bør være basert på fullstendige LCA analyser og ikke bare laveste pris.

5.3 Mulige virkemidler for bedre utnyttelse av fosfor

5.3.1 Redusere tillatt total fosfortilførsel per areal

Husdyrgjødsel er en av de største fosforressursene i Norge og inneholder mer fosfor (11400 t fosfor hvert år,) enn det som er estimert som årlig behov for fosforgjødsel (5800 tonn fosfor, Hamilton m.fl. 2017). Selv om husdyrgjødsel blir tilført landbruksjord, er utnyttelsen som fosforgjødsel dårlig. Fremtidige reguleringer bør derfor inkludere en begrensning på total fosfortilførsel til et areal som inkluderer alle fosfortilførsler. Den maksimale fosfortilførselen bør være på et nivå hvor den ikke bidrar til fortsatt akkumulering av overskuddsfosfor i jord. Sterkere regulering av tilførselsmengdene av fosfor til jordbruket vil medføre krav om transport av husdyrgjødsel og andre fosforholdige avfallsprodukter til områder med fosforbehov. Dessuten vil det bidra til at nye etableringer av husdyrproduksjon skjer utenfor de mest husdyrtette områdene.

5.3.2 Bedre utnyttelsen av fosfor i husdyrgjødsel

Reguleringer i henhold til gjødslingsbehov basert på fosforstatus i jorden, kan i områder med store overskudd av husdyrgjødsel ha svært store økonomiske konsekvenser for jordbruket. Det er derfor viktig å vurdere å støtte alternativer til dagens håndtering av husdyrgjødsel for å unngå økonomisk tap. For eksempel kan det etableres logistikk-løsninger for transport av avvannet husdyrgjødsel til områder med høyere fosforbehov eller til sentrale biogassanlegg med fosforgjenvinning. Dette kan danne grunnlag til bedre utnyttelse av fosfor i husdyrgjødsel. Større anlegg vil kunne legges til rette for prosessering av husdyrgjødsel og fiskeslam til produkter som kan transporteres til områder med fosforbehov, f.eks. mekanisk separering eller gjenvinning av fosfor som struvitt eller kalsiumfosfat. Ved separering av fast stoff med dekanter-sentrifuge havner ca. 70% av fosforet i det avvannede produktet. Det er trolig mulig å utvinne 35 % av fosforet eller noe mer fra biorest med husdyrgjødsel og/eller fiskeslam gjennom biogassbehandling med struvittutfelling. Dette utvinningstallet er en antagelse siden tallene er basert på forstudie fra bio-P slam og matavfall (Paulsrud et al 2015). Det kan synes som avvanning er den mest effektive metoden for transport av fosfor i husdyrgjødsel.

5.3.3 Bedre utnyttelsen av fosfor i avløpsslam

Avløpsslam har en høy fosforkonsentrasjon og dagens regulering av slamtilførsel medfører en fosfortilførsel som er mye høyere enn plantenes behov, men lav plantetilgjengelighet av fosfor i slammet fører til at slamtilførsel i liten grad reduserer tilførselen av mineralfosfor. Utnyttelsen av fosfor i dagens slam er derfor ofte dårlig. I tillegg til å regulere den totale fosformengden som kan tilføres med slam, er det to aktuelle strategier for å bedre utnyttelsen av fosfor:

- 1) Optimalisering av dagens rense- og slambehandlingsprosesser. For vannrensingen inkluderer dette bruk av jernsalter i stedet for aluminiumssalter og teknikker for å optimalisere doseringen. Tidligere var det også benyttet kalk som fellingsmiddel, men dette er lite utbredt nå. Fra et fosfortilgjengelighetsperspektiv hadde økt bruk av kalk som fellingskjemikalie vært å foretrekke. Økt andel primærslam uten bruk av fellingskjemikalium f.eks. mer bruk av filterteknologier, flotasjon, kan redusere kjemikaliebruken. I slambehandlingen vil bruk av kalk bedre tilgjengeligheten for slam som er felt med jern eller aluminium. Se kapittel 2.5.4 for effekter av rense- og slambehandlingsteknologi på fosfortilgjengelighet.
- 2) Overgang til biologisk fosforfjerning som renseteknologi med tilhørende utvinning av deler av fosforet som struvitt eller kalsiumfosfat.

Strategi 1) Optimalisering av dagens rense- og slambehandlingsprosesser, gir noen dilemmaer i forhold til den tradisjonelle bruken av avløpsslam som jordforbedringsmiddel. Bedret fosfortilgjengelighet i slammet vil gjøre det ekstra nødvendig å regulere den totale fosformengden som kan tilføres med slam. Dette vil i mange tilfeller gi mindre slammengder som kan spres per arealenhet og utfordringer når det gjelder spredeteknikk (vanskelig å spre små mengder for slam med plastisk konsistens), bondens vilje til å ta imot små slammengder (blir mindre interessant som jordforbedringsmiddel), økt arealbehov og sprekostnad (mindre slam per arealenhet). Selv med en fosforregulering må en forvente at fosfortilførselen i tilførselsåret vil være høy sammenlignet med plantenes behov. Dette vil gi økt risiko for tap hvis løseligheten av fosforet er høy.

Strategi 2) Installere teknologi for fosforutvinning, vil gi stort investeringsbehov ved rensaneanleggene, samt utfordringer i å tilpasse teknologien til det norske avløpsvannet. Utvinning av deler av fosforet som mineralisk fosfor (struvitt eller kalsiumfosfat) vil gi et fosforredusert slam hvor det gjenværende fosforet også har god plantetilgjengelighet. Dosering som gjødsel og ikke som jordforbedringsmiddel blir viktig for å unngå negative miljøkonsekvenser.

Norge har mindre erfaring enn land i Europa med biologisk fosforfjerning siden utslippskravene har lenge kunnet blitt overholdt med kjemisk rensing for både organisk stoff (BOF og KOF) og fosfor (90 % fosforreduksjon). Mye fremmedvann på kommunalt ledningsnett øker utfordringen i og med at vannet er «tynt» og i perioder kaldt, og til sammen kan dette medføre driftsutfordringer med biologisk rensing. Dersom man reduserer utslippskravene mht. fosfor for resipienter som ikke er spesielt sårbare for fosforutslipp, kan dette medføre økt satsing på biologisk fosforrensing med tilhørende mulighet for gjenvinning av plantetilgjengelig fosfor. Uansett, en økt dreining mot ren biologisk rensing forutsetter bedre separering av fremmedvann/overvann på avløpsnettet og lavere utslippskrav for fosfor. For at utvunnet mineralfosfor skal bli en tilfredsstillende gjødsel i landbruket, må det videreforedles til et fullverdig gjødselprodukt med balansert næringssammensetning.

5.3.4 Bedre utnyttelsen av fosfor i fiskeslam

Det skjer en rask utvikling i teknologier for å behandle fiskeslam. Teknologiene er kjente og er i stor grad basert på kunnskap fra vann- og avfallsbransjen, herunder teknologi for avvanning, kompostering og utråtning. Prosessutviklingen er motivert av å holde kostnadene nede mens det er lite fokus på utviklingen av fiskeslamprodukter som kan brukes som gjødsel i landbruket. Sterkere regulering av tilførselsmengdene av fosfor til jordbruket vil kunne påvirke teknologiutviklingen for å behandle fiskeslam mot produkter med høyere gjødselverdi. Oppdrettsnæringen er lokalisert på Vestlandet der det allerede er et overskudd av fosfor. For å utnytte fosfor i fiskeslam må det derfor transporteres til areal med fosforbehov. Mengdene oppsamlet fiskeslam er forventet å øke sterkt, og det er derfor viktig å komme tidlig inn med regelverk og virkemidler knyttet til bruk som gjødsel for å unngå etablering av løsninger som ikke er bærekraftige med tanke på resirkulering av fosfor.

Bidraget til resirkulerbart totalfosfor fra dagens «produksjon» av fiskeslam fra settefisk- og post-smolt anlegg er relativt liten i forhold til avløpsslam. De eksisterende biogassanleggene i dag har kapasitet til å kunne ta imot dette, og flere kommuner på Vestlandet planlegger biogassanlegg. Prisen i markedet for behandling er relativt høy siden dette faller utenfor selvkostområdet til den kommunal VA- og avfallssektoren. Settefiskanleggene anser vann og slambehandlingen (avvanning) som en stor investeringskostnad i seg selv. Når man i tillegg legger til frakt, behandlingskostnader/«gate-fee» for slammet, vil denne kostnaden øke. Økt krav til oppsamling / rensing vil nødvendigvis drive oppdrettsbransjen mot en eller annen løsning dersom de ikke finner lokale disponeringsmuligheter. Utfordringen er å stimulere til en løsning som også øker potensialet for bedre fosforutnyttelse.

5.3.5 Markedsreguleringer

Myndigheter kan innføre et krav om minimum andel innblandet resirkulerte råvarer, på linje med omsetningspåbudet for biodrivstoff, innenfor grensene av hva et åpent handelssystem

tillater. Mineralfosfor utvunnet av avfallsressurser er egnet til å erstatte rå-fosfat i mineralgjødselproduksjonen. Her vil utvunnet fosforsyre være best egnet.

For å øke lønnsomheten i bruk av resirkulert fosfor sammenlignet med råfosfat, kan det være et alternativ at myndigheter innfører avgift på rå-fosfat i mineralgjødsel og/eller subsidierer resirkulert fosfor. Hvor stor avgiften/tilskuddet må være for å oppnå økt bruk av resirkulert fosfor er ikke vurdert her, siden det ligger utenfor denne utredningens rammer.

På 90- tallet var det egen fosforavgift på mineralgjødsel for å redusere bruken, men avgiften ble fjernet etter noen år. Det viste seg at prisen ikke regulerte forbruket i særlig grad.

Dersom man får en økonomisk gevinst av å bruke resirkulert fosfor, kan dette medføre økt bruk av slike fosforkilder. Denne markedsmekanismen vil mest sannsynlig være mest effektiv dersom den er rettet mot gjødselprodusenten enn forbrukeren/bonden.

6 Oppsummering av fosforgjenvinningsmuligheter

Bedre utnyttelse av fosfor i resirkuleringsprodukter innebærer både transport fra regioner med fosforoverskudd til regioner med fosforbehov og sikring av god plantetilgjengelighet av fosfor i resirkuleringsproduktene. Gjødseleprodukter basert på organisk avfall kan inndeles i to produktkategorier:

- 1 Organiske gjødseleprodukter med relativ lav prosesseringsgrad etter stabilisering og hygienisering (f.eks. avvannet/tørket), der fosfortilgjengeligheten vil være avhengig av type fosforforbindelser i utgangsmateriale.

Fordel: Tilleggsverdi i form av organisk materiale og andre næringsstoffer.
Markedet for f.eks. slam er etablert på Østlandet og i Trøndelag.

Ulempe: Høyere transport og sprekostnader enn tradisjonelle gjødseleprodukter.
Lav fosfortilgjengelighet i noen restprodukter.

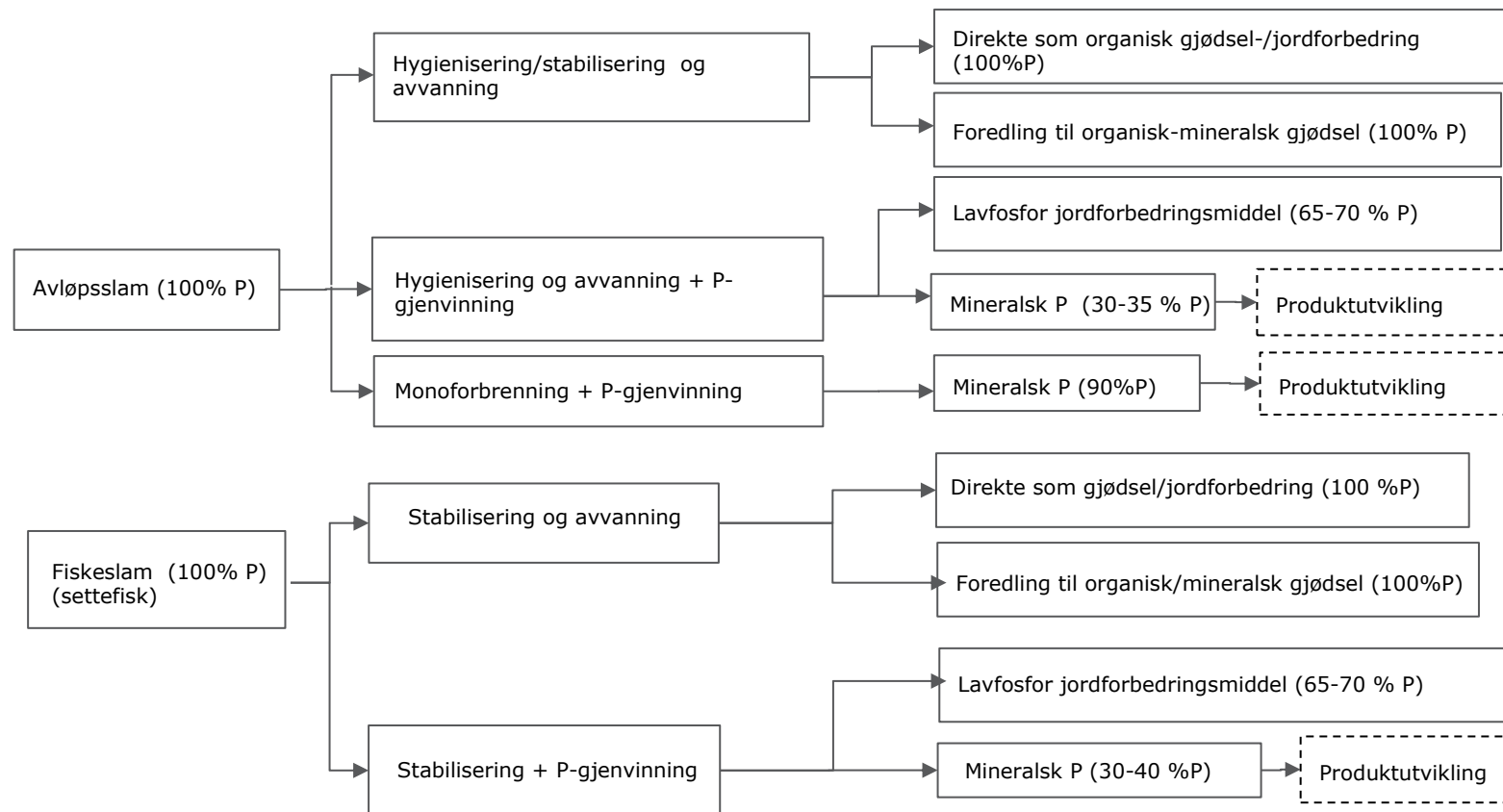
- 2 Mineralske gjødseleprodukter med høy prosesseringsgrad (f.eks. struvitt og kalsiumfosfat utvunnet fra organiske materialer).

Fordel: Kan distribueres til områder hvor det er behov for fosfor og kan spres uten store ekstrakostnader hvis det inngår i mineralgjødseleproduksjon.

Ulempe: Høyt investeringsbehov for teknologi, utvinning av mineralsk fosfor gir en høy fosforpris sammenlignet med mineralgjødsele og det må etableres et gjødselemarked for resirkulerte produkter.

Ut fra dagens prisnivå for mineralgjødsele vil det være behov for reguleringer for bedre utnyttelse av fosfor i resirkuleringsprodukter. Disse kan omfatte regulering knyttet til tillatt mengde totalfosfortilførsel per arealenhet eller reguleringer som gjør det mer lønnsomt å bruke resirkuleringsprodukter. Det bør vurderes muligheter for investeringsstøtte og driftstøtte for virksomheter som satser på resirkulering av plantetilgjengelig P.

I Figur 13 er en oversikt over tekniske mulige retninger for fosforgjenvinning fra avløpsslam og fiskeslam. Fiskeslam må mest sannsynlig stabiliseres (utråtnes) sammen med avløpsslam eller husdyrgjødsele hvis man skal benytte P-gjenvinningsteknologi. I Tabell 13 er det en oversikt over råvarenes fosforressurs, tilgjengelig teknologi for å utnytte denne og plantetilgjengelighet. Der det finnes priser for behandlingen, er dette satt inn i tabellen.



Figur 13 Retninger for fosforgjenvinning fra avløpsslam og fiskeslam. Produktutvikling gjenstår for å kunne sammenlikne sluttproduktet med mineralsk gjødsel. Tallene i parentes angir forventet andel total-P i de ulike produktgruppene.

Tabell 13 Metoder for fosforgjenvinning fra ulike avfallskilder, fargekoden til høyre er et forsøk på å sammenlikne fosfortilgjengeligheten og gjødselverdi for de ulike «produkttypene». Merknader: *) Grunnet stor andel av kjemisk felt slam og **) Grunnet stor andel av P som CaP.

Avfallskilder	Aktuelle metoder for P-gjenvinning	Nødvendig prosesseringsmetoder	Behandlingskost	Pris kr/kg P	Markeds som gjødsel i Norge	Egnethet som P-gjødsel 1 og 2 sesong
Avløpsslam	Direkte bruk i landbruk	Stabilisering + hygienisering	1400 kr/tonn TS		Modent	(u) tilgjengelig ubalansert *)
	Produsere organiskmineralske gjødselprodukter (Minorga® mm.)	Stabilisering + tørking + NK tilsetning	-		Delvis modent	(u) tilgjengelig balansert
	Produsere struvitt, CaP o.l.	Utråtning + P-gjenvinningsteknologi	-	90-135	Modent, men ikke i Norge pga. kjemisk felt slam	tilgjengelig ubalansert
	Resirkulert P råstoff, eks. H ₂ PO ₄	Monoforbrenning + P-gjenvinningsteknologi	4500 Kr/tonn TS + gjenvinning		Delvis modent, men ikke i Norge	råstoff
	Inndamping av rejekt	Utråtning og inndampingsteknologi			Ikke modent	tilgjengelig ubalansert
Fiskeslam (settefisk)	Direkte bruk i landbruk	Avvanning, stabilisering (lukt)	1400kr/tonn TS		Delvis modent	tilgjengelig ubalansert
	Produsere organiskmineralske gjødselprodukter (Minorga® mm.)	Avvanning/tørking, stabilisering + K-tilsetning	-		Ikke modent	tilgjengelig balansert
	Produsere struvitt, CaP o.l.	Utråtning + P-gjenvinningsteknologi	-	90-135	Ikke modent	tilgjengelig ubalansert
	Resirkulert P råstoff, eks. H ₂ PO ₄	Monoforbrenning + P-gjenvinningsteknologi	4500 Kr/tonn TS + gjenvinning		Ikke modent	Råstoff
Husdyrgjødsel	Direkte bruk	Ingen for bruk på egen gård	-		Modent	tilgjengelig ubalanser
	Direkte bruk	Stabilisering + hygienisering – fri omsetting	1400 kr/tonn TS		Modent	tilgjengelig ubalansert
	Mekanisk separering	Sentrifugering	4,1 kwh		Ikke modent	Tilgjengelig ubalansert
	Produsere struvitt, CaP o.l.	Utråtning + P-gjenvinningsteknologi	-	90-135	Ikke modent	tilgjengelig ubalansert

Avfallskilder	Aktuelle metoder for P-gjenvinning	Nødvendig prosesseringsmetoder	Behandlingskost	Pris kr/kg P	Markeds som gjødsel i Norge	Egnethet som P-gjødsel 1 og 2 sesong
	Produsere sekundært P råstoff, eks. H_2PO_4	Monoforbrenning +P-gjenvinningsteknologi	-		Ikke modent	råstoff
Slakteriavfall	Direkte bruk i landbruk	Trykksterilisering + tørking			Delvis modent	(u) tilgjengelig ubalansert **)
	Resirkulert P råstoff, eks. H_2PO_4	Monoforbrenning +P-gjenvinningsteknologi			Ikke modent	råstoff
Fiskeensilasje	Direkte bruk i landbruk	Stabilisering (utråtning) + hygienisering			Ikke modent	tilgjengelig ubalansert
	Produsere struvitt, CaP o.l.	Utråtning + P-gjenvinnings-teknologi			Ikke modent	tilgjengelig ubalansert
Matavfall	Direkte bruk i landbruk	Stabilisering (kompost) + hygienisering			Modent	tilgjengelig ubalansert
		Stabilisering (utråtning) + hygienisering			Modent	tilgjengelig balansert
	Produsere organisk-mineralske gjødsel-produkter (Minorga® mm.)	Stabilisering + tørking + NK tilsetning			Ikke modnet	tilgjengelig balansert
	Produsere struvitt, CaP o.l.	Utråtning + P-gjenvinnings-teknologi		90-135	Ikke modnet	tilgjengelig ubalansert
	Resirkulert P råstoff, eks. H_2PO_4	Monoforbrenning +P-gjenvinningsteknologi			Ikke modent	råstoff
	Inndamping av rejekt	Utråtning og inndampingsteknologi			Modent	tilgjengelig balansert
Treaske	Direkte bruk i landbruk	Ingen			Delvis modent	tilgjengelig ubalansert
	Resirkulert P råstoff, eks. H_2PO_4	Gjenvinningsteknologi			Modent, men ikke i Norge	råstoff

7 Referanser

- Achat, D.L., Sperandio, M., Daumer, M.-L., Santellani, A.-C., Prud'Homme, L., Akhtar, M., Morel, C. (2014): Plant-availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labelling techniques. *Geoderma* 23(2-234):24-33. doi:10.1016/j.geoderma.2014.04.028
- Ahlstrøm, Ø. (2015): Forsøk med proteinkonsentrat av ensilerte kategori 2 biprodukter fra oppdrettsfisk som fôr til blårev i vekstperioden, Institutt for hus dyr og akvakulturvitenskap, Norges Universitet for Miljø- og Biovitenskap. 15.5.2015
- 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 and Technology*. DOI: 10.2166/wst.2017.056
- Beachell, A. M. (2016): Potensialet i norskproduserte kraftfôrråvarer, Becheloroppgave, Høgskolen i Hedmark, 2016)
- Blöcher, C., Niewersch, C., Melin, T. (2012): *Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration*. *Water research*, 46 (2012), pp 2009 – 2019.
- Bonvin, C., Etter, B., Udert, K.M., Frossard, E., Nanzer, S., Tamburini, F., Oberson, A. (2015): Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *AMBIO* 44:217-227
- Brod, E. (2016) The recycling potential of phosphorus in secondary resources. Doktogradsavhandling NMBU 2016:35, 37 sider + vedlegg
- Brod, E., Øgaard, A.F., Hansen, E., Wragg, D., Haraldsen T.K., Krogstad, T. (2015): Waste products as alternative phosphorus fertilizer. Part I: inorganic P species affect fertilization effects depending on soil pH. *Nutr Cycl Agroecosyst* 103:167-85. doi:10.1007/s10705-015-9731-4
- Brod, E., Øgaard, A.F., Krogstad T., Haraldsen T.K., Frossard E., Oberson, A. (2016): Drivers of phosphorus uptake by barley following secondary resource application. *Frontiers in Nutrition and Environmental Sustainability*. doi: 10.3389/fnut.2016.00012
- Brod, E., Haraldsen, T.K., Krogstad, T. (2014): Combined waste resources as compound fertiliser to spring cereals. *Acta Agric. Scand. Sect. B Soil Plant Sci.* 64, 329-340
- Bøen, A. (2010): Fosfor i avøpsslam – fraksjonering og plantetilgjengelighet. *Bioforsk Rapport* 5(62).
- Conroy J., Couturier M., Dissolution of minerals during hydrolysis of fish waste solids *Aquaculture* 298 (2010) 220-225
- Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., van der Bruggen, B., Verstaete, W., Rabaey, K. og Meesschaert, B. (2015): Global Phosphorus Scarcity and Full-Scale P-Recovery Techniques: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45, pp 336-384.

Egle L., Rechberger H., Krampe J. og Zessner M. (2016): *Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies*. Science of the Total Environment, Vol. 571, Nov. 2016, pp 522-542.

EU (2014): Report on critical raw materials for the EU. European Commission report Ares (2015) 1879503 -29/04/2015

EU (2015): Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy, COM(2015) 614 final

Felleskjøpet (2015): Prisliste Felleskjøpet, 2015. FOB Kambo.

Hamilton, H., Brod, E., Hanserud, H., Gracey, E., Vestrum, M., Bøen, A., Steinhoff, F., Mueller, D., Brattebø, H. (2016): Investigating cross-sectoral synergies through integrated aquaculture, fisheries and agricultural phosphorus assessments: Norway as a case. J Ind Ecol. 20 (4): 867-881

Hamilton, H., Brod, E., Hanserud, H., Müller, D.B., Brattebø, H., Haraldsen, T.K. (2017): Recycling potential of secondary phosphorus resources as assessed by integrating substance flow analysis and plant-availability. Science of the total Environment 575: 1546-1555

Hanserud, O.S. (2015): Geografisk fordeling av fosfor i slam i Norge og potensialet til å erstatte mineralfosfor, Ås 25. November forerdrag.

HCSS (2012): *Risks and Opportunities in the Global Phosphate Rock Market - Robust Strategies in Times of Uncertainty*. The Hague Centre for Strategic Studies. Rapport No 17|12|12 (ISBN 978-94-91040-69-6).

Herzel H., Adam C., Eicher N., Hermann L., Mallon J., Scaaf M. og Stemann J. (2015): *Comparative review of ash processes – Technical comparison on the design, operation and performances of ash processes*. P-rex Deliverable D 4.1.

Hjorth, M., Christensen, K.V., Christensen, M.L., Sommer, S.G. (2010): Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. Agron. Sustain. Dev. 30:153-180.

Hultman, B., Levlin, E., Mossakowska, A. og Stark, K. (2001): *Effects of wastewater treatment technology on phosphorus recovery from sludges and ashes*. 2nd International Conference on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, Noordwijkerhout, Netherlands, 12-13 March 2001.

Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap (2008).

Jeng, A.S., Haraldsen, T.K., Grønlund, A., Pedersen, P.A. (2006): Meat and bone meal as nitrogen and phosphorus fertilizer to cereals and rye grass. Nutr Cycl Agroecosyst 76:183-191

Kataki S., West H., Clarke M. og Baruah D.C. (2016): *Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments*. Waste Management, 49(2016), pp 437 – 454.

- Kratz S, Schick J, Schnug E (2016). Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *Sci Total Environ* 542:1013-1019
- Krogstad, T. (1987): Utvikling og vurdering av fosfortilstand i dyrka jord i perioden 1960 85 med hovedvekt på Romerike og Jæren. *Jord og Myr* 11:153-163.
- Krogstad, T., Øgaard, A.F., Kristoffersen, A.Ø. (2008): New P recommendations for grass and cereals in Norwegian agriculture. *NJF Report, Vol.4 nr.4*: 42-46.
- Krupa-Żuczek, K., Kowalski, Z., Wzorek, Z. (2008): Manufacturing of phosphoric acid from hydroxyapatite, contained in the ashes of the incinerated meat-bone wastes. *Pol J Chem Technol* 10: 13-20
- Levlin E., Tjus K., Fortkamp U., Ek M., Baresel C., Palm O. og Ljung E. (2014): *Metoder för fosforåtervinning ur avloppsslam*. IVL/Vinnova rapport innenfor prosjektet "Morgondagens kommunala vattenrening – en produktionsanläggning för nyttigheter". IVL-rapport nr. B2184.
- Mayer B.K., Baker L.A., Boyer T.H., Drechsel P., Gifford M., Hanjra M.A., Parameswaran P., Stoltzfus J., Westerhoff P. og Rittman B.E. (2016): *Total Value of Phosphorus Recovery*. *Environmental Science & Technology*, vol 50 (2016), pp 6606 – 6620.
- Milieu, WRc, and RPA (2008) Environmental, economical and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report Part II: Report on Options and Impacts. Report under European Commission DG Environment contract no 070307/2008/517358/ETU/G4
- Miljødirektoratet (2015): Bedre utnyttelse av fosfor i Norge. Rapport M-351.
<http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/Juni/Bedre-utnyttelse-av-fosfor-i-Norge>
- Modahl I.S., Lyng K-A., Møller, H., Stensgård A., Arnøy, S., Morken, J., Briseid T., Hanssen O.J. og Sørby I (2014): Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe Status 2014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain. Østfoldforskning rapport OR.34.14
- Möller K og Müller T. (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng Life Sci* 12: 242-257
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2002): Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology* 85: 189-196.
- Montag D., Gethke K. og Pinnekamp J. (2007): *A Feasible Approach of Integrating Phosphate Recovery as Struvite at Waste Water Treatment Plants*. www.researchgate.net
- Montag, D. og Pinnekamp, J. (2009): *The PASH process for P-recovery and overview of the German Funding Programme "Recycling management of plant nutrients, especially phosphorous"*. Presentation in BALTIC 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, September 28-30, 2009. Berlin.
- Nanzer, S., Oberson, A., Berger, L., Berset, E., Hermann, L., Frossard, E. (2014): The plant availability of phosphorus from thermo-chemically treated sewage sludge ashes as studied by 33P labeling techniques. *Plant Soil* 377:439-456

Nesheim, L., Sikkeland E., H., (2013): Mengde utskilt husdyrgjødsel – forslag til nye standardtall. Bioforsk Rapport vol. 8 Nr.109 2013

NIBIO (2012) Gjødslingshåndbok

http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19190&p_menu_id=19211&p_sub_id=19191&p_document_id=47252&p_dim2=19603

Nieminen, J. (2010): *Phosphorus recovery and recycling from municipal wastewater sludge*. Master of Science Thesis, Aalto University.

Nørgaard J.V., Petersen JK, Tørring DB, Jørgensen H, Lærke HN. (2015): Chemical composition and standardized ideal digestibility of protein and amino acids from blue mussel, starfish, and fish silage in pigs, *Animal Feed Science and Technology* 205 (2015) 90–97.

Øgaard AF, 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*. DOI: 10.1021/acs.jafc.5b05974

Ostara (2014):

http://services.ostara.com/weftec/gallery/Gallery/Pearl%20Process/Ostara_Pearl_Reactor_Saskatoon.jpg

Oppen, J. og Oterhals, O. (2016): Logistikk og forretningsmodeller for behandling av fiskeslam, Arbeidsrapport M1602, prosjektnr.2481, ISSN 803-9259

Paulsrud B., Johannessen E., Estevez M.M. og Blytt L.D. (2015): *Gjenvinning av næringsstoffer ved Grødaland biogassanlegg - Forprosjekt*. Aquateam COWI rapport nr. 15-025.

Paulsrud, B. (2014) Karakterisering og håndtering av slam fra silanlegg. Vann – 2005

Paulsrud, B. og Blytt, L.D.(2012): Termisk destruksjon av avløpsslam. Vurderinger av metoder og kostnader for norske forhold. Aquateam rapport nr 12-006, O-11096

Petzet, S. og Cornel, P. (2012): *Prevention of Struvite Scaling in Digesters in Combination with Phosphorus Removal and Recovery – The FIX-Phos Process*. Poster at IFAT 2012.

Petzet, S. og Cornel, P. (2013): *Phosphorus Recovery from Wastewater*. Issues in Environmental Science & Technology - Waste as a Resource, Vol 37, R. E. Hester & R. M. Harrison (eds.), Royal Society of Chemistry – RSC Publishing.

Pinnekamp, J., Everding, W., Gethke, K., Montag, D., Weinfurter, K., Sartorius, C., Von Horn J., Tettenborn F., Gäth S., Waida C., Fehrenbach H. og Reinhardt J. (2011): *Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland*. Schlussbericht – Bundesministerium für Bildung und Forschung – Tyskland.

P-REX (2015): <http://www.p-rex.eu/>

Remy, M. (2014): *PhospaQTM Anammox® - Integrated solution for nutrient removal*. Paques presentation (www.paques.nl)

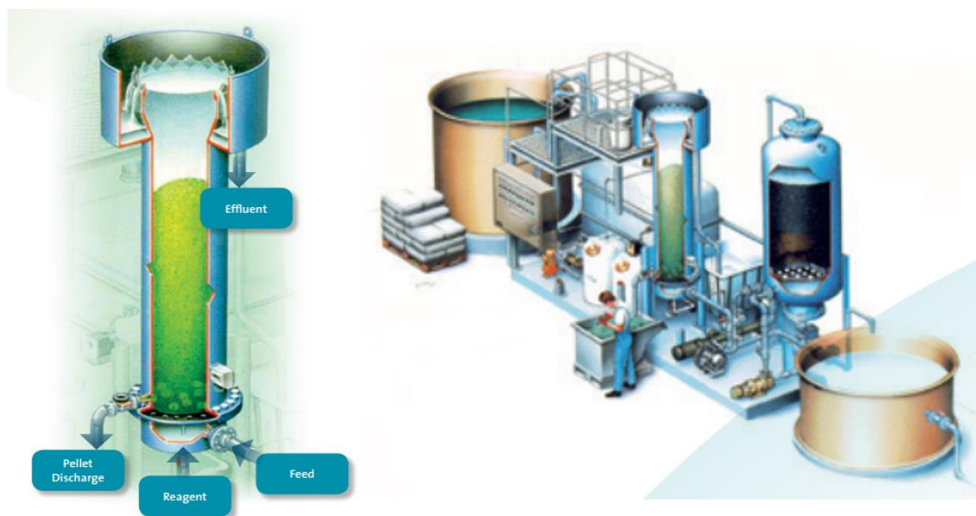
- Sartorius C., von Horn, J. og Tettenborn, F. (2012): *Phosphorus Recovery from Wastewater - Expert Survey on Present Use and Future Potential*. Water Environment Research, Vol. 84, No. 4, pp 313 – 322.
- Schoumans, O.F., Bouraoui F., Kabbe C., Oenema O. og van Dijk K.C. (2015): *Phosphorus management in Europe in a changing world*. Ambio, 44(Suppl. 2), pp180-192.
- Schoumans, O.F., Ehlert, P.A.I., Nelemans, J.A., van Tintelen W, Rulkens WH, Oenema, O. (2014): Explorative study of phosphorus recovery from pig slurry: Laboratory experiments. Alterra report 2514, 50 pp.
- Sinaj, S., Traore, O., Frossard, E. (2002): Effect of compost and soil properties on the availability of compost phosphate for white clover (*Trifolium repens* L.) Nutr Cycl Agroecosyst 62: 89-102
- SSB (2015): Avløp - grunnlagsdata (K) etter region, statistikkvariabel og tid
- SSB (2015): I. Avfall og renovasjon - Mengder (justert for grovavfall og næringsavfall), grunnlagsdata (K) etter statistikkvariabel og tid
- Statens jordbruksverk (2012): Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring.
<https://www.jordbruksverket.se/download/18.3cf4f99e13bb29d601180001870/2012-041.pdf>
- Svanström, M., Johansson K. og Stendahl K. (2004): *Supercritical water oxidation of sewage sludge in combination with phosphate recovery*. In 2nd IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Treatment Technologies, pp 323 – 332. IWA Publishing 2004.
- Talboys P.J., Heppell, J., Roose, T., Healey, J.R., Jones, D.L., Withers, P.J.A. (2016): Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? Plant Soil 401:109-123
- Øgaard, A.F., Grønsten, H.A. Sveistrup, T.E., Bøen, A., Kværnø, S.H., Haraldsen, T.K. (2008): Potensielle miljøeffekter av å tilføre avløpsslam til jordbruksarealer. Resultater fra to feltforsøk i korn, 1.forsøksår 2007. Bioforsk rapport, Vol.3 nr.59.43 s.

Vedlegg 1 Teknologi for P-gjenvinning fra avløpsvann og slam

1. Teknologier basert på gjenvinning av fosfor fra rejeckt vann

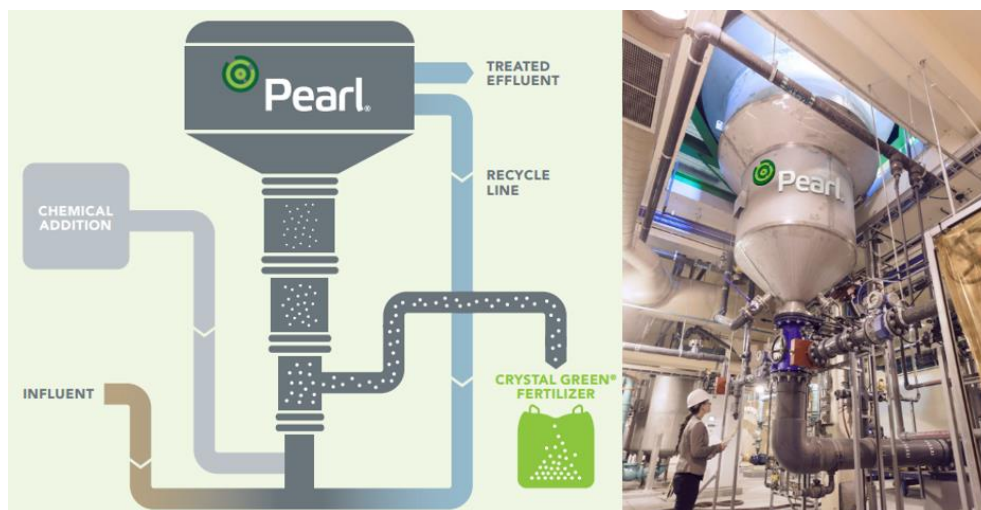
Flere av teknologiene som gjenvinner fosfor fra rejeckt vann er basert på krystalliseringsprinsippet. Dette gjelder DHV Crystalactor®, NuReSys® og Ostara-Pearl®. Felles for disse er at det benyttes såkorn eller kime (engelsk: "seed") for danning av struvitt- eller kalsiumfosfatpellets.

DHV-Crystalactor® prosessen er basert på krystallisering på en krystallkime, vanligvis sand. Prosessbetingelsene justeres selektivt for å fremme enten struvitt eller kalsiumfosfat. Dette skjer ved tilsetning av ulike kjemikalier som natriumhydroksid (kaustisk soda), kalkslurry og magnesiumklorid (MgCl_2). Struvitt/kalsiumfosfat felles ut på kimen i en oppstrøms reaktor hvor pellets dannes og holdes fluidisert. Den høye krystalliseringsfrekvensen gir en kort oppholdstid og derfor en liten reaktor. Pellets fjernes periodisk og erstattes av sandkorn med mindre diameter. Dette legger til grunn for kontinuerlig drift og sørger for god fluidisering. Anleggene kan være fullt automatisert. Full kommersialisering er oppnådd, med en rekke anlegg i drift, f.eks. i Nederland.



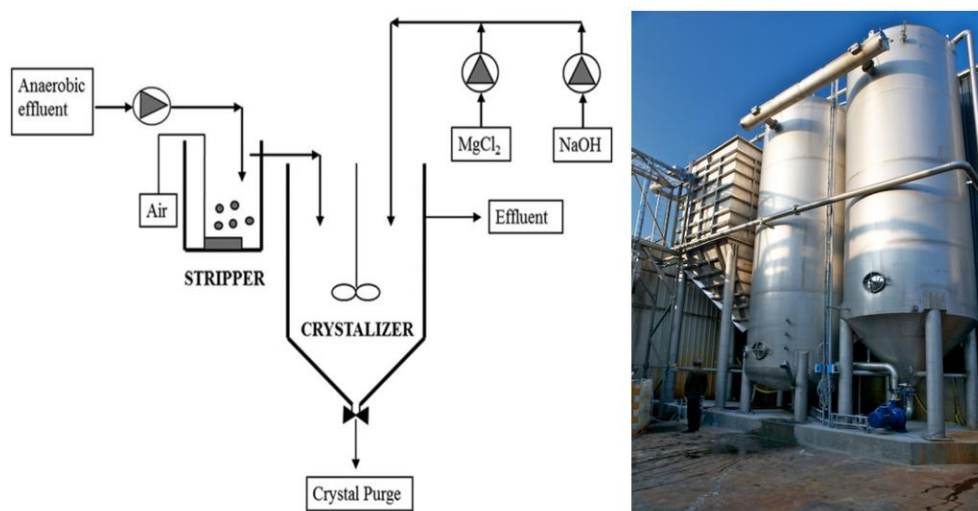
Figur 14. DHV Crystalactor® prosessen, med selve reaktoren til venstre og typisk installasjon til høyre (www.royalhaskoningdhv.com).

Ostara-PEARL® prosessen er basert på struvittutfelling. Her tilsettes magnesium klorid (og natriumhydroksid) til rejeckt vann, og struvitt felles ut i en fluidized bed reaktor. En delstrøm av behandlet vann i Pearl-reaktoren resirkuleres for å øke effektiviteten. Denne prosessen er også kommersialisert, og flere anlegg er i drift både i Nord-Amerika og i Europa. I følge Ostara kan 90 % av fosforen gjenvinnes med denne prosessen. Prosessen er mest aktuell for anlegg med biologisk fosforfjerning, hvor rejeckt vannets fosforinnhold er høyere enn 50 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ (P-REX 2015).



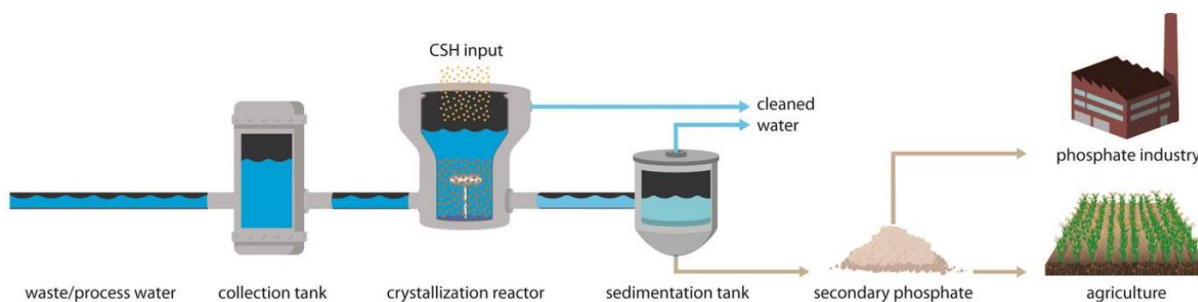
Figur 15. Ostara-PEARL® prosessen, med prinsippsskisse over prosessen til venstre og foto av en installasjon til høyre (www.ostara.com).

NuReSys® prosessen er utviklet i Belgia og benyttes både på utrånet slam direkte, men også på rejeckt vann. Prosessen er delt i 2 trinn; i det første trinnet stripres vannet med luft, slik at CO_2 reduseres og pH økes. I den neste reaktoren tilsettes natriumhydroksid (NaOH) for finjustering av pH og magnesiumklorid (MgCl_2) for struvittfelling. Også denne prosessen har blitt kommersialisert, og det finnes flere anlegg i Belgia, Tyskland og Nederland. Applikasjonen er benyttet både på kommunale og industri (næringsmiddel) anlegg.



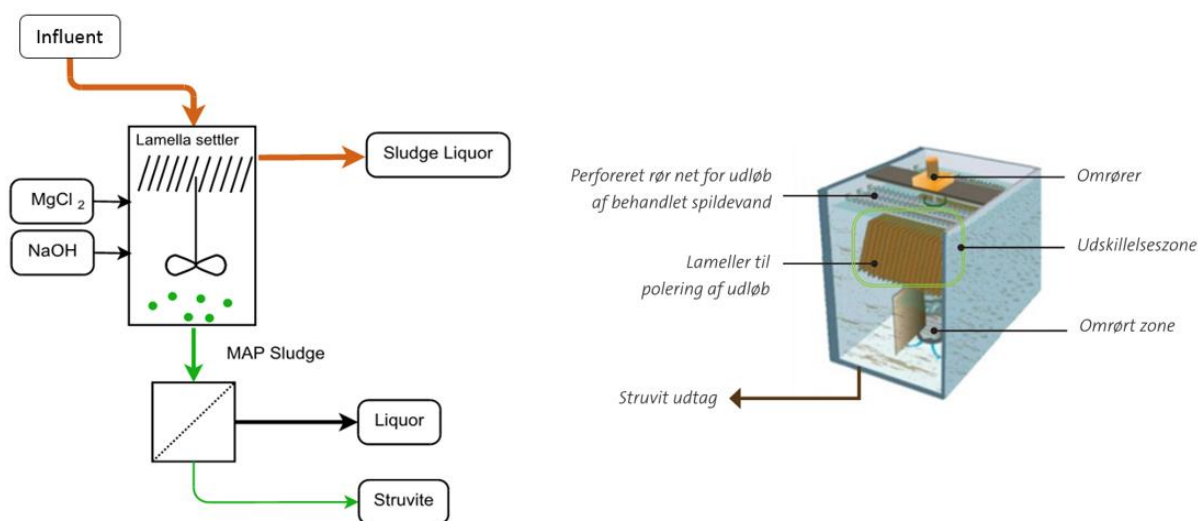
Figur 16. NuReSys® prosessen, med prinsippsskisse over prosessen til venstre og foto fra installasjon til høyre (Desmidt 2015 og www.nuresys.be).

P-Roc® prosessen er utviklet ved Karlsruhe Institute of Technology i Tyskland, og er foreløpig ikke kommersialisert. Denne teknologien benytter også krystalliseringsprinsippet, men til forskjell fra teknologiene beskrevet ovenfor, benyttes i dette tilfellet en kalkrik kime (kalsium-silisium-hydrat, CSH). CSH er et bindemiddel som er mye brukt i betong. Prosessen foregår i ett enkelt trinn uten tilsetning av kjemikalier, med unntak av det reaktive substratet (CSH). Kalsiumfosfat-pellets dannes i reaktoren, og dette sedimenteres ut og avvannes før evt. bruk.



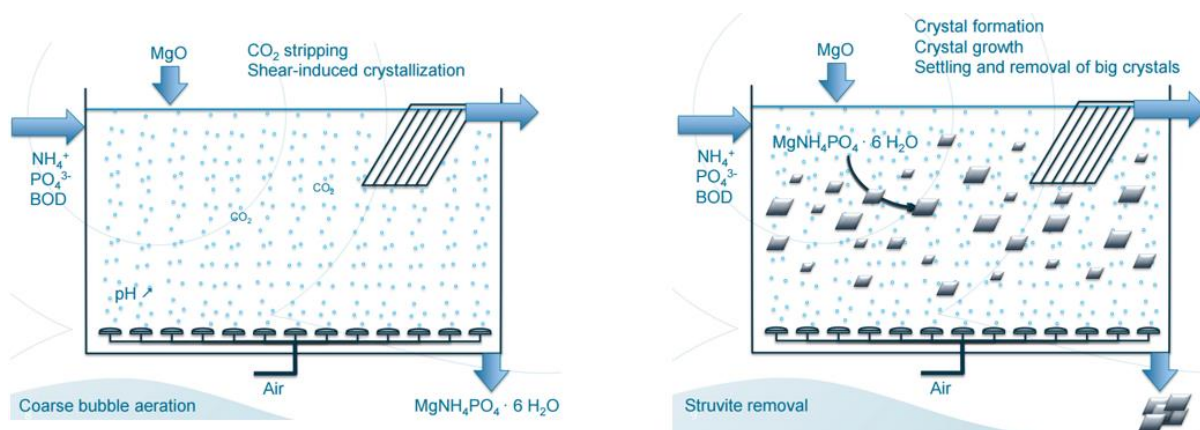
Figur 17. Prosess-skjema for P-Roc-prosessen.

Struvia™ prosessen er en videreutvikling av Phostrip prosessen som opprinnelig ble utviklet i Japan (P-REX 2015). Struvitt-krystaller dannes ved tilsetning av natriumhydroksid (NaOH) for pH-økning og tilsetning av magnesiumklorid ($MgCl_2$). Innblandingen av kjemikalier skjer i en hurtigmikser og separering av struvitt skjer ved lamellsedimentering. Struvitt som separeres ut fjernes fra bunnen av tanken og må avvannes før bruk. Prosessen er kommersialisert og er i drift på anlegg i Japan og har vært brukt i Belgia.



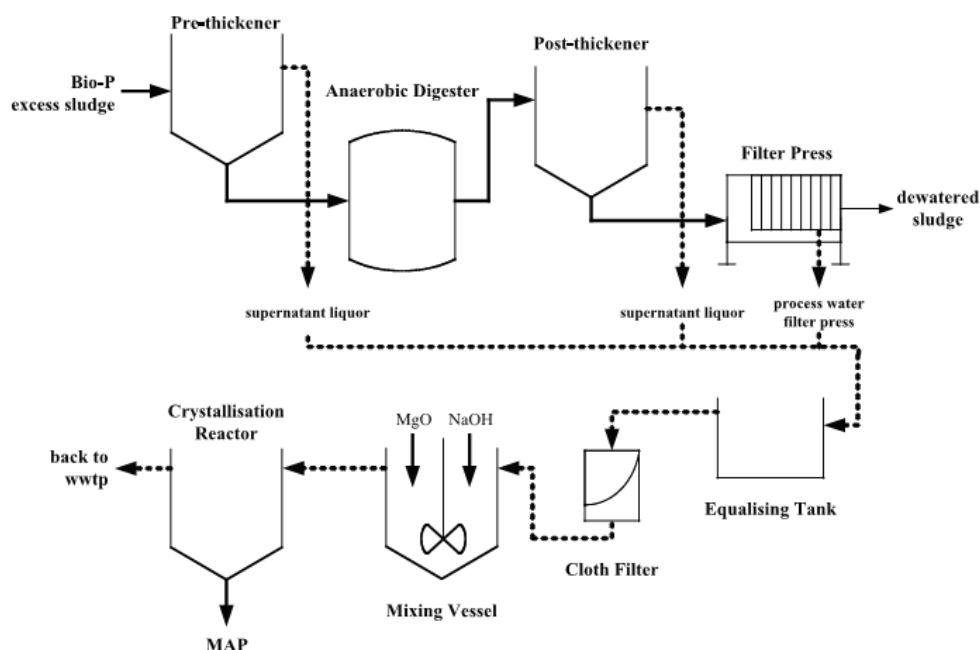
Figur 18. Struvia™ prosessen med prinsippsskisse over prosessen til venstre, og teknisk utforming til høyre (P-REX 2015 og Krüger Veolia 2016).

Phospaq™ prosessen er basert på utfelling/krystallisering av struvitt-pellets i en totalomrørt reaktor (CSTR). Omrøringen skjer ved luftinnblåsing som samtidig sørger for stripping av CO_2 med økning i pH som resultat. Magnesiumkilde for struvittdannelse er magnesiumoksid (MgO) som tilsettes direkte i den luftede reaktoren. Struvittdannelsen skjer ved utfelling og anlegget opereres slik at større og tyngre pellets sedimenterer, mens mindre pellets holdes i suspensjon og danner kime for ytterligere vekst. Sedimenterte partikler må avvannes før bruk. Teknologien er kommersialisert med referanser i Nederland og Storbritannia.



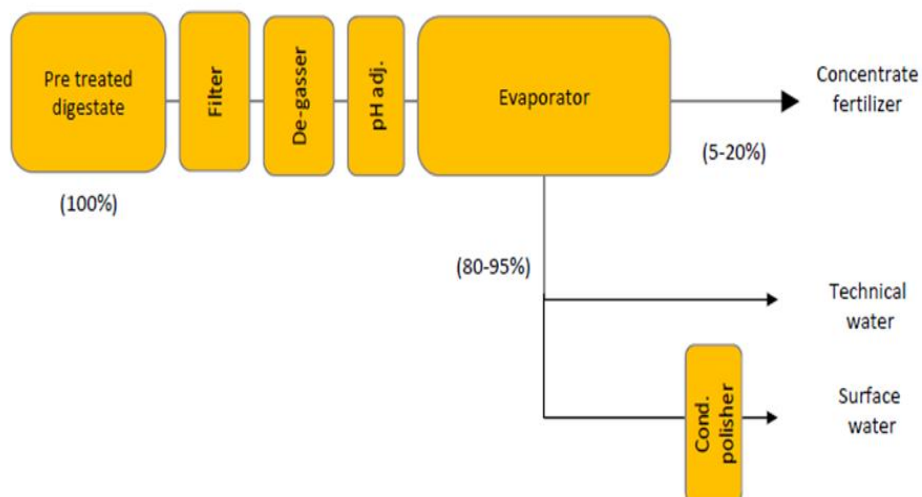
Figur 19. Prinsipptegning av enhetsprosessene i en Phospaq™ reaktor med heving av pH til venstre og struvittdannelse til høyre (Remy 2014).

PRISA prosessen starter med forsuring av råslam fra EBPR-anlegg (anlegg med biologisk fosforfjerning) hvor fosfat løses opp i reaktoren, typisk fortykkingstank før utråtning. Deretter separeres råslammet fra dekantatet som inneholder det vesentligste av det som var opprinnelig biologisk bundet fosfat, så vel som en mindre del av det oppløste fosfatet fra hydrolysen av biomassen. Denne delstrømmen blandes med rejektivann fra avvanningsprosesser etter utråtningen. Ved tilsetning av magnesiumoksyd og lut utfelles struvitt i en etterfølgende krystalliseringsreaktor.



Figur 20. Prosess-skjema som viser PRISA-prosessen (Montag m.fl. 2007).

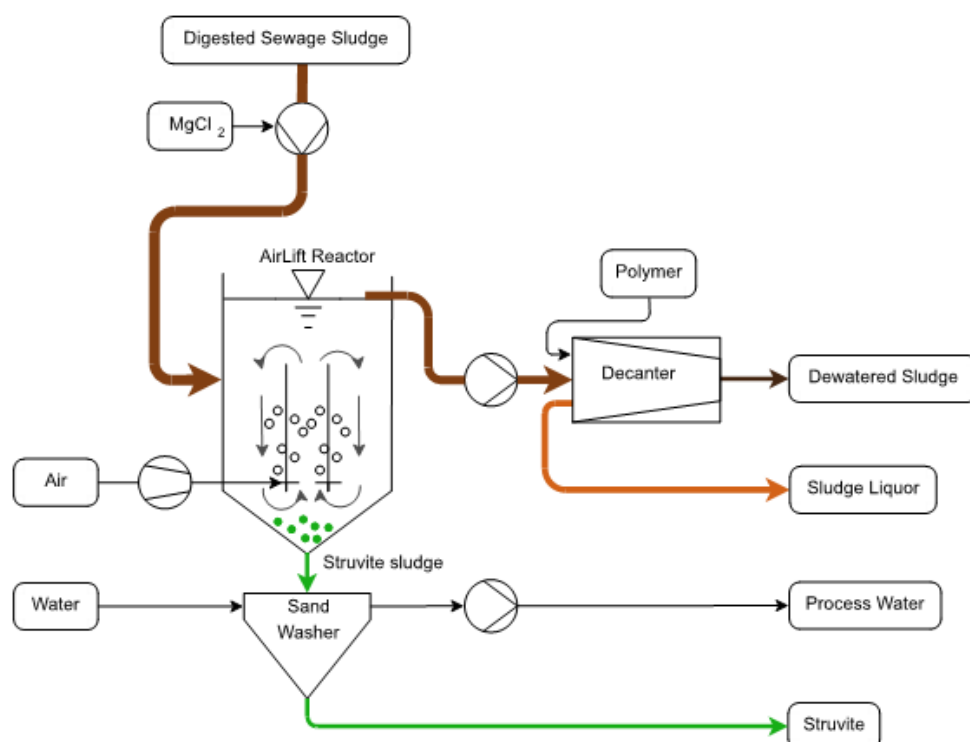
Ved **fordamping** av rejektivann vil man få to fraksjoner, et konsentrat, som er en oppkonsentrering av mesteparten av stoffene som finnes i rejektivannet, og et kondensat som inneholder de stoffene som følger med dampen og som lar seg kondensere ut ved en temperatursenkning av dampen. Det er i denne fasen man finner de ikke-vannløselige stoffene som kan forårsake lukt og høye konsentrasjoner av H_2S .



Figur 21. Prinsippskisse som viser fordampning som teknologi for gjenvinning av fosfor.

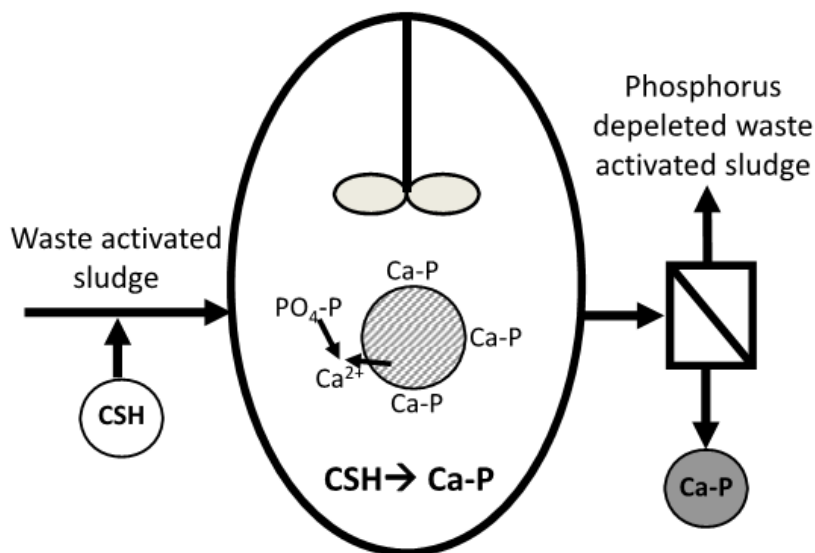
2. Teknologier basert på gjenvinning av fosfor fra slam

Airprex® prosessen ble utviklet for å gjenvinne fosfor fra utråtnet slam fra bio-P anlegg. I prosessen ledes utråtnet slam gjennom en airlift-reaktor. Fordi ammonium og fosfat allerede er i slammet, blir magnesiumioner tilsatt som magnesiumklorid ($MgCl_2$) til reaktoren. Luft blir tilsatt for å øke pH ved stripping av karbondioksid (CO_2) fra det utråtnede slammet. Når pH øker, feller struvitt ut. Etter at struvitten er separert fra slamfasen, vil hoveddelen av slampartiklene som er festet til krystallene, bli fjernet i en sandvasker.



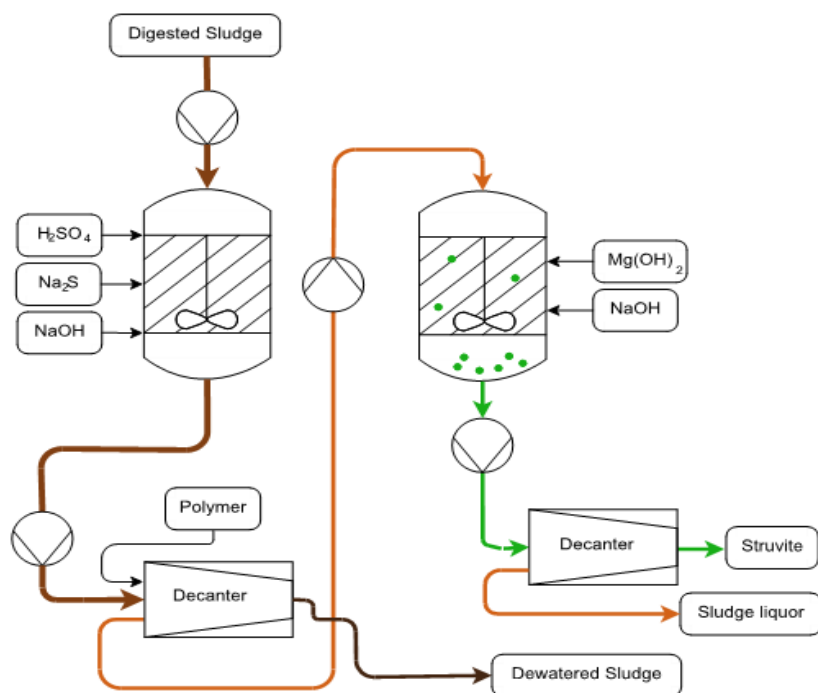
Figur 22. Flytskjema som viser Airprex® prosessen (P-Rex 2015).

Fix-Phos prosessen er utviklet ved Technische Universität Darmstadt og er i dag i bruk ved et renseanlegg i Hildesheim i Tyskland. Prosessen består av en tilsetning av kalsium-silikat-hydrat (CSH) direkte til rånetanken. CSH er et bi-produkt fra bygningsindustrien og inneholder CaO , SiO_2 og H_2O . Under anaerobe forhold frigis Ca^{2+} som binder løst P som kalsiumfosfat. Ved et separasjonstrinn tas granulene med CSH og kalsiumfosfat ut av slammet og kan brukes som gjødsel, med et P-innhold på ca. 18% som P_2O_5 .



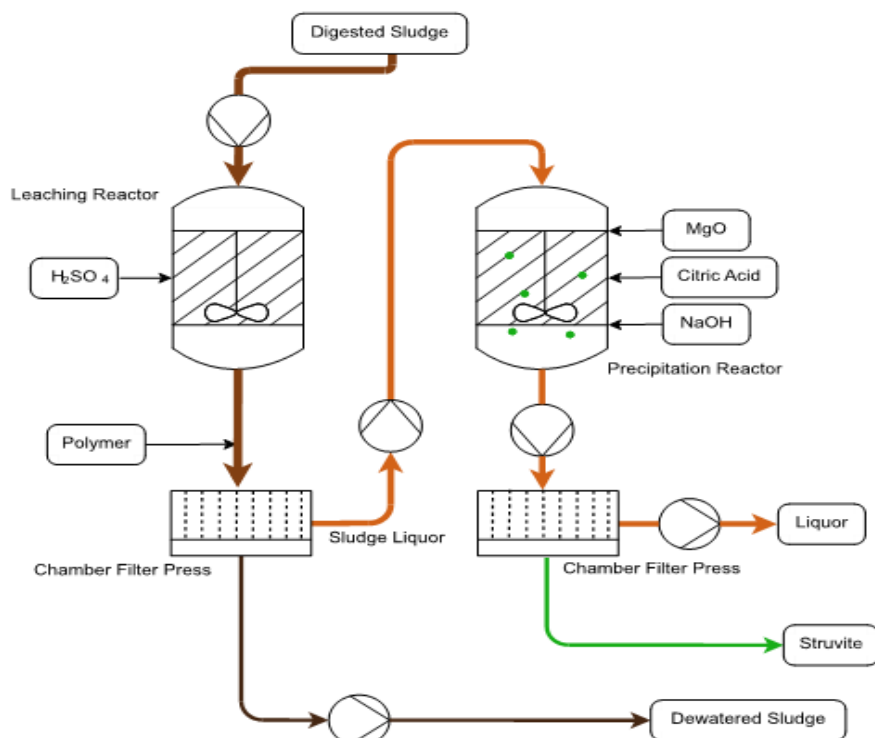
Figur 23. Prinsippskisse som viser Fix-Phos prosessen (Petzet og Cornel 2012).

Gifhorn-prosessen er en videreutvikling av den såkalte Seaborne-prosessen, hvor fosfor bundet til biomasse først lages ut ved pH 4,5 ved tilsetning av svovelsyre (H_2SO_4) til utrånet slam. I denne prosessen frigjøres også tungmetaller. Disse felles igjen som sulfater ved å sette til natriumsulfid (Na_2S) og lut (NaOH) ved pH 5,6. Deretter avvannes slammet og rejektivann tilsettes magnesiumhydroksid ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) og lut (NaOH). I denne prosessen tilsettes magnesium med en lavere dose enn det støkiometriske behovet for å danne struvitt. Dette gjøres for å utnytte kalsiumet som er i slammet, slik at man også får en del kalsiumfosfat-utfelling pga. det høye pH nivået. Struvittkrystaller og hydroksoapatitt (Ca-P) skilles deretter fra vannfasen i en avvanningsmaskin.



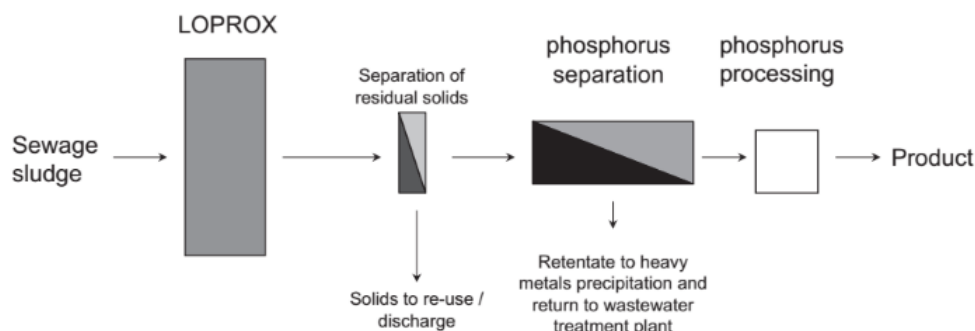
Figur 24. Flytskjema som viser Gifhorn-prosessen (P-Rex 2015).

Stuttgart-prosessen er opprinnelig utviklet ved Stuttgart universitet, og er utviklet for gjenvinning av fosfor fra anlegg med utrånnet kjemisk felt slam. Svovelsyre tilsettes slammene for å frigjøre fosfor. Rejektvannet fra etterfølgende avvanning tilsettes magnesiumoksyd, sitronsyre og lut for å felle ut struvitt i en egen reaktor. Dette avvannes på nytt i en kammerfilterpresse, hvor den avvannede fraksjonen er struvitt.



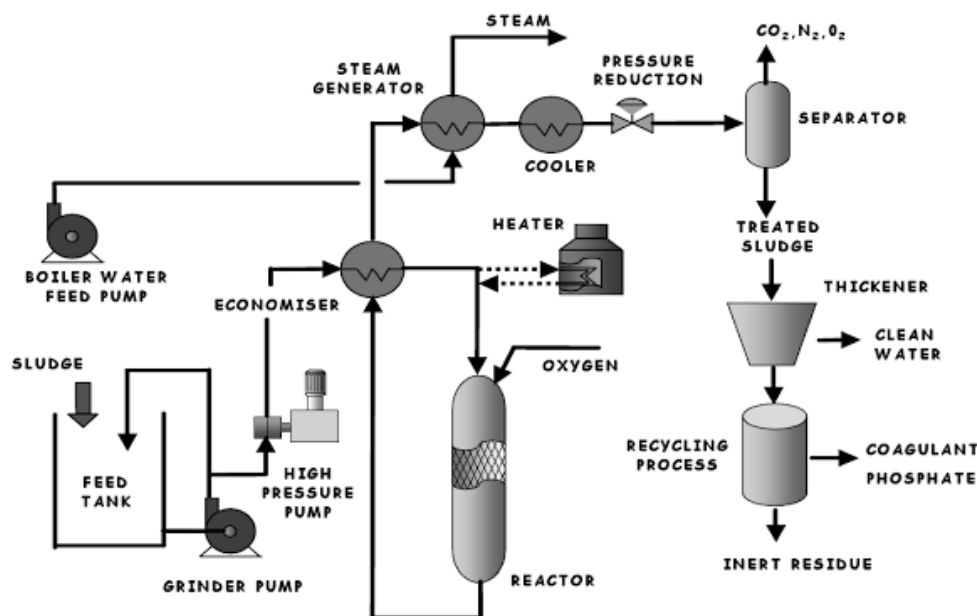
Figur 25. Flytskjema som viser Stuttgart-prosessen (R-Rex 2015).

Phoxnan-prosessen er utviklet ved universitetet i Aachen (RWTH Aachen), og er foreløpig ikke kommersialisert. Prosessen er basert på at fosfor frigjøres fra slam i en termisk hydrolysereaktor som er kalt LOPROX. Her utsettes slammet for en temperatur, trykk og pH på henholdsvis 160-220 °C, 12-28 bar og pH 1,5. Det benyttes svovelsyre for pH-justeringen. Deretter filtreres løsningen i 2 steg, først et ultrafiltreringstrinn for fjerning av partikler, og deretter et nanofilter for avskilling av bl.a. tungmetaller. Det ferdige produktet er en løsning som rikt på fosforsyre.



Figur 26. Prinsskjema som viser Phoxnan prosessen (Blöcher m.fl. 2012).

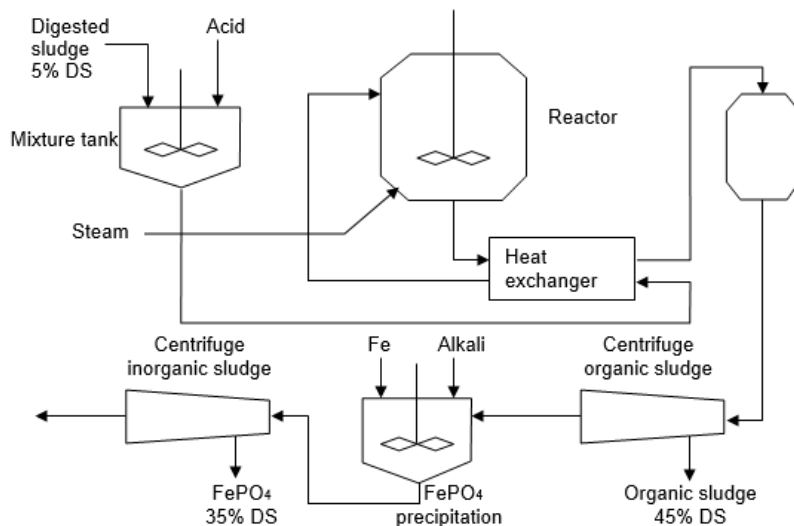
AquaReci®-prosessen benytter såkalt superkritisk våtoksidasjon for frigjøring av fosfor fra slam, hvor slammet behandles først i en reaktor med et trykk på >220 bar og temperatur på >380 °C. Under disse betingelsene omdannes tilnærmet alt organisk materiale til CO₂, organisk nitrogen til N₂ og fosfor foreligger som P₂O₅. Gjenvinning av fosfor skjer i en etterfølgende fraksjoneringssekvens hvor man først tilsetter svovelsyre, deretter benyttes kalk for produksjon av kalsiumfosfat.



Figur 27. Flytskjema som viser AquaReci®-prosessen (Svanström m.fl. 2004).

Krepro-prosessen er opprinnelig utviklet av firmaet Kemwater (nå: Kemira) i Sverige og pilotanlegg har vært i drift ved kommunale renseanlegg i Helsingborg og Malmø. Utråtnet slam tilsettes syre slik at slammet får en pH 1-3 for å frigjøre fosfor. Deretter pumpes slammet til en termisk hydrolyse reaktor (140-150 °C) hvor ytterligere fosfor frigjøres.

Deretter avvannes slammet, og rejeftvannet tilsettes jernklorid og fosforrikt slam felles ut. Denne prosessen finnes også i en variant som kalles for **Cambi/Krepro** prosessen hvor avvannet slam benyttes som kilde (Hultmann m.fl. 2001). Et av poengene med denne prosessen er at noe av jernet også gjenvinnes for ny bruk som fellingskjemikalium.



Figur 28. Flytskjema som viser Krepro-prosessen (Hultmann m.fl. 2001).

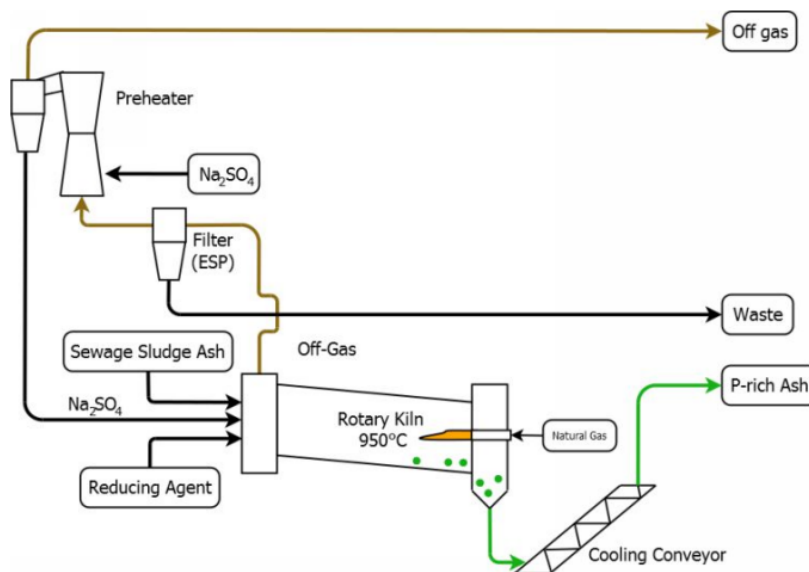
3. Teknologier basert på gjenvinning av fosfor fra askerest

I de tilfellene hvor den endelige slambehandlingen består av forbrenning av slam vil det være aktuelt å gjenvinne fosfor fra askeresten. Teknologier for gjenvinning av fosfor fra askerest kan i hovedsak deles inn i 3 typer prosesser:

- > Termokjemiske prosesser
- > Våtkjemisk syrelaking
- > Metallurgisk gassifisering

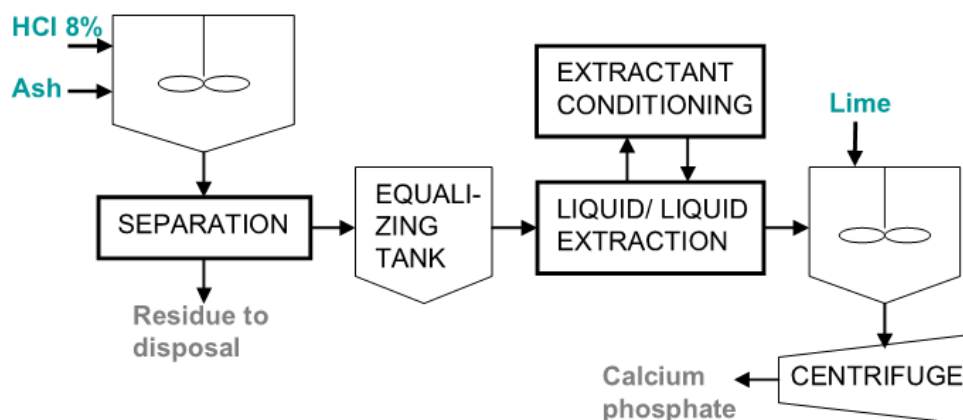
Plantetilgjengelig fosfor varierer en del for disse teknologiene, fra at alt fosfor i sluttproduktet vurderes som tilgjengelig for Leachphos®, til om lag kun 15 % for AshDec®.

AshDec®-prosessen behandler askerest termokjemisk og er utviklet av det tyske selskapet Outotec GmbH og BAM Federal Institute for Materials Research and Testing i Tyskland (P-REX, 2015). Kjernen i prosessen er en roterende ovn hvor man blander natriumsulfat (Na_2SO_4), askerest og tørket slam ("reducing agent" i figuren nedenfor). I ovnen fordampes flyktige tungmetaller og fosfor lager forbindelser med natrium og kalsium til sluttproduktet NaCaPO_4 . Prosessen har størst potensiale når den er installert i tilknytning til et slamforbrenningsanlegg, da man i slike tilfeller kan benytte varm aske (dvs. ikke behov for å bruke energi på å varme opp asken).



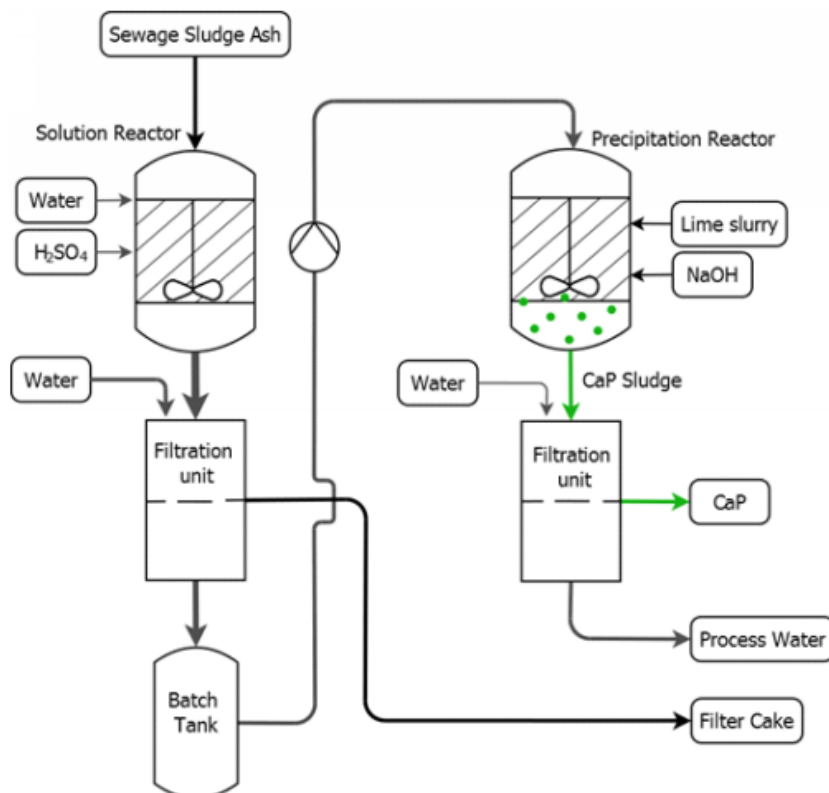
Figur 29. Flytskjema som viser AshDec® prosessen (P-Rex 2015).

PASH-prosessen er utviklet ved Institute of Applied Polymer Science (IAP) på universitetet i Aachen (Tyskland). Prosessen gjenvinner fosfor som kalsiumfosfat fra askerest, men kan også benyttes for gjenvinning fra kjøtt- og beinmelsaske. Det benyttes en væske-væske ekstraksjon for separasjon av tungmetaller og jern, etter syrelaking med saltsyre (HCl). Deretter felles fosfor ut med kalk og ferdig produkt er kalsiumfosfat (Montag og Pinnekamp 2009).



Figur 30. Flytskjema som viser PASH-prosessen (Nieminen 2010)

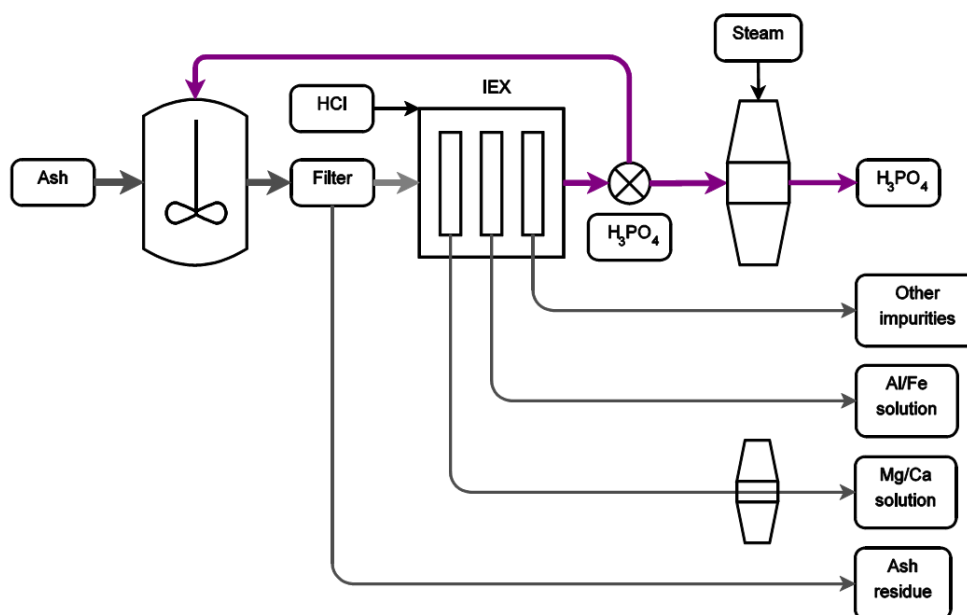
LeachPhos prosessen er en sekvensiell våtkjemisk prosess som består av en utlaking og utfellingstrinn (P-REX, 2015). I det første trinnet tilsettes svovelsyre, og fosfor frigjøres i en omrørt satsreaktor i 30 til 120 minutter. Ved å justere konsentrasjonen av svovelsyre og faststoff/væske-forholdet, kan mengden av oppløst fosfor og metaller justeres. Avhengig av disse parametere, er omtrent 70 til 90 % av fosforet i asken oppløst i væskefasen. Væsken filtreres og filtratet pumpes til en fellingsreaktor hvor kalsiumfosfat felles ut ved bruk av kalk og lut. Kalsiumfosfat-slam separeres deretter ut ved en ny filtrering. Alternativt kan man benytte magnesium og lut-tilsetning for å danne struvitt eller at man kan sette til aluminium for utfelling av aluminiumfosfat.



Figur 31. Flytskjema som viser Leachphos-prosessen (P-Rex 2015).

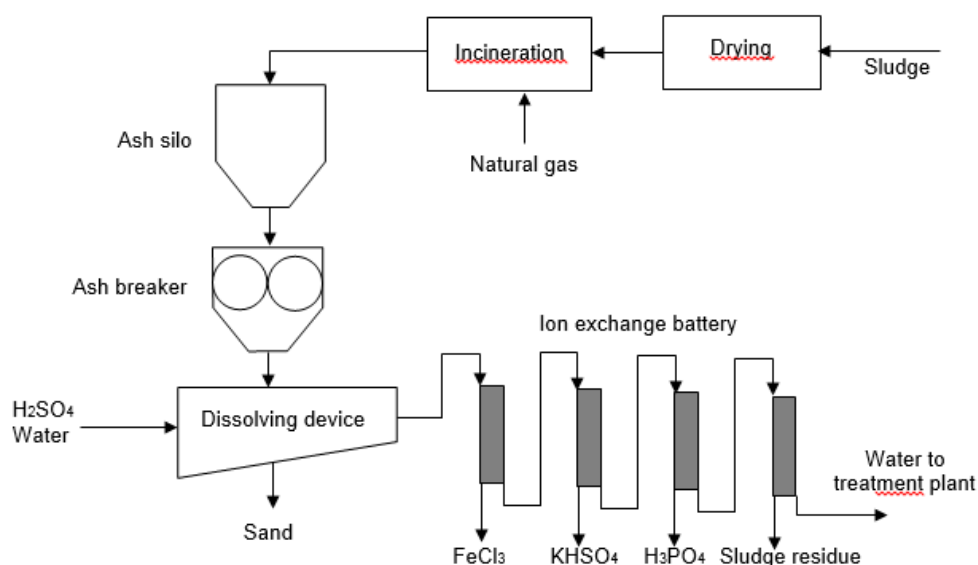
EcoPhos-prosessen er en våtkjemisk prosess som ble opprinnelig utviklet av fosfatindustrien for å behandle lavgradig fosformateriale (for eksempel mineralsk fosfor med høyt innhold av tungmetaller) til en høykvalitets fosforprodukt (fosforsyre i industrikvalitet). Nylig har det blitt modifisert og testet for aske fra monoforbrenningsanlegg som innsatsmateriale. En fullskala anlegg for prosessering av slik aske er under bygging i Dunkerque Frankrike (P-Rex 2015).

Prosessen er basert på syrelaking av askerest med saltsyre (HCl). Oppløsningen renses ved hjelp av en flertrinns ionebytting (IEX), som fjerner toverdige salter (Mg, Ca) og metaller (Fe, Al), og andre urenheter som for eksempel tungmetaller. Etter rensing i ionebytteren resirkuleres en del av løsningen (som inneholder både H_3PO_4 og saltsyre), mens en annen del blir gjenvunnet som fosforsyre og konsentreres ytterligere ved hjelp av damp. Sluttproduktet er en H_3PO_4 løsning med høy konsentrasjon (>50 %).



Figur 32. Flytskjema som viser Ecophos-prosessen (P-Rex 2015).

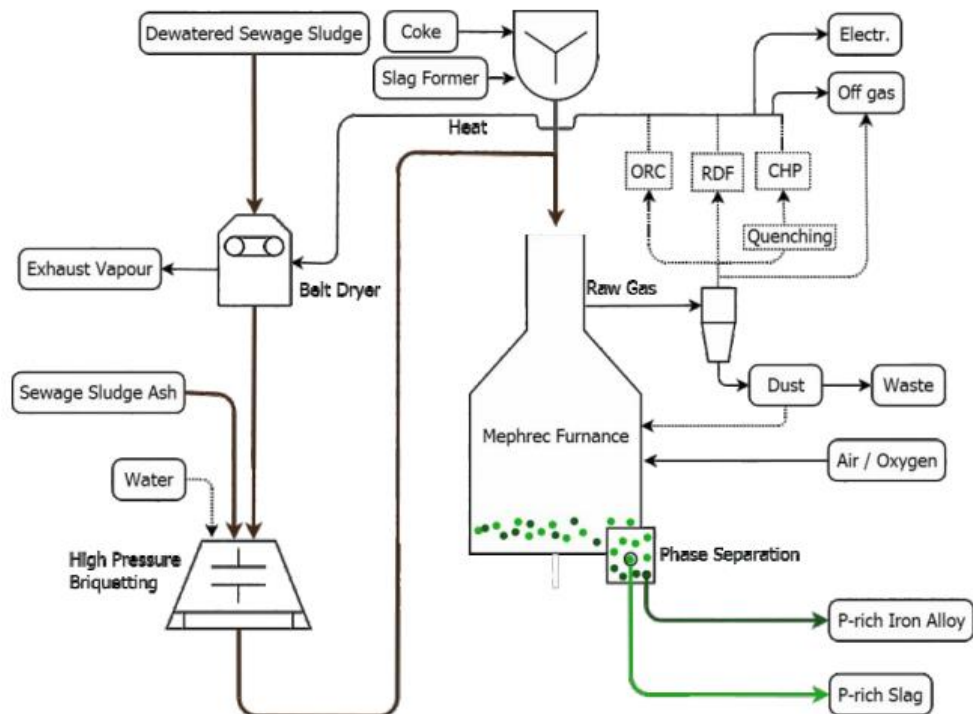
Biocon-prosessen består av tre hoveddeler, en tørkeenhet for avvannet slam, et forbrenningstrinn for tørket slam og et gjenvinningstrinn for askeresten. Askeresten males opp og behandles deretter med svovelsyre. Fosfater og de fleste av metallene oppløses (bortsett fra kalsium og bly som danner uløselige sulfater). Ved bruk av ionebytte gjenvinnes treverdig jern (FeCl₃), fosforsyre (H₃PO₄) og kaliumhydrogensulfat (KHSO₄) og tungmetaller blir overført til en liten avfallsstrøm (sludge residue). Vi er ikke kjent med at denne prosessen er kommersialisert.



Figur 33. Flytskjema som viser Biocon-prosessen (Hultmann m.fl. 2001).

MephRec®-prosessen er en gassifiseringsprosess som kan brukes for fosforgjenvinning av både tørket slam eller askerest. Ved bruk av askerest som råstoff fortynnes det med 10 % vann i en tvangsblander før brikettering. Briketter, koks og ytterligere tilsetningsstoffer (for eksempel kalkstein, sement) veies, blandes og siktes til en blanding før overføring til Mephrec-reaktoren. Blandingen blir termisk behandlet i en sjaktovn ved temperaturer over

1450 °C. Tungmetall-forbindelser reduseres under disse betingelser til sin elementære form. Flyktige metaller (As, Cd, Hg, Pb, Zn) blir fordampet og separert via gassfasen, mens ikke-flyktige tungmetaller (Cr, Cu, Fe, Ni) er skilles fra i form av en flytende metallfase. Fosfor i slammet skilles ut som fosfatrikt slagg (P-REX, 2015).



Figur 34. Flytskjema som viser Mephrec®-prosessen (P-Rex 2015).