



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Rapport om Opsamling fra fosfornetværket 2015

Miljøprojekt nr. 1895

November 2016

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Mette Dam Jensen, Krüger

ISBN: 978-87-93529-35-9

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Resumé	4
1.1	Opsamling på 2015	4
1.2	Det videre forløb i 2016	6
2.	Kommissorium	7
2.1	Baggrunden for Dansk Fosfornetværk	7
2.2	Formål med Dansk Fosfornetværk	7
2.3	Succeskriterier for Dansk Fosfornetværk	7
2.4	Produktet af Dansk Fosfornetværk	7
2.5	Rammer for Dansk Fosfornetværk	8
2.6	Organiseringen af Dansk Fosfornetværk	8
2.7	Tidsramme for Dansk Fosfornetværk	8
2.8	Midler afsat til Dansk Fosfornetværk	8
2.9	Evaluering	8
3.	Opstart af Dansk Fosfornetværk	9
3.1	Baggrund for dannelse af Dansk Fosfornetværk	9
3.2	Deltagere på opstartsmøde	9
3.3	Dagsorden for møde:	11
3.4	Diskussionsoplæg til arbejdet i interessegrupper	11
3.5	Opsamling på arbejdet i interessegrupper, session 1:	11
3.6	Fosforanvendelse på renseanlæg fra spildevand og spildevandsslam (A)	13
3.7	Fosforanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget (B)	15
3.8	Fosforanvendelse fra forbrændingsaske (C)	17
3.9	Fosforanvendelse fra organisk affald fra husholdninger, servicesektoren og den organiske industri (D+E)	19
3.10	Identificerede udfordringer, muligheder og indsatser for øget realisering af de fundne fosforværdikæder	20
Bilag 1. The Market for Wastewater Sludge (Biosolids)		
Bilag 2. Phosphor price and phosphor reserves		
Bilag 3. Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter		
Bilag 4. Opsamling på gennemførte projekter vedr. fosforanvendelse i EU og Norden pr. 2015		

1. Resumé

Opsamling på opstart i 2015 og forventninger til det videre forløb

1.1 Opsamling på 2015

Dansk fosfornetværk blev dannet i 2015 og det første netværksmøde blev afholdt i november 2015. I forlængelse af dette møde blev 4 småprojekter til understøttelse af netværkets arbejde igangsat, og denne opsamling indeholder således både referat fra netværksmødet samt de fire bilagsrapporter, der er lavet som følge heraf.

Dansk Fosfornetværk har til formål at skabe et åbent forum for dialog mellem de forskellige interessenter, der arbejder med genanvendelse af fosfor i Danmark. Det er håbet, at netværket yderligere kan skabe grundlag for dialog og samarbejder på tværs i Europa via de øvrige fosforplatforme, der er dannet i andre lande.

Arbejdet i netværket er apolitisk og har til formål at skaffe en fælles forståelse af, hvor vi i Danmark har særlige styrker i forhold til genanvendelse af fosfor, men også vise, hvor vi har brug for ekstra indsatser for at kunne indfri regeringens målsætninger om en effektiv genanvendelse af fosfor. Ved at gøre dette synligt er det håbet, at nye samarbejder på tværs af brancher kan etableres, og viden kan deles og understøtte det videre udviklingsarbejde.

På opstartsmødet viste det sig muligt at arbejde parallelt med de forskellige veje til genanvendelse af fosfor fra spildevand og det organiske affald fra husholdninger og servicesektoren. Deltagerne i netværket arbejdede aktivt og åbent med de muligheder og udfordringer, der umiddelbart kunne identificeres i de valgte fosforværdikæder.

Det blev konkluderet, at en grundlæggende forståelse af, hvorledes værdikæderne er opbygget med konkrete vurderinger af styrker og udfordringer bør danne grundlag for et videre arbejde med de økonomiske betragtninger, så det bliver synligt, hvor de største følsomheder findes. Til understøttelse af dette arbejde i et videre forløb er der for Dansk Fosfornetværk udarbejdet to undersøgelser af Syddansk Universitet (SDU), der belyser markedsprisen på både fosfor og spildevandsslam. Disse er vedlagt som bilag 1 og 2.

Bilag 1: "The Market for Wastewater sludge (Biosolids)" omhandler en vurdering af, hvorledes spildevandsslam (biogødning) opfattes som produkt og hvordan det afspejles i markedsprisen og i afsætningsmulighederne. Dette arbejde understøtter drøftelser på netværksmødet med en fælles opfattelse af, at en deklARATION af produkter - både restslam/biogødning og de forskellige fosforprodukter, der kan udvindes fra spildevand og affald, vil kunne medvirke til at styrke fosfor-værdikæderne. Studiet i markedsstrukturen omkring udnyttelse af slam/biogødning på landbrugsjord viser, at den miljømæssige usikkerhed, der er forbundet med "det vi ikke ved om slam" er en stor udfordring for fosforværdikæden, hvor slam/biogødning udnyttes på landbrugsjord i dag. Det påpeges, at fosforgødningsværdien ikke umiddelbart afspejles positivt i markedsværdien. Det foreslås, at der arbejdes videre på at skabe fælles konsensus omkring de dilemmaer og modvirkende kræfter, der er forbundet med en effektiv udnyttelse af slam/biogødning på landbrugsjord, evt. via en fælles konference, med det mål at samle et fælles vidensgrundlag at kommunikere fra.

Bilag 2: "Phosphor price and phosphor reserves" påpeger, at fosforreserven generelt stiger med en øget markedspris på fosfor, men at pludselige ændringer i efterspørgsel giver markante prisstigninger, indtil der er udviklet ny teknologi eller der brydes fosfor fra mindre fordelagtige reserver - dette til en højere produktionspris og med større miljøpåvirkning til følge. Indtil den nye ligevægtssituation er indtrådt, vil der kunne opleves voldsomme prisstigninger på fosfor og den nye ligevægtssituation vil indfinde sig på et højere prisniveau end før. I forbindelse med denne vurdering påpeges det, at fosfor som en begrænset ressource ikke kun afspejles i størrelsen på fosforreserven, men også i forhold til flere andre dimensioner som: økonomisk, geopolitisk, samfundsmæssigt og miljømæssigt. Disse forhold tilsammen understreger vigtigheden af at øge genanvendelsen af fosfor for at sikre velfærd og fødevarerproduktion til verdens befolkning i fremtidige generationer.

Generelt var der også et ønske fra netværket om at få et fælles overblik omkring udnyttelse af forskellige P-kilder i marken (tilgængelighed ift. fosforbinding, jordtype, afgrøder mv.) Denne indsats er indledningsvist igangsat under Dansk Fosfornetværk, og resultatet er vedlagt som bilag 3 til denne opsamling.

Bilag 3: "Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter" viser, at selve fosforbindingen i slam/biogødning har klar betydning for produktets umiddelbare gødningsvirkning, hvor biologisk indbygning af fosfor, fremfor traditionel kemisk fældning, giver størst gødningsværdi. Hvis der arbejdes med en magnesium baseret fældning til struvitproduktion, opnås et fosforprodukt med en særdeles høj gødningsvirkning, men der mangler i denne sammenhæng studier, der undersøger effekten på restslammets kvalitet og gødningsvirkning.

Vedr. genanvendelse af fosfor fra forbrændingsaske, påpeges der et forsat behov for udvikling af metoder til behandling og opgradering af aske, men også et behov for at kigge på, hvornår en askegødning kan fungere effektivt i anvendelse.

Grundlæggende ses en stor betydning af spildevandsbehandlingen på gødningsværdien på kort sigt og der påpeges et behov for nærmere afdækning af disse sammenhænge. Generelt er der behov for udvikling af mere standardiserede metoder til at kvantificere nye slamprodukters- og affaldsbaserede gødningsmidlers relative virkning i forhold til handelsgødning på både kort og lang sigt.

For nærmere afdækning af de nuværende teknologiske muligheder blev der i forlængelse af mødet lavet en opsamling på gennemførte projekter vedr. fosfor-genanvendelse i EU og Norden pr. 2015, der er vedlagt som opslagsmulighed med relevante kildehenvisninger i Bilag 4.

Mødets generelle konklusion i forhold til branchens valg vedr. genanvendelse af fosfor fra spildevand og organisk affald er:

- Der er i dag ingen rammevilkår, der i sig selv fordrer genanvendelse af fosfor
- De nuværende værdikæder vælges ud fra andre kriterier end målsætninger om genanvendelse af fosfor

1.2 Det videre forløb i 2016

Der er af Miljøstyrelsen søgt om og bevilliget penge til at fortsætte netværkets arbejde i 2016. Der arbejdes således på at afholde endnu et netværksmøde, hvor der også denne gang vil være mulighed for at ansøge om støtte til udarbejdelse af små-projekter, der kan understøtte netværket eller medvirke til nærmere afklaring på nogle af de områder, der er peget på eller som bliver aktuelle i det kommende år.

Der kan ud fra det afholdte fosfornetværksmøde i 2015 nævnes følgende potentielle punkter til videre bearbejdning i netværket:

- Videre bearbejdning af fosforværdikæderne med henblik på at kapitalisere de enkelte led
- Beskrivelse af sammenhængen mellem spildevandssammensætning, de teknologiske valg på renselanlæg og de afledte produkters kvalitet.
- Procedure til deklarerung af biogødning/slam – hvordan skabes konsensus? – Hvilken viden mangler?
- Kan der udarbejdes en standardiseret metode til at kvantificere gødningsværdien i nye og eksisterende fosforprodukter?
- Evaluering af gødningsværdien/fosforværdien på både kort og lang sigt?
- Hvilke fosforprodukter efterspørges på markedet, i DK og i EU?
- Skal der afsøges nye teknologier i forhold til de fosfor produkter som markedet efterspørger?
- Kan der udarbejdes forslag til regulering, der understøtter en øget fosforanvendelse?
- Samarbejder med andre lande og de øvrige fosfornetværk i Europa

2. Kommissorium

Dansk netværk omhandlende genanvendelse af fosfor fra: Spildevandsslam og organisk affald fra husholdninger og servicesektoren

2.1 Baggrunden for Dansk Fosfornetværk

Der er øget fokus på genanvendelse af fosfor i både Danmark og Europa. I ressourcestrategien er det formuleret, at 80% af fosfor i spildevandsslam skal genanvendes og 55-60% af organisk affald fra husholdning og servicesektoren skal genanvendes til biogasproduktion med efterfølgende udnyttelse af næringsstoffer.

Der er flere måder til genanvendelse af fosfor i både spildevand og organisk affald, hvor ikke alle er realiseret i DK i dag.

2.2 Formål med Dansk Fosfornetværk

Miljøministeriet afsatte midler til Dansk Fosfornetværk for at skabe overblik over, hvad der manglede for at kunne realisere genanvendelse af fosfor i de identificerede fosforværdikæder, der er for spildevand og organisk affald. Herved blev det muligt at målrette de indsatser, der ligger fremadrettet og opnå synergi mellem de igangværende og følgende projekter.

Dansk Fosfornetværk skal identificere:

- 1) Hvilke værdikæder, der er for fosfor genanvendelse i Danmark
- 2) Hvad mangler, der for at disse værdikæder kan blive rentable
- 3) Hvilke projekter skal gennemføres for praktisk at realisere hver enkelt værdikæde
- 4) Hvilke drivere og forhindringer er der for realiseringen af hver enkelt værdikæde
- 5) Hvad kan fremme udviklingen af genanvendelse af fosfor

Dansk Fosfornetværk skal skabe grobund for øget genanvendelse af fosfor og eksport af dansk viden om teknologier til fosforgenvinding.

2.3 Succeskriterier for Dansk Fosfornetværk

Fosfornetværket skal arbejde apolitisk og sikre, at kommercielle interesser ikke står i vejen for arbejdet. Deltagende parter i netværket skal bidrage aktivt i identificeringen af projekter og barrierer for realisering af genvinding af fosfor. De forskellige genanvendelsesveje for fosfor skal i arbejdet ikke vægtes i forhold til hinanden, men i stedet gennearbejdes hver for sig for at opnå et samlet overblik.

2.4 Produktet af Dansk Fosfornetværk

Det endelige produkt af fosfornetværket er at skabe overblik over, hvor Danmark er i dag mht. genanvendelse af fosfor. Dette skal udforme sig som korte beskrivelser af de indsatser, der mangler for realisering af de forskellige fosforværdikæder. I den forbindelse kan der ansøges om små opstartsprojekter, der kan dækkes af fosfornetværkets midler, og som kan bidrage til at identificere større teknologiudviklingsprojekter eller udredningsprojekter, som ligger udenfor fosfornetværkets nuværende økonomiske rammer.

2.5 Rammer for Dansk Fosfornetværk

For at sikre resultaterne fra fosfornetværkets arbejde er fokus for netværket, afgrænset til spildevand, spildevandsslam, organisk affald fra husholdninger og servicesektoren samt organisk affald fra industrien.

Husdyrgødning er udeladt fra fosfornetværkets arbejde, men det forventes, at de opnåede resultater helt eller delvist vil kunne overføres til husdyrgødningsområdet.

2.6 Organiseringen af Dansk Fosfornetværk

Miljøstyrelsen er ansvarlig for Fosfornetværket, hvor Linda Bagge er formand.

Deltagerne i fosfornetværket opdeles til netværksmøder, efter tilkendegivelse af interesser, i interessentgrupper afhængig af hvilke fosforgenanvendelsesveje, de har aktiviteter og interesser indenfor.

2.7 Tidsramme for Dansk Fosfornetværk

Fosfornetværket blev etableret i november 2015 og afsluttet i 2015, hvortil der var afsat midler. Der er bevilget midler til fortsættelse i 2016.

2.8 Midler afsat til Dansk Fosfornetværk

Der blev afsat 400.000 kr. til fosfornetværkets aktiviteter i form af støtte til småprojekter og afklaring af samarbejdsmuligheder på tværs nationalt og internationalt.

2.9 Evaluering

Der udarbejdes en kortfattet evaluering af netværkets opstart og aktiviteter med udgang af 2015. Heri er der angivet en anbefaling til det videre forløb.

3. Opstart af Dansk Fosfornetværk

Opsamling på opstartsmøde november 2015

3.1 Baggrund for dannelse af Dansk Fosfornetværk

Der er øget fokus på genanvendelse af fosfor i både Danmark og Europa. I ressourcestrategien er det formuleret, at 80% af fosfor i spildevandsslam skal genanvendes og 55-60% af organisk affald fra husholdning og servicesektoren skal genanvendes til biogasproduktion med efterfølgende udnyttelse af næringsstoffer.

Der er flere måder til genanvendelse af fosfor i både spildevand og organisk affald, hvor ikke alle er realiseret i Danmark i dag.

Dansk Fosfornetværk har til formål at identificere:

1. Hvilke værdikæder, der er for fosforgenanvendelse i Danmark
2. Hvad mangler at blive gjort for at gøre disse værdikæder rentable
3. Hvilke projekter skal gennemføres for praktisk at realisere hver enkelt værdikæde
4. Hvilke drivere og forhindringer er der for realiseringen af hver enkelt værdikæde
5. Hvad kan fremme udviklingen af genanvendelse af fosfor

Dansk Fosfornetværk skal således medvirke til at skabe overblik over, hvad der mangler for at kunne realisere genanvendelse af fosfor i de identificerede fosforværdikæder, der er for spildevand og organisk affald. Herved bliver det muligt at målrette de indsatser, der ligger fremadrettet og opnå synergi mellem de igangværende og følgende projekter

Dansk Fosfornetværk skal skabe grobund for øget genanvendelse af fosfor og eksport af dansk viden om og teknologier til fosforgenvinding.

3.2 Deltagere på opstartsmøde

Denne opsamling betragtes som et referat fra dagen, hvor alle deltagere deltog aktivt i arbejdet med at synliggøre opbygningen af de nuværende danske fosforværdikæder.

Linda Bagge fra Miljøstyrelsen var projektleder og formand for Dansk Fosfornetværk, mens Mette Dam Jensen fra Krüger har forestået sekretærfunktionen.

Mødet blev afholdt d. 11. november 2015 hos DTU i Lyngby med deltagelse af følgende:

Deltager	Firma
Linda Bagge, Arrangør	MST
Mette Dam Jensen, Sekretær	Krüger
Ulla Boje Jensen	Furesø-Egedal Forsyning
Bjarne Foged Larsen	Daka
Helle Kayerød	DANVA
Christian Eriksen	Niras
Anita Rye Ottosen	Rambøll
Morten Brøgger Kristensen	BGORJ
Tine Nørregård Olsen	Combineering
Peter Tychsen	Krüger
Jan T. Hykkelbjerg	Stjernholm
Per Halkjær Nielsen	AAU
Lisbeth Ottosen	DTU
Sven Sommer	SDU
Nicholas Guriëff	Novozymes
Erik E. Olesen	HedeDanmark
Bjarne Bro	Billund Vand
Kasper Reitzel	SDU
Annette Vibeke Vestergaard	Seges
Nadia Glæsner	KU
Peter Balslev	Aarhus Vand

Følgende meddelte afbud til deltagelse eller har siden ønsket at modtage info om netværkets arbejde i det følgende forløb:

Afbud	Firma
Nana Winkler	Dansk Affaldsforening
Inge Werther	DAKOFA
Sune Aagot	BGORJ
Dines Thornberg	BIOFOS
Peter Jørgensen	BIOFOS
Jan Ravn	Herning Vand
Jacob Magid	KU

3.3 Dagsorden for møde:

Mødet blev afholdt efter følgende dagsorden:

10.30	Ankomst og kaffe
11.00	Velkomst /Linda Bagge, Miljøstyrelsen
11.10	Præsentation af kommissorium for netværkets arbejde / Mette Dam Jensen
11.30	Arbejde i interessegrupper med udvalgte fosforværdikæder: A) Fosfor genanvendelse på renseanlæg fra spildevand og spildevandsslam B) Fosfor genanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget C) Fosfor genanvendelse fra slamforbrændingsaske D) Fosfor genanvendelse fra organisk affald fra husholdninger og servicesektoren E) Fosfor genanvendelse fra industriens organiske restprodukter
12.30	- Fælles frokost -
13.30	Opsamling på formiddagen
14.00	Videre bearbejdning af fosfor værdikæder i interessegrupper
15.00	Opsamling på værdikædebetrægtninger, identificering af nye indsatser og muligheder
16.00	Tak for i dag – mulighed for netværk omkring småprojekter

3.4 Diskussionsoplæg til arbejdet i interessegrupper

Deltagerne arbejdede gruppevis efter interesser (A-E vist i dagsorden)

Følgende diskussionsoplæg blev brugt i 1. session:

- Optegn de værdikæder for genanvendelse af fosfor, som I kan identificere i fællesskab. Tegn meget gerne som overordnede rutediagrammer
- Diskuter for hver værdikæde hvilke udfordringer, der er forbundet med realisering af denne, eller hvordan man i højere grad kan udnytte netop denne værdikæde
- Diskuter hvilke afledte effekter – udover genanvendelse af fosfor – som de enkelte værdikæder har. Opstil på punktform for hver værdikæde både positive og negative effekter

Gruppearbejdet blev videreført i 2. session ud fra følgende diskussionsoplæg:

- Opstil på punktform, hvad der er de vigtigste rammevilkår, der påvirker den enkelte værdikæde. Dette kan eksempelvis være: Lovgivning, afgifter, kultur, økonomi, markedsstruktur
- Diskuter om der er nogen fællestræk/gengangere med hensyn til udfordringer og muligheder mellem de identificerede værdikæder
- Kan der formuleres nogle "projekt-overskrifter", der kan afdække de vigtigste udfordringer og muligheder? Dette kan være med fokus på alt fra eksempelvis grundforskning til teknisk udvikling og markedsføringsmodeller.

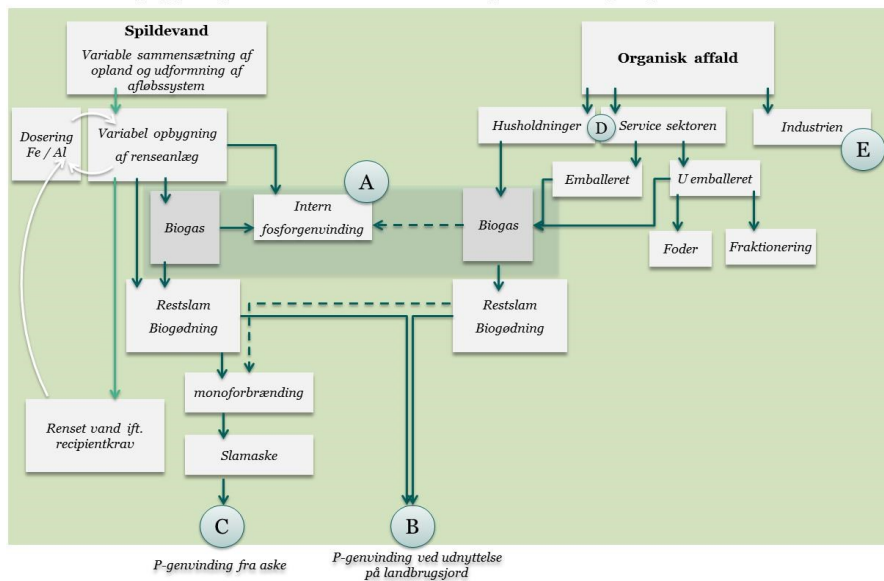
3.5 Opsamling på arbejdet i interessegrupper, session 1:

På følgende figurer er de identificerede fosforværdikæder optegnet som rutediagrammer med primært fokus på de behandlingstrin, hvor fosforressourcens form forandres eller udnyttes.

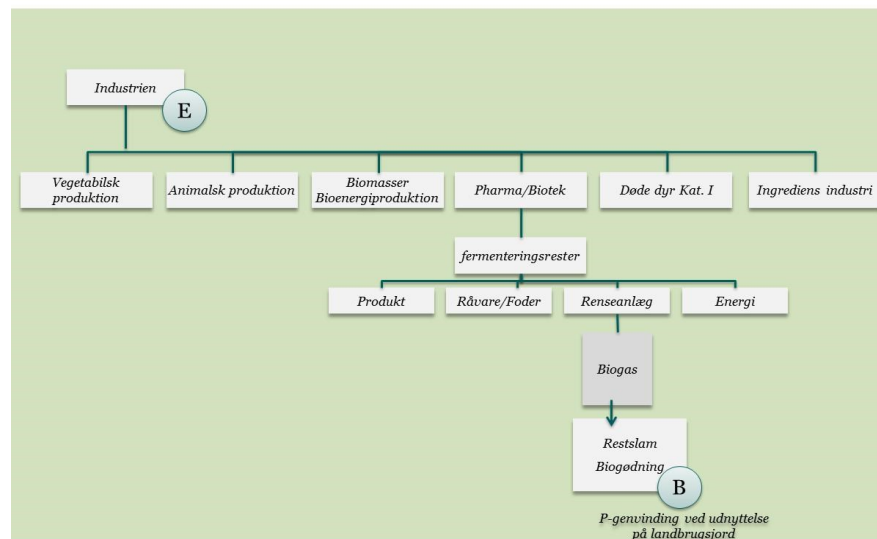
På diagrammerne er interessegrupperne fra mødets form vist med bogstaverne A-E.

På Figur 1 er opsamlingen fra mødet samlet på en side for at understøtte sammenhængen i rutediagrammerne. Diagrammer ses enkeltvist i de følgende kapitler på Figur 2 - Figur 5

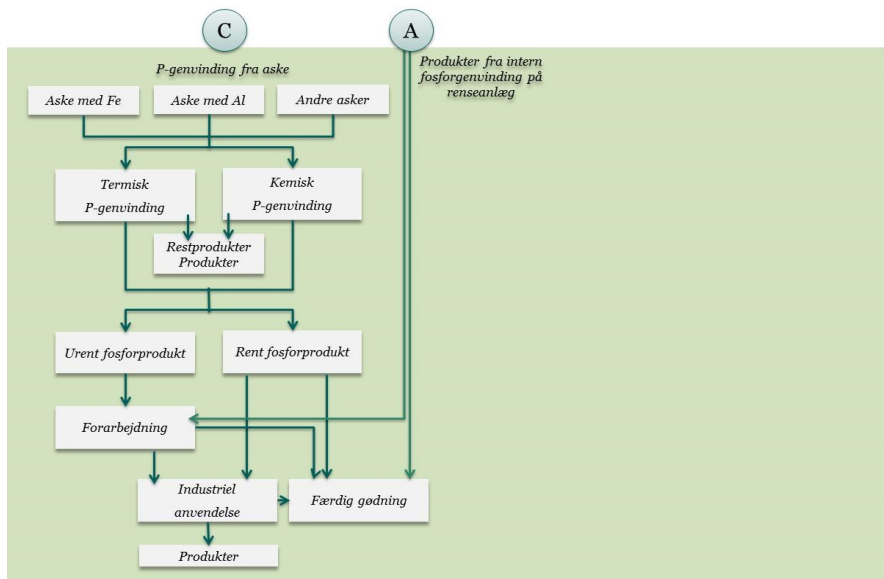
Opbygning af fosforværdikæder for spildevand og organisk affald



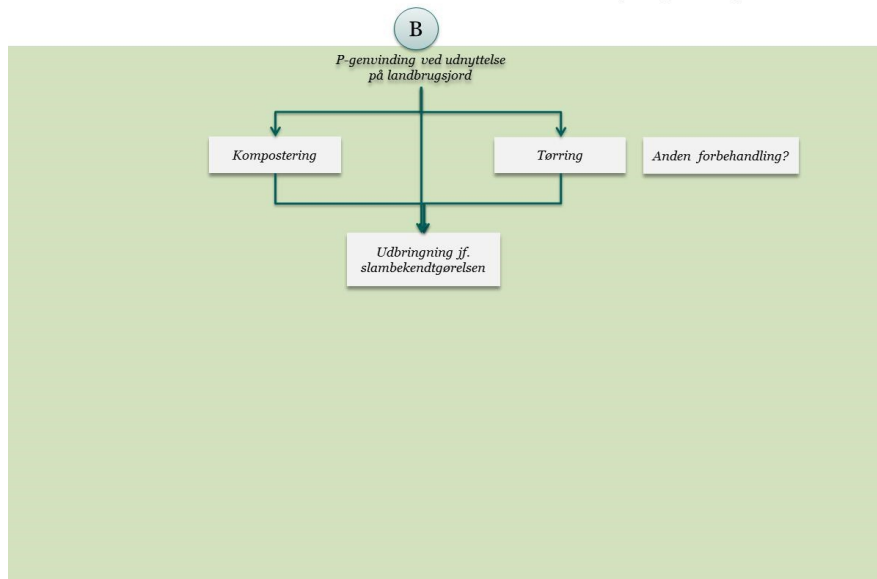
Opbygning af fosforværdikæder for organisk affald fra industrien (ikke komplet)



Fosforværdikæder for forbrændingsaske samt genvundet fosfor på renselanlæg



Fosforværdikæder for anvendelse af restslam/biogødning



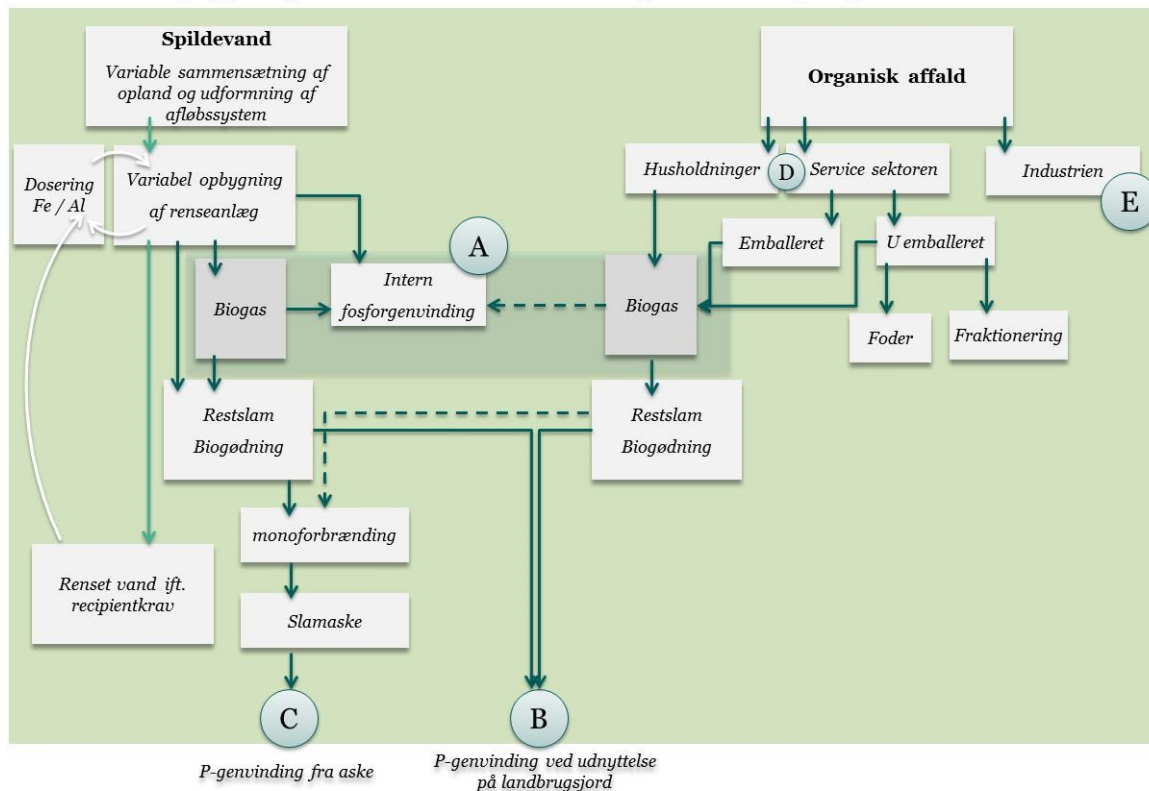
Figur 1: Opsamling på de identificerede fosforværdikæder fra spildevand og organisk affald, der blev identificeret på opstartsmødet.

3.6 Fosforanvendelse på renselanlæg fra spildevand og spildevandsslam (A)

Som illustreret på Figur 2, afhænger mulighederne for at genvinde fosfor fra spildevand og slam i høj grad af prioriteringen af grundlæggende krav til spildevandsrensningen, der forsat er den primære opgave for spildevandsselskaberne.

Disse krav er forudsætninger for valg af teknologier i den følgende værdikæde for fosfor og skal således fastlægges, inden en evt. fosforgenvindingsstrategi for spildevandsforsyningen udarbejdes.

Opbygning af fosforværdikæder for spildevand og organisk affald



Figur 2: Skitsering af de på opstartsmødet identificerede fosforværdikæder.

Her nævnes de identificerede forudsætninger med afgørende betydning for fosforgenvindingsmulighederne på et renselanlæg:

Hvordan er renselanlægget belastet?

- Mængde og sammensætning af byspildevand og evt. industrispildevand
- Fosformængder samlet set
- Spildevandssammensætning mht. organisk stof og kvælstof
- Øvrige mikroforureninger som: Tungmetaller, MFS¹, medicinrester, mikroplast

Hvordan afledes spildevandet til renselanlægget?

- Er der behov for svovlbrintebekæmpelse i oplandet og kan dette bedst sikres ved dosering af jernsalte? (Svovlbrinte er kilde til lugt- og korrosionsproblemer i afløbssystemet og bekæmpes bl.a. ved dosering af jern, der udfælder svovlbrinten. En sådan dosering begrænser muligheden for at lave bio-P fjernelse på renselanlægget, allerede før vandet når til anlægget)
- Er oplandet fælles eller separatkloakeret

¹ MiljøFremmede Stoffer

Til hvilken kvalitet mht. fosfor skal vandet renses (krav fra recipienten)?

- Dette betinger teknologivalg i opbygningen af renseanlægget

På renseanlægget kan fosfor i dag primært udvindes ved udfældning af struvit på interne strømme. Dette er i dag den mest afprøvede teknologi, hvis fosforressourcen ønskes isoleret fra restslammet/biogødningen. Dette betyder ikke, at struvitudfældning er den eneste teknologiske mulighed, men alternative løsninger vurderes at være på udviklings-/demonstrationsstadiet og er ikke behandlet konkret på opstartsmødet.

I et evt. fremadrettet forløb, kan der arbejdes nærmere med de konkrete nuværende og alternative teknologiske løsningsmuligheder, hvis fosfor skal udvindes på renseanlæggene.

Hvis spildevandsforsyningerne i stedet ønsker at anvende fosforværdikæderne B (via udnyttelse af restslam/biogødning til jordbrugsformål) eller C (via slamforbrænding og fosforgenvinding fra forbrændingsasken), er der også valg på renseanlægget, der påvirker den følgende værdikæde, som illustreret på Figur 1.

I kraft af, at fosforudnyttelsen via rute B og C kræver indbygning af fosfor i slammet, vil metoden til indbygningen påvirke den følgende nyttiggørelse. På renseanlægget gælder dette, med de nuværende teknologiske muligheder, valget mellem typerne af kemisk fældning af fosfor og af mulighederne for at lave biologisk fosforfjernelse (Bio-P).

Rammevilkår for anvendelse af værdikæde A

Det, der påvirker valget mellem teknologier til fosforfjernelse fra spildevandet, er:

- Grønne afgifter på udledning af fosfor til recipienten (dette motiverer den fosforrensegrad, der vælges i forhold til udledningstilladelsen fra renseanlægget). Der opnås generelt den laveste koncentration af fosfor i udløbet, hvis der anvendes kemisk fældning af fosfor fremfor biologisk fosforfjernelse)
- Prisen på afsætningen af restslam/biogødning. Da brugen af fældningskemikalier medfører en produktion af kemisk slam, vil en lav afsætningspris understøtte et større forbrug af fældningskemikalier, mens en høj afsætningspris vil understøtte det økonomiske incitament til at lave biologisk fosforfjernelse, da dette reducerer den kemiske slamproduktion
- Prisen på fældningskemikalier
- Hvis afløbssystemet er kilde til lugt for borgerne i oplandet, vil lugtbekæmpelse via jernfældning af svovlbrinte have betydning for mulighederne med bio-P på anlægget, da jernindholdet i spildevandet øges, inden det når renseanlægget.

Såfremt rammebetingelserne for spildevandsrensningen fordrer det, og det overvejes at etablere en intern fosforgenanvendelse på renseanlægget (A), vil de faktorer, der påvirker dette valg, være:

- Kan fosforproduktet deklareres og sælges
- Er der et marked for genvundet fosfor på den givne form, og hvordan er prisen
- Er det muligt at genvinde fosfor via udbringning af restslam/biogødning ift. Slambekendtgørelsen
- Er der politisk ønske om denne type af teknologi

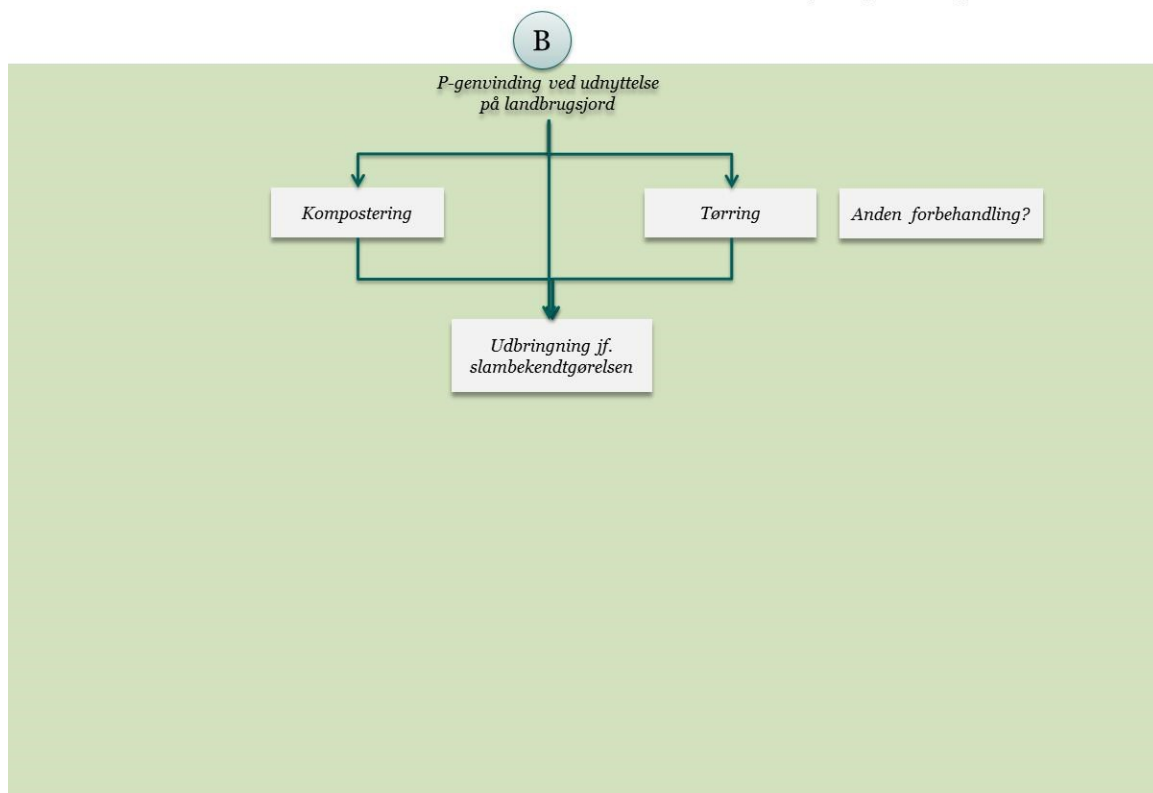
Der er identificeret følgende indsatser, der vil kunne understøtte brugen af denne fosforværdikæde A: Fosforgenanvendelse på renseanlæg fra spildevand (og afledt deraf også ved anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord):

- En generel godkendelsesprocedure for fosforprodukter, udvundet fra spildevand og slam
- Der kunne gives støtte til salg af fosforprodukter, på tilsvarende vis som ved salg af biogasbaseret el-produktion

3.7 Fosforanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget (B)

Gruppen arbejdede med fosforværdikæden vist på Figur 3. Så snart fosfor er bundet i restslammet/biogødningen, så sker der oftest ikke en videre behandling, inden slammet udbringes efter slambekendtgørelsens retningslinjer.

Fosforværdikæder for anvendelse af restslam/biogødning



Figur 3: Skitsering af de på opstartsmødet identificerede fosforværdikæder. Fokus på B: Fosforanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget.

Grundlæggende identificeres 3 typer af værdikæder, der bør arbejdes videre med parallelt:

1. Den fysiske fosfor-strøm (ved opstilling af massebalancer)
2. Den økonomiske værdikæde (økonomi/tal på de enkelte trin i kæden)
3. Samfundsværdien ved værdikæden (ved identificering af afledte miljø- og klimamæssige påvirkninger)

Det blev skitseret af arbejdsgruppen, at størstedelen af alt spildevandsslam/biogødning udnyttes på landbrugsjorden i dag. (jf. affaldsstatistikken er dette ca. 73 %). Såfremt den resterende biogødning skal udnyttes med denne fosforværdikæde, er det forventeligt nødvendigt med ny teknologi.

Det vil være interessant at anslå selve produktionsprisen på et kg fosfor i restslammet/biogødningen som følge af forskellig spildevandssammensætning. Sammensætningen af spildevandet påvirker både produktionen og kvaliteten af biogødningen.

Det blev igen påpeget, at forståelsen af tilgængelighed og udnyttelse af fosfor med forskellige fosforformer og landbrugspraksis er et vigtigt område at belyse yderligere, for at kunne beskrive og øge nytteværdien af restslammet/biogødningen. Dette gælder ikke kun for fosfor, men også for organisk stof, N, K og mikronæringsstoffer, der recirkuleres med fosforen. I denne værdikæde, bør der derfor arbejdes med en måde at synliggøre dette på.

Der kan med fordel arbejdes mere målrettet med "produktudvikling", så der er muligt at gøde med biogødningen efter behov. Ifølge SEGES v. Anette Vestergaard arbejdes der pt. på definitioner af fosforgødningsbehov, som måske kan give et godt afsæt for en videre indsats omkring dette punkt.

Det er forsat nødvendigt at have fokus på håndtering af skadelige stoffer i spildevandet (tungmetaller og andre MFS). Der bør fortløbende anvendes risikovurderinger. "Kildesortering" af spildevand (hvor forskellige spildevandstyper holdes adskilt) kan være en mulighed på den lange bane for at opnå den ønskede sporbarhed og kunne deklarere biogødningen.

Hvis restslam/biogødning skal udvikles som produkt, skal der arbejdes med holdninger til anvendelsen. Bl.a. nævnes Arla's forbehold mod anvendelse af slam, samt dele af vandbranchens ønske om anvendelse af forsigtighedsprincippet mht. beskyttelse af områder med indvinding af drikkevand.

Mulighederne for anvendelse af biogødning/restslam på økologiske jorde er ligeledes et fremadrettet indsatsområde.

Det påpeges, at regulering er et vigtigt instrument til fosfornyttiggørelsen

Rammevilkår for anvendelse af værdikæde B

Der er identificeret følgende vigtige rammevilkår:

Økonomi:

- Branding: Information om produkt, nye produktnavne mv.
- Produktionsomkostninger
- Transportomkostninger
- Værdi i forhold til andre produkter med dokumenteret eller velkendt effekt/pris
- Afgifter på forbrænding o.a

Lovgivning:

- Økologiregler
- Administration / Indberetning (tung)
- N-udnyttelseskravet

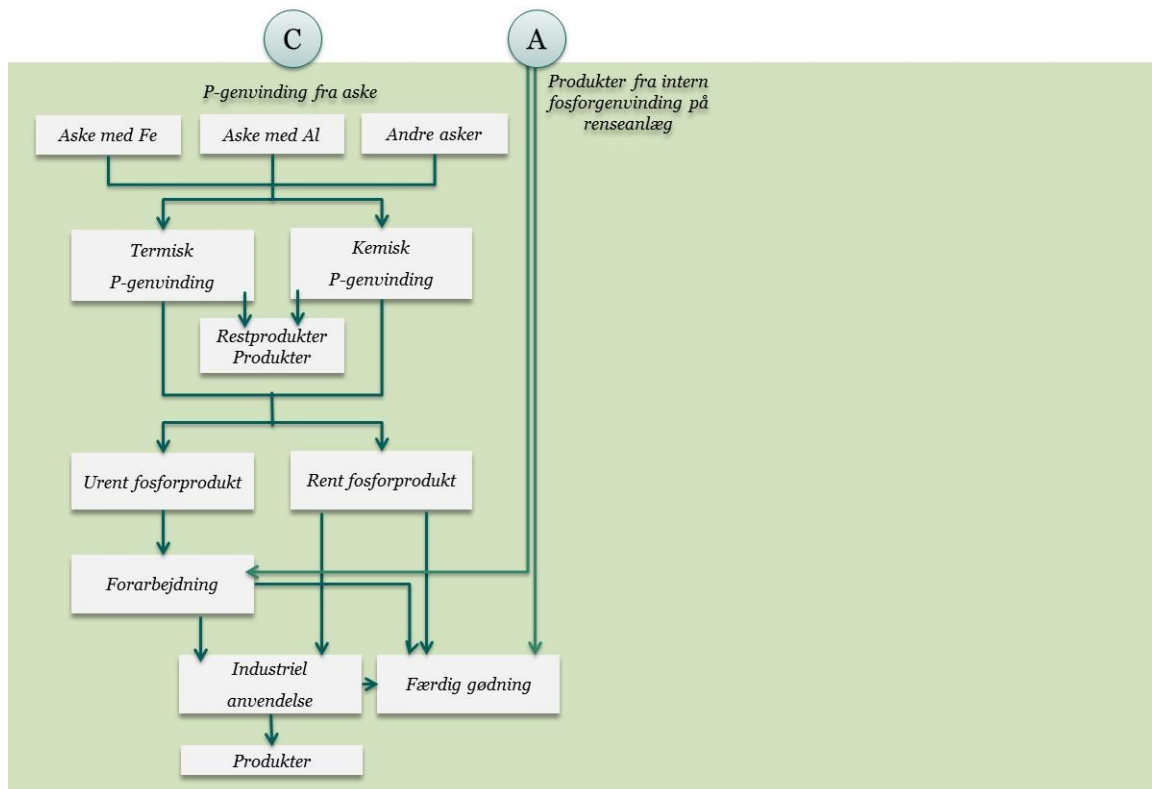
Desuden påpeges det, at der kan være gode eksportmuligheder for teknologier fra Danmark til udnyttelse af restslammet som biogødning, hvor Danmark er langt fremme i forhold til andre lande. Dette kræver både fokus og midler for realisering af denne mulighed.

3.8 Fosforanvendelse fra forbrændingsaske (C)

Udvinning af fosfor fra slamforbrændingsaske eller andre bioasker er i dag ikke en fosforværdikæde, der praktiseres i Danmark, og der findes kun få demonstrationsanlæg i verden, hvor dette gennemføres i praksis. Erfaringerne fra disse anlæg er, at der kræves store mængder for at kunne opnå en attraktiv forretningsmodel.

Arbejdsgruppen har skitseret følgende principielle rutediagram, der vises på følgende Figur 4. På denne figur er en mulig sammenhæng med "A": Fosfor genvundet på renselanlæg også illustreret med fokus på produktion af færdig fosforgødning til anvendelse på landbrugsjord.

Fosforværdikæder for forbrændingsaske samt genvundet fosfor på renselanlæg



Figur 4: Skitsering af de på opstartsmødet identificerede fosforværdikæder. Fokus på C: Fosforanvendelse fra forbrændingsaske. Overordnet set illustreres to metoder til fosforgenvinding fra aske:

1. Ved en termisk proces
2. Ved en kemisk proces

Uanset hvilken metode, der vælges, vil fosforværdikæden være fuldt afhængig af de valg, der er truffet på renselanlægget og dermed også afhængig af de rammevilkår, der gælder for spildevandsrensningen, som beskrevet i afsnit 3.6.

Grundlæggende opdeles askerne i tre typer ud fra den nuværende viden om askens karakters betydning for genvindingsmulighederne. Dette er med fokus på hvilke metaller, asken indeholder. Det er desuden vist på figuren, at der kan indtænkes andre bioasker i samme processkema, som eksempel kød- og benmelsaske eller lignende.

Som for anvendelse af værdikæde B: Udnyttelse af restslam/biogødning på landbrugsjord, er der også for denne værdikæde nogle afledte effekter, der er identificerede som vigtige parametre at medtage i vurderingerne. Dette gælder primært:

- Produktion af CO₂ neutral energi ved forbrændingen
- Sikker håndtering af mikroforureninger i slammet (tungmetaller, MFS, medicinrester, mikroplast)
- Tab af kvælstofressourcen og kulstoftilførslen til jorden
- Reduktion af transport
- Bedre mulighed for at flytte fosforressourcen over større afstande
- En hygiejnisk løsning

Rammevilkår for værdikæde C

En vigtig forudsætning for at kunne gøre brug af værdikæde C er selvsagt, at slammet forbrændes. Dette betyder, at de afledte effekter ved denne værdikæde bliver betydende forudsætninger og rammevilkår. Her tænkes konkret på risikovurderingerne i forhold til håndteringen af mikroforureningerne i slammet, der reguleres via slambekendtgørelsen, samt prioriteringen af produktion af CO₂ neutral varmeenergi.

Da der med værdikæde C kan produceres rene fosforprodukter, der let kan lagres og transporteres, vil markedsprisen på fosfor have stor betydning for rentabiliteten ved disse teknologier. Dette gælder også for deponi/håndteringsprisen på asken, der i dag er alternativet til at genvinde fosforressourcen, når slammet forbrændes

De identificerede rammevilkår for Danmark oplistes som følger :

- Slambekendtgørelsens regulering
- Dansk energipolitik
- Dansk afgiftspolitik
- Markedsprisen for fosfor
- Affaldshierarkiets definitioner
- Nye teknologier
- EU lovgivning
- End of Waste

Da genvinding af fosfor fra forbrændingsasken har et større internationalt potentiale, kan andre rammevilkår i andre dele af verden bidrage væsentligt til udviklingen af nye teknologier.

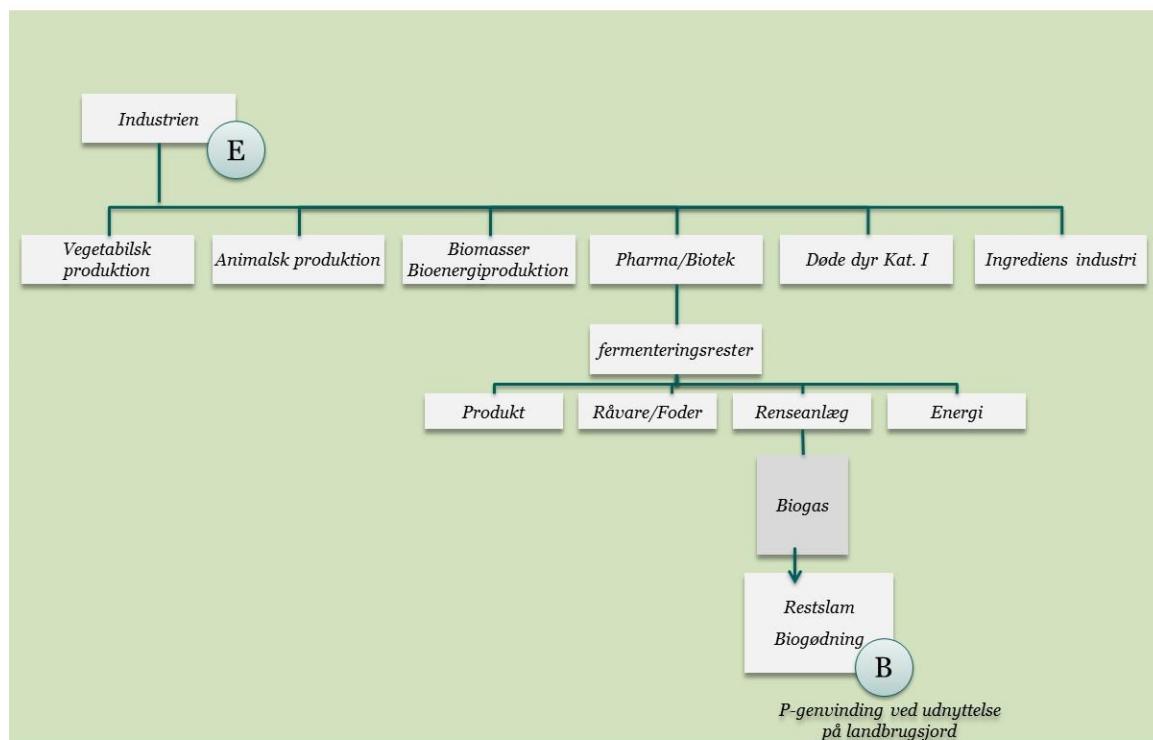
Med de nuværende teknologier, rammevilkår og prisstrukturer, er der ikke grundlag for udnyttelse af denne fosforværdikæde i Danmark. Det er gruppens vurdering, at markedsøkonomien ikke kan løfte udviklingen i sig selv.

Ved et videre arbejde med denne fosforværdikæde er en følsomhedsanalyse af afgørende betydning, da det med det nuværende vidensniveau er nødvendigt med mange antagelser for at kunne opstille denne.

3.9 Fosfor-genanvendelse fra organisk affald fra husholdninger, servicesektoren og den organiske industri (D+E)

Organisk affald spænder over mange typer med forskellige anvendelsesmuligheder. Dette er illustreret på nedenstående Figur 5 og på den tidligere viste Figur 2, der har det organiske husholdningsaffald med, samt affaldet fra servicesektoren. På mødet var der en grundlæggende forståelse af, at det kan være alt organisk materiale, der ikke ledes til kloaksystemet.

Opbygning af fosforværdikæder for organisk affald fra industrien (ikke komplet)



Figur 5: Skitsering af de på opstartsmødet identificerede fosforværdikæder. Fokus på E: Fosfor-genanvendelse fra industriens organiske restprodukter.

Fælles for fosforværdikæderne D+E er, at bioforgasning af det organiske materiale oftest indgår forud for udnyttelse af fosforressourcen ved anvendelse på landbrugsjorden via rute B: Fosfor-genanvendelse ved udnyttelse af restslam/biogødning i landbruget.

For konkrete produkter findes der andre specifikke muligheder for genanvendelse, der ikke er nærmere beskrevet på mødet, men som kan afdækkes i et evt. fremadrettet forløb.

Rammevilkår for værdikæde D og E

Der er identificeret følgende vilkår og udfordringer i forbindelse med anvendelse af værdikæderne D og E:

- §19 tilladelse er administrativt tungt at ansøge om, hvis det organiske affald ikke er optaget på bilag 1 i forvejen.
- Kvalitetskriterier for nye affaldsprodukters nyttiggørelse. Slambekendtgørelsen følger ikke med udviklingen med nye biomasser
- Genanvendelse af fosfor fra disse kilder savner også et alternativ, hvis kvaliteten ikke gør det muligt at nyttiggøre restmængden som biogødning på landbrugsjorden. Denne mulighed kunne være ved realisering af værdikæde C: Genvinding af fosfor fra forbrændingsaske.

3.10 Identificerede udfordringer, muligheder og indsatser for øget realisering af de fundne fosforværdikæder

For at få en forståelse af fosforværdikædernes styrker og udfordringer bør der arbejdes videre med disse, så de økonomiske betragtninger kommer med for hvert led og det bliver synligt, hvor de største følsomheder findes.

Der er igangsat mindre projekter under Dansk Fosfornetværk, der skal give indsigt i prisstrukturen omkring fosfor og fosforprodukter. Disse er indsat som bilag til denne opsamling.

Desuden er en generel fælles forståelse af målsætningen med øget fosfor-genanvendelse i Danmark vigtig for at kunne sætte eventuelle indsatser i kontekst. Hvis der skal arbejdes med en bedre forståelse af konteksten, vil en opdateret P-massebalance for DK være god.

Sammen med en nærmere beskrivelsen af konteksten, kan virkningen af målrettede indsatser for de forskellige fosforværdikæder bedre bedømmes og prioriteres.

Når dette er vigtigt, er det ud fra mødets samlede konklusion:

- Der er i dag ikke nogen rammevilkår, der i sig selv fordrer genanvendelse af fosfor
- De nuværende værdikæder vælges ud fra andre kriterier end målsætninger om genanvendelse af fosfor

På mødet blev det for alle værdikæder nævnt, at en deklaration af produkter - både restslam/biogødning og de forskellige fosforprodukter, der kan udvindes fra spildevand og affald, vil kunne medvirke til at styrke fosfor-værdikæderne. Hertil er der behov for indsamling og synliggørelse af den tilgængelige viden om produkterne og også en synliggørelse af de procedurer, der skal gennemføres rent administrativt for at kunne deklarere og dermed markedsføre nye og eksisterende produkter ud fra et ønske om fosfor-genanvendelse.

Generelt var der også et fælles ønske om at få et fælles overblik omkring udnyttelse af forskellige P-kilder i marken (tilgængelighed ift. fosforbinding, jordtype, afgrøder mv.) Denne indsats er indledningsvist igangsat under Dansk Fosfornetværk og resultatet er vedlagt som bilag til denne opsamling.

Håndteringen af de organiske restprodukter fra samfundet skal følge affaldshierarkiet, men det blev generelt påpeget, at der ved manglende efterlevning af affaldshierarkiet ikke er nogen konsekvens, og dette regulerer derfor ikke praksis i dag.

Der er undervejs på mødet blevet peget på følgende mulige indsatser:

- Der kunne med fordel laves en afdækning af muligheder med alternative teknologier end de, der er medtaget under mødet (eks. andre P-genvindingsteknologier fra spildevand og andre slambehandlingsteknologier som eks. pyrolyse).
- DK kunne blive hjemland for international P-konference, evt. arrangeret af Dansk Fosfornetværk – dette kunne give øgede muligheder for internationalt samarbejde og synliggørelse af dansk know how og teknologier mhp. øgede eksportmuligheder.

Der blev i øvrigt identificeret nogle opmærksomheder, der noteres til det videre arbejde med værdikæderne:

- På nuværende tidspunkt gennemføres en del undersøgelser omkring mikroplast i spildevand. Såfremt disse undersøgelser peger på, at spildevandet er en problematisk kilde til mikroplast i omgivelserne, kan dette påvirke både valg af renseteknologier og nyttiggørelsen af restslammet/biogødningen.
- Der blev desuden rejst spørgsmål om brugen af polymer: Kan dette binde fosfor i slammet og er polymer en kilde til mikroplast i sig selv?

Bilag 1. The Market for Wastewater Sludge (Biosolids)

By Villy Søgaard, Syddansk Universitet (SDU)

The Market for Wastewater Sludge (Biosolids)

By Villy Søgaard

Acknowledgements

I wish to thank Miljø- og Fødevareministeriet (The Ministry of Food and Environment of Denmark) for financing this research. Thanks, also, to my colleagues Sven Sommer, Niels Vestergaard, Stephan Borsky and Lars Ravn Jonsen for helpful comments and constructive criticism. Any remaining errors and mistakes are, of course, entirely my own responsibility. Last but not least, my thanks go to Søren Larsen, DANVA, Mogens Jensen, Miljøservice A/S Vejen, Mia Jacobsen, Orbicon, Jan Johannesen, Arla, and Lars Johannes Nielsen, Landbrug og Fødevarer.

Introduction

The treatment of wastewater in sewage treatment plants produces sludge. Sludge primarily consists of settleable solids sedimented in the primary clarifiers of the water treatment plant. It is often rich in nutrients (nitrogen, phosphorus, potassium, organic matter), but also contains a number of harmful substances that must be removed, diluted or processed to make it recyclable. Both the nutrients and pollutants emanate from the wastewater which comes as a mixture of domestic sewage, industrial effluents, run-off from pavements and roads, etc.

The problem background of the following analysis is that despite long-standing efforts to clean the sludge to make it recyclable, Danish farmers are still being paid for receiving it. The aim is to identify the main factors underpinning supply and demand for treated sludge in relation to agriculture. Understanding the barriers to demand is not only important from a business point of view. From a wider perspective, highlighting the barriers to recycling is a key element in the transition towards a circular economy.

Section 1 below briefly presents the method applied. Section 2 gives a brief overview of the issues pertaining to wastewater sludge – issues which are obviously related to its contents. Section 3 briefly considers the “the sludge process”, i.e. the generation, treatment and use or depositing of sludge. Against this backdrop Section 4 discusses the major supply and demand factors and touches upon their likely future evolution. Although the agricultural market for sludge absorbs the bulk of it, competing market opportunities are considered as well. Based on the presentations of Sections 2, 3 and 4, Section 5 goes on to combine the two sides of the market and discuss its likely evolution in light of foreign developments. Section 6 concludes.

1. Methodology

Ideally, we would want to build a resource economic model, quantifying the relevant factors on both sides of the market and estimate their impact on quantities and prices. However, at this stage the available data does not allow us to do so. Instead, a rather more analytic approach has been adopted to identify the relevant determinants on both sides of the market and get an impression of their relative importance. Based on these as well as on experience from abroad the prospective development of the biosolids market is discussed.

As mentioned above, this analysis is based mainly on a qualitative approach. It basically consists of two elements, a literature review and a number of interviews with key informants. The literature review provided important information on 1) “the sludge process” (the generation, treatment and use or depositing of sludge), 2) relevant supply and demand factors, and 3) prospective developments in technology and markets. The interviews were very helpful in providing an insight into the relative importance of these factors and the key issues involved.

2. Wastewater sludge – content and issues

Wastewater includes all forms of water from housing, companies, run-off from pavements, etc. The so-called Wastewater Announcement (Spildevandsbekendtgørelsen, Retsinformation 2016)

distinguishes several types of wastewater, depending on the source of it. At the most general level, three types of wastewater are distinguished:

- Domestic wastewater, typically including organic matter and nutrients such as organic nitrogen, ammonium and phosphorus.
- Roof and surface run-off from surfaces without any special pollution.
- Industrial or process wastewater, i.e., wastewater from businesses, industrial processes or polluted surfaces. This category of wastewater may contain a broad range of organic as well as inorganic pollutants. However, businesses discharging wastewater to public treatment facilities need to obtain a sewer connection permit, based on an application specifying expected levels of production, wastewater quantities and content of pollutants.

Some major environmental concerns

Nutrients

Eutrophication of the marine environment has been a major issue in a Danish context since the early 1980s (Nørring and Jørgensen, 2009). An overload of organic matter and nutrients may give rise to algal bloom, which in turn has caused oxygen depletion and, in a number of cases, massive fish kills in Danish waters. The first so-called Action Plan for the Aquatic Environment was passed in Parliament in 1987 in response to such an event¹. The Action Plan introduced mandatory fertilizer plans to reduce the discharge of nitrogen from farms and initiated huge investments in sewage cleaning removing N and P. Since 2000, the European Water Framework Directive (2000/60/EC) committed member states to ensure the status of all water bodies on a range of criteria by 2015. It is generally recognized, however, that the general limits imposed by the Action Plans have been insufficient to reach the original targets of the WFD.

Heavy metals

Heavy metals are another major source of pollution present in small quantities in sludge. In sufficient quantities they may give rise to serious health effects, such as abnormalities, cancer, cardiovascular diseases, diabetes, or other medical conditions. Other metals, such as engineered nanomaterials in consumer products, have also been found to adversely impact plants and microorganisms in field experiments (Colman et al., 2013). In a review article, Chibuike and Obiora (2014) concluded: “plants growing on heavy metal polluted soils show a reduction in growth due to changes in their physiological and biochemical activities. This is especially true when the heavy metal involved does not play any beneficial role towards the growth and development of plants.” Fortunately, effective bioremediation is possible, e.g. by plant uptake (phytoextraction).

Other xenobiotic substances

A wide range of substances come under this category. Pharmaceutical or industrial compounds such as antibiotics, anticonvulsants, antidepressants, dioxins, estrogens, flame retardants, phthalates,

¹ The summer of 1986 saw very serious problems of oxygen depletion in Kattegat. Dead lobsters were caught by fishermen in Gilleleje and displayed on tv. A 1987 consensus conference on the causes of this incident concluded that an excess discharge of nitrogen (mainly from agriculture) and phosphorus (mainly from sewers) was the main culprit.

phenol, etc. have been found in sewage sludge in international studies. It is obviously beyond the scope of the present paper to cover the plethora of potential hazards from exposure to all such substances. To name but one example, the gender-bending effects of man-made substances came to the fore in the early 2000s but had been detected in studies since the 1970s (Matthiesen and Gibbs 1998).

Since the establishment of the first sewers and the development of the invention of the activated sludge process by Edward Arden and William Lockett in the UK in 1914, the emergence, detection, regulation and gradual solving of sludge-related environmental problems has been an ongoing process. Unknown unknowns have become known unknowns (i.e., realized problems, catching the attention of at least a few scientists), they have been studied and gradually turned into “knowns” (well understood problems), and, in many cases, resolved. The literature on this topic clearly reflects that this process continues (see e.g. Clarke and Smith 2011; Eriksen et al. 2009; Chibuike and Obiora 2014). This process sets the scene for the central dilemma pertaining to sludge: how to recycle it without contaminating the environment.

3. The sludge process

The treatment of sludge follows EU Directive 2008/98/EC on waste. Inspired by a life cycle philosophy, the Directive defines a waste hierarchy, aimed at minimising quantities of waste while maximising its utilization. The hierarchy ranges from the most favoured option (prevention) to the least favoured option (disposal).

- Prevention
- Reuse and preparation for reuse
- Recycling
- Energy recovery
- Disposal

Nearly all of the wastewater in Denmark is treated using mechanical treatment, biological treatment, nitrification, denitrification, and chemical treatment. Primary sludge consists of settleable solids sedimented in the primary clarifiers of the water treatment plant. Secondary sludge is sludge settled after biological/chemical cleaning. Secondary sludge may be applied to agricultural land, provided it meets the requirements laid down in the Sludge Announcement (Slambekendtgørelsen). This category of sludge is referred to as A-sludge, whereas B-sludge is sludge that fails to meet the limits defined for xenobiotic substances and must be composted. Finally, C-sludge contains too high concentrations of heavy metals and will typically be incinerated.

4. Markets for sludge

As mentioned in the Introduction, the aim of this report is to analyse the market for sludge. Despite its content of nutrients, the price of sludge to the farmer remains negative, i.e., farmers are being paid for receiving it. Against this background, we wish to analyse the factors determining prices of sludge, focusing in particular on the barriers to applying it to agricultural land.

Table 1. *The use of wastewater sludge (thousands of tonnes) 2008-2013.*

	2008	2009	2011	2012	2013
Recycling in agriculture	80	75	81	80	80
Composting and other recycling	22	22	11	12	12
Incineration	29	31	38	38	35
Depositing	1	1	3	1	1
Total	133	130	133	131	129

Source: Miljøstyrelsen (2015) Affaldsstatistikken, 2013, Tabel 3.16, p. 32

As noted in *Affaldsstatistikken* (Waste Statistics), the percentage applied to agricultural land varies from 58 to 65 per cent of the total amount of sludge². The publication observes that

“the level is below what it was in the 1990s, when up to 80 per cent was recycled on agricultural land. This decline should be seen in relation to the fact that in 1997 and 2000 the restrictions on the content of xenobiotic substances were tightened for agricultural applications of sludge. The tightening of regulations concerned a range of tar substances known as PAH’s, the wash active substances LAS, nonyphenols, NPE, as well as the plastic softener DEHP.”

(Miljøstyrelsen 2015, p. 32).

Note also that incineration has increased, possibly as a consequence of a reduced incineration levy.

It is questionable, however, whether or not it makes sense to talk of one single market for wastewater sludge, even for agriculture. On the supply side, the water treatment plants have to get rid of their sludge. Due to the role of transport costs, the market structure may perhaps be described as a special form of monopolistic competition in which suppliers do not have full control over supplies. As argued in Section 3, their choice is between more or less costly outlets, and to some extent this choice is dictated by the quality of sludge. Despite this it makes sense to consider the general factors affecting supply and demand (cf. Table 2 below).

Some of the wastewater companies sell their sludge directly to farmers, whereas others sell it through intermediaries. A 2014 study by DANVA showed substantial differences in the prices paid by the individual Water Treatment Works for having their sludge removed. The study included 16 wastewater companies, and the prices ranged from less than 1,000 to more than 3,000 DKK per tonne of dry matter.

The two companies that paid the lowest prices handled the “sale” of sludge themselves and did not use intermediaries. These two companies also had their own storage facilities, which may well have improved their bargaining position vis-à-vis the farmers.

² The amount of sludge applied was particularly low in 2009. In 2009 fertilizer prices were particularly low (cf. <http://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=dap-fertilizer&months=120¤cy=dkk>) and so too was the total amount of sludge available.

The content of dry matter turned out to be a major determinant of price, presumably due to its impact on transport costs.

Table 2. *Factors underpinning the supply and demand for sludge for agricultural purposes*

	Quantities in	
	Supply	Demand
Increasing	<ul style="list-style-type: none"> • Number of households or companies • Quality of treatment 	<ul style="list-style-type: none"> • Higher crop prices • Higher fertilizer prices/reduced supplies of other fertilizer inputs.
	<ul style="list-style-type: none"> • Industrial composition • Rainfall 	<ul style="list-style-type: none"> • Nutrient content of sludge • Perception of sludge/Biosolids
Decreasing	<ul style="list-style-type: none"> • Higher transport costs • Alternative outlets for sludge • Alternative storage opportunities • Stricter environmental regulation 	<ul style="list-style-type: none"> • Alternatives • Higher content of pollutants • Stricter environmental regulation

Turning to the demand side, the demand for sludge is obviously a derived demand³. However, regulation interferes with the demand function. Thus the mandatory fertilizer plans impose a ceiling on the total amount of nutrients that can be applied to agricultural land in the form of waste products and animal manure. Below this ceiling a higher content of nutrients should make sludge more valuable, whereas the ceiling itself could have the opposite effect. As farmers tend to fertilize up to the ceiling, this is bound to have some impact on the demand for sludge.

As shown below, the demand for sludge could actually be *inversely* related to the content of nutrients in the sludge. Thus, reducing the nutrient content of the sludge need not reduce the price at which farmers are willing to accept it. In the DANVA study phosphorus content did not appear to be related to price. “As the data set is relatively small, one cannot rule out the possibility that e.g. phosphorus does have an effect. A possible effect may not be strong enough to generate a statistically significant result.” (Junggreen Lassen & Ifversen, 2015, p. 46). Still, it goes without saying that if it becomes possible to extract and purify the nutrients – as in the production of struvite, for example – this could seriously undermine the arguments for applying sludge to farmland.

The *perception of sludge* is undoubtedly a major barrier to accepting it. In the United States the term biosolids was introduced in 1991 by the Water Environment Federation (formerly known as the Federation of Sewage Works Associations). In Denmark the concept of “bio fertilizer” (*biogødning*) was similarly introduced in 2015 by the Industrial Association for Recycling of Resources for Agricultural Purposes (BGORJ).

In a leaflet to farmers, *Hededanmark*, a company providing sludge to farmers, gives the following reasons for accepting it:

³ *Derived demand* is the demand for factors of production (e.g. labour, capital or land) required to meet the demand for other final or intermediate goods.

- “You reduce your fertilizer expenses significantly
- You add organic matter to your soil
- You add phosphorus, nitrogen and a number of micro nutrients
- You get the sludge and have it spread in the field
- With HedeDanmark as your supplier, you can be sure everything happens according to existing regulations
- You can be sure of a stable supply of fertilizer over the coming years
- Depending on season and geography you may receive an economic subsidy”

[http://www.ressourcegenanvendelse.dk/media/Løsblad - Spildevandsslam.pdf](http://www.ressourcegenanvendelse.dk/media/Løsblad_-_Spildevandsslam.pdf)

Despite these arguments and despite the fact that the Danish EPA (Miljøstyrelsen) approves of using sludge, there still are significant barriers to the use of it. For example, *organic farmers* are not allowed to use sludge⁴. With 6.9 % of all agricultural land⁵ (in 2012) organic farms represent only a relatively small potential source of demand. For some years organic farmers have been working on phasing out the use of “conventional” slurry and animal manure. It is clear, however, that alternative sources of fertilizer will be needed to keep up production, and the option of recycling sludge has been discussed intensely. Sociologist Jesper Lassen of Copenhagen University conducted five focus groups interviews, each of them with eight consumers of organic foods, to analyse how this would go down with consumers. He concluded that it would be very “uphill” to gain acceptance for the use of sludge among these consumers.

Similarly, *The Danish Dairy Board* tends to be opposed to the use of sludge. Its industry policy (Mejeriforeningen, 2004) rests on the following guidelines:

- Milk producers do not spread wastewater sludge in the fields.
- Milk producers do not spread degassed slurry in the fields, if the slurry comes from bio gas plants receiving wastewater sludge.
- Milk producers do not use purchased roughage grown in fields to which wastewater sludge has been applied during the past 3 years.

The practical details of the policy implementation need not deter us here. It is important to note, however, that farms with dairy cattle accounted for 19.6 per cent of the total agricultural area in 2014. Thus, in quantitative terms this policy is bound to exert a significant impact on the demand for sludge.

In an interview in *Maskinbladet* in 2006, Carsten Fricke, project manager at Arla Foods’ Environmental Department, explained that “we can’t be talking about hard-core science, as long as the sludge is being screened for only a selection of substances and does not impose any limits on, say, the disputed oestrogenic substances ... Legislation does not take account of the ethical and emotional dilemmas among the consumers, which we have to address ... Legislation is bound to lag

⁴ Videncentret for Landbrug, Regler for økologisk planteavl.

https://www.google.dk/?gws_rd=cr,ssl&ei=81GiVvFB6vrKA7eAlJgB#q=%C3%B8kologisk+landbrug+slam

⁵ Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (2013), Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2012, p. 10

behind, at least when it comes to the food sector ... for new substances emerge all the time, the risk of which can be estimated only after some time. This is basically the unknown factor, we are trying to handle.”

In an interview with the author (20 January 2016), Jan Johannesen, Sustainability Director at Arla Foods, confirmed these concerns, adding that markets for some products, such as baby food, may be particularly sensitive to any unwanted residues that might be detected.

Following the food scandals of the 1990s (e.g., the BSE-scandal) *traceability* became a major issue. Thus article 18 of the EU’s General Food Law Regulation 178/2002 lays down that the “traceability of food, feed, food-producing animals, and any other substance intended to be, or expected to be, incorporated into a food or feed shall be established at all stages of production, processing and distribution... To this end, such operators shall have in place systems and procedures which allow for this information to be made available to the competent authorities on demand.”

In the above interview in *Maskinbladet* Carsten Fricke was quoted as saying: “As long as the municipalities do not separate the wastewater from private households from industrial wastewater, we choose to stick to the precautionary principle at Arla, for it is impossible to know for sure what substances will come with the household wastewater.” The problem, of course, is that separating the two sources of wastewater would take huge investments in the sewerage system.

In connection with the present study five randomly chosen farmers were contacted to hear about their views of sludge. Two of them explained that they were not allowed to use it and had not really considered the issue seriously. Two others had decided not to apply sludge. Finally, one farmer was happily applying the sludge, explaining that he saved a considerable amount of money on this account.

Refsgaard and Magnussen (2006) conducted a survey entitled *Attitudes, experience and knowledge among farmers to recycling of sludge*, and concluded:

In a survey answered by 1050 farmers, attitudes, experiences and knowledge towards use of sludge were investigated. Reasons for use were soil conditioner properties and compensation schemes. Reasons for non-use were fear of toxic compounds and infectious remnants, restrictions on use of land and unfamiliarity with use. There was more knowledge among users than among non-users. Compensation for sludge among farmers implied a perception of sludge as a waste. If farmers must accept sludge, then reliable and complete information from trusted sources is required: economic arguments about agronomic benefits are not sufficient and confidence with other stakeholders and a feeling of justice in solving environmental problems are central aspects.

Refsgaard and Magnussen (2006, p. 49)

A new survey would obviously be required to find out to what extent attitudes have changed. One of the farmers interviewed for the present study explained that he was concerned about future regulations and the possible implications with respect to the value of his land. “In the worst case it could become unsaleable”, as he put it. Confronted with this statement, Mogens Jensen of Miljøservice Vejen remarked that “we hear that less often nowadays”. Similarly, in an article in *Teknik og Miljø*, HedeDanmark’s Sune Aagot Sckerl, went as far as claiming that “farmers are

now comfortable with the quality and documentation, that the general quality of wastewater sludge has improved year on year and that prices of an integrated farming solution have become highly competitive compared to alternatives.” Although this may be an overstatement, it is conceivable that attitudes have changed towards a higher level of acceptance.

Finally, it should be mentioned that a year ago, Nordjyske Tidende (20 January 2015) reported that “a significant majority in Frederikshavn’s City Council wants to put an end to the application of sludge from wastewater treatment plants to cultivated farmland.... This is a marked departure from the prevailing view of sludge as a resource to be recycled...”

To round off this overview of the demand side, it should be mentioned that farmers do have access to alternatives. For example, Novo Nordisk offers a product called NovoGro, while LeoPharma sells Fertigro. Mash from breweries can also be used to fertilize soil. It has not been possible to find quantitative information on the volumes of such products applied.

5. Market interactions – a theoretical synthesis

As mentioned above, the available data does not allow us to quantify interactions between supply and demand and measure the relative impact of various factors. A quantitative survey of farmers’ attitudes and behaviour with respect to the use of sludge and other inputs would be required to do so. Yet, it is possible to provide a theory-based interpretation of the market behaviour observed in practice.

As regards the supply side, it seems reasonable to assume that it must be relatively price inelastic. Suppliers are forced to dispose of their sludge one way or the other, and agricultural recycling constitutes a major outlet that cannot easily be replaced (cf. Table 1 above). The large price differences found in the DANVA study is consistent with this interpretation.

The demand for sludge is bound to be somewhat more complicated, partly due to the regulations imposed. In the following we shall consider how the demand for sludge will depend on

- Output prices
- The perception of sludge
- The content of nutrients in sludge

The Sludge Announcement (*Slambekendtgørelsen*) lays down that the combined amount of fertilizers from animal manure, sludge and other waste products per hectare is not allowed to exceed 90 kg of phosphorus every three years and 170 kg of total N per year. To illustrate the implications of this, let us consider a simplified mathematical model.

Suppose we have N nearly identical farms. While on each farm the quality of the soil is perfectly uniform, soil quality varies from farm to farm.

- C is the ceiling on the amount of nutrients that may applied.
- S is the amount of sludge purchased (if any).
- nS is the content of nutrients in S
- tS measures the farmer’s expected negative economic value of pollutants in the sludge.

The economic value of applying the sludge on farm i is

$$\pi_i = \pi_{oi} - S_i p_s - S_i t = \pi_{oi} - (p_s + t) S_i \quad [1]$$

If π_i is positive, the farmer applies $S_i = C/n$ in order to fertilize up to the ceiling. Otherwise, no sludge is purchased by the farmer since his land is assumed to be of uniform quality.

Suppose farms are numbered so that

$$\pi_{oi} = \alpha - \beta \cdot i \quad [2]$$

α and β being positive constants. Thus, low values of i have high-quality soil and vice versa.

As $S_i = C/n$ for those who choose to apply the sludge, it follows from [1] and [2] that profits will be positive only for

$$\alpha - \beta \cdot i > (p_s + t) \frac{C}{n} \Leftrightarrow \frac{\alpha - (p_s + t) \frac{C}{n}}{\beta} > i \quad [3]$$

Summing all farms' demand for sludge yields

$$D_s = \frac{C}{n} \left(\frac{\alpha - (p_s + t) \frac{C}{n}}{\beta} \right) \quad [4]$$

Figure 1 The market for sludge

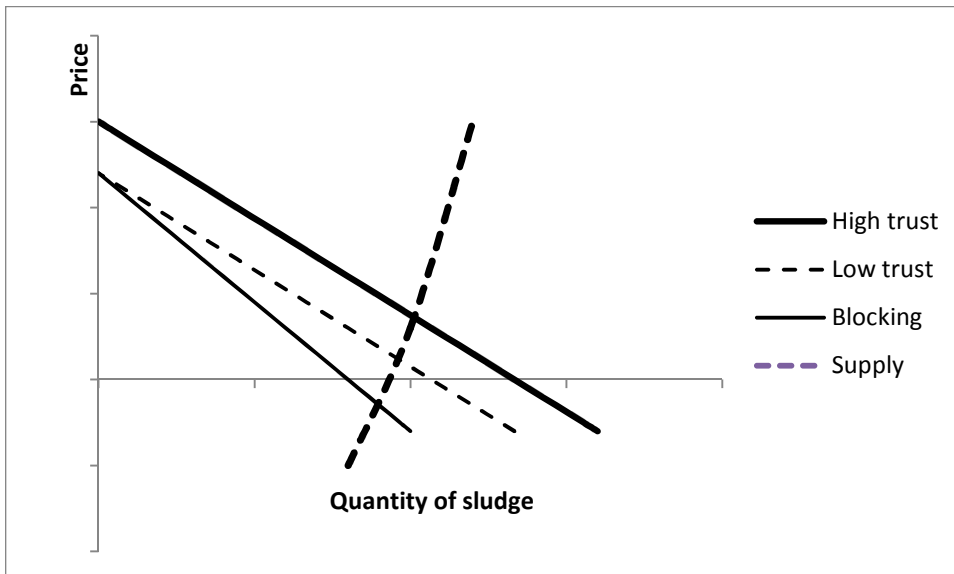


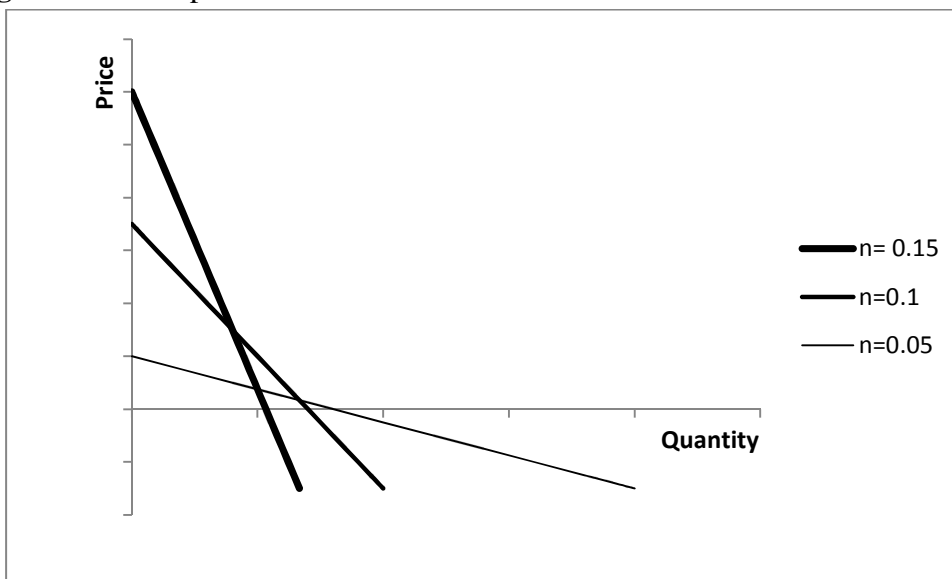
Figure 1 describes the supply and demand for sludge as the model describes it. With perfect trust in the product, the solid topmost demand schedule would apply, and prices and quantities would be

determined by its point of intersection with the supply curve. A general reduction of trust would displace the demand curve downwards, as indicated by the broken low-trust curve. More realistically, if some farmers trust the product more than others, this will make the demand curve somewhat steeper. The impact of “blocking” refers to the fact that some farmers (organic farmers or dairy farmers) who might otherwise want to buy sludge, are prevented from doing so by their respective organizations. It should be noted that these institutional barriers prevent a substantial proportion of farmers from buying it. Thus, organic farms and (other) dairy farms account for at least 20 per cent of the total agricultural area, and both of these (partly overlapping) groups are prevented from applying sludge on account of the policies of their respective organizations.

Note also that the prices of farm output do *not* seem to influence the demand for sludge. This is because farmers have been assumed to fertilize “up to the ceiling” – an assumption based on the interviews made. If food prices were to fall sufficiently, this assumption might be invalidated, of course, but in the current situation the quantitative regulations appear to sever the normal ties between input and output prices, at least as concerns sludge.

The demand for sludge obviously depends on its content of nutrients. The question is: how? Equation [4] shows that two opposing forces are at work. While the first factor of the equation (C/n) shows that each of the farmers who buy sludge will have to buy more to reach the limit imposed on the total amount of fertilizer that can be applied, the second factor shows that the number of buyers will be positively related to the content of nutrients.

Figure 2. The impact of nutrient content on demand



As illustrated in Figure 2, the combined effect of these two forces seems to be that at low prices the demand for sludge may actually be *inversely* related to its content of nutrients. This may explain why Ljunggreen and Lassen found no price effect of reducing the phosphorus content in sludge.

The fact remains, however, that a serious reduction in the content of nutrients is bound to curtail the possibilities of making the sludge market profitable.

6. Conclusions and perspectives

The results of the present study leave little doubt that environmental concerns – and concerns about possible consumer reactions – continue to present a major obstacle to the agricultural demand for sludge. The key issue is how to address these concerns.

The wastewater treatment industry and intermediaries such as HedeDanmark with vested interests in developing the market for sludge may have something to gain from renaming it into bio fertilizer (or biosolids in the US). However, there is usually more to a brand than a name. From the perspective of the farmers and the food industry the stakes are high. Past food scandals have alerted them to the importance of traceability. While some of the past scandals have been due to fraud (e.g. the horse-meat or olive oil scandals), others (e.g. BSE, listeria, salmonella, dioxins, etc.) have been unintended. The EU's General Food Law of 2002 with its demand for traceability came in response to such scandals. Arla's Jan Johannesen explained in an interview for this paper that "it is not what is being tested for, but what is not being tested for that worries us".

From a wider perspective, this question points to a central dilemma relating to recycling in general: *How will it ever be possible to recycle sludge, if this can be blocked by the possibility that it may contain some unknown harmful substance not tested for?* If recycling has to wait until all untreated waste is perfectly safe, it will never happen. On the other hand, recycling based on imperfect treatment systems is likely – or perhaps even bound – to give rise to occasional "scandals".

One possibility, of course, is to separate wastewater sources as well as treatment facilities to a much higher degree than is currently being done. Even the traceability of industrial wastewater contents disappears as soon as it enters into the public sewerage system. In fact, it disappears before then whenever the industrial wastewater contains run-off from roofs and pavements, lawns, etc. The challenge is that establishing parallel wastewater treatment systems with perfect traceability will be highly expensive, perhaps even prohibitively so.

A second possibility is to continue improving the treatment of sludge. It is technically possible to impose even stricter regulatory standards on sludge for specific purposes, to label it, and market it. However, this does not rule out the possibility that it may still contain some unknown harmful substance not tested for. The suspicion lurks, therefore, that even this approach has its limitations – limitations which are basically rooted in a (mis-)conception that there exists an absolutely no-risk alternative to the use of sludge.

A third alternative is to extract the nutrients from sludge. The extraction of struvite by Stjernholm (Miljøstyrelsen 2014) is a pertinent – and highly promising – case in point. This approach is bound to reduce the agricultural value of the remaining sludge, as shown in the previous Section, requiring some of it to be disposed of in alternative ways.

Perhaps a kind of Consensus Conference involving lay citizens as well as industry representatives, NGOs, authority representatives and researchers would be helpful in addressing the above dilemmas and mapping the road forward.

References

- Chibuike, G.U. and Obiora, S.C. (2014), Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods, *Applied and Environmental Soil Science* Vol. 2014 (2014), ID 752708, <http://dx.doi.org/10.1155/2014/752708>
- Clarke, B. O. and S. R. Smith (2011). “Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids.” *Environment International* 37(1): 226-247.
- Colman B.P., Arnaout C.L., Anciaux S., Gunsch C.K., Hochella M.F. Jr, Kim B., et al. (2013) Low Concentrations of Silver Nanoparticles in Biosolids Cause Adverse Ecosystem Responses under Realistic Field Scenario. *PLoS ONE* 8(2): e57189. doi:10.1371/journal.pone.0057189
- Eriksen, G.S., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T., Sverdrup, L. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. 2009. 244 pp.
- Lassen, R.J. and Ifversen, B. (2014), “Analyse: Store prisforskelle på afsætning af slam til landbrugsjord” *Dansk Vand* 2, April 2014: 46-47
- Maskinbladet, 17.11.2006. “Arla er kritiske over for brugen af slam”. Article written by Gitte Klit. Available at: <http://www.maskinbladet.dk/artikel/arla-kritiske-overfor-brugen-slam>
- Mejeriforeningen, The Danish Dairy Board, (2004), Branchepolitik om spildevandsslam. [Industry policy on wastewater sludge]. Letter to all milk producers 11 May 2004.
- Matthiesen, P. and Gibbs, P.E. (1998), Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 37–43. doi:10.1002/etc.5620170106
- Miljøstyrelsen (2006), BEK nr 1650 af 13/12/2006 - Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, (Slambekendtgørelsen) <https://www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=13056>
- Miljøstyrelsen (2014), *Fosforindvinding ved struvitutfældning. Potentialet ved fosforindvinding fra rejeftvand ved Åby renseanlæg og muligheder for at øge dette. Projekt grøn teknologi 2013.*
- Miljøstyrelsen (2015), *Affaldsstatistik 2013*. Authors: Toft, R. Fischer, C., Bøjesen, N.A. and Kristensen E.
- Nordjyske Tidende 30th January 2015: “Slam – god gødning eller giftig cocktail” <http://nordjyske.dk/nyheder/slam--god-goedning---eller-giftig-cocktail/8db46d21-78f6-4eea-9755-440adcb60064/112/1513>
- Nørring, N.P. and E. Jørgensen (2009), Eutrophication and agriculture in Denmark: 20 years of experience and prospects for the future. *Hydrobiologia* August 2009 (629): 65-70.
- Refsgaard, K. and Magnussen, K. (2006), Attitudes, experience and knowledge among farmers to recycling of sludge. *Acta Agriculturae Scandinavica, Sect. C – Food Economics*, Vol. 3 (2): 49-63.
- Retsinformation (2016), Bekendtgørelsen nr. 46 12/01 2016. Spildevandsbekendtgørelsen [*The Wastewater Announcement*]. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=176381>
- Schmidt, J.H., Holm, P., Merrild, A. & Christensen, P. (2007), Life-cycle assessment of the waste hierarchy – a Danish case study on waste paper. *Waste Management* (27): 1519-1530.
- Scerl, S.A. (2012), “Historisk stor andel af spildevandsslam til landbrug”, *Teknik og Miljø*, February 2012, pp. 54-55.

Bilag 2. Phosphor price and phosphor reserves

By Stefan Borsky, Syddansk Universitet SDU



DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL AND BUSINESS ECONOMICS
IME Report 017: 2016

PHOSPHOR PRICE AND PHOSPHOR RESERVES

Stefan Borsky

PHOSPHOR PRICE AND PHOSPHOR RESERVES

Stefan Borsky^a

^a*Department of Environmental and Business Economics, University of Southern Denmark,
Esbjerg*

ABSTRACT

Despite a constant exploitation in the past, reserve estimates of phosphate rock today are as high as never before. The reason behind this constant increase in reserve estimates are on the one hand technological progress and on the other hand an constantly increasing price due to increased demand (e.g., growing population). Both developments make current economic unviable reserves economic viable in the future. In this report we find that the price of phosphate rock is determined by various demand- and supply-side factors and that a sudden change in the quantity demanded can lead to a strong price increase in the short run, which initiates new exploration activities. Due to more overburden, deeper mines, challenging environments, lower grade ore and increased processing costs marginal production costs for new deposits are expected to be higher, and therefore the new long run equilibrium price will be higher. Although currently phosphate rock reserves are increasing with the price of phosphate rock, the resource will be scarce in various other dimension, e.g., economical, geopolitical and environmental. This multidimensional scarcity makes supply- and demand-side measures, like increasing the rate of recycling, essential to sustain the welfare of future generations.

**Corresponding author: Stefan Borsky, Phone: +45 6650 1526; Email: stbo@sam.sdu.dk.*

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was founded by the Ministry of Environment and Food of Denmark, The Danish Environmental Protection Agency

Table of Contents

1	Introduction	5
2	Phosphate rock resource and reserve	6
2.1	Phosphate rock, phosphate and phosphorous - Definitions	6
2.2	Resources and Reserves.....	7
2.2.1	Resource Data	10
2.2.2	Reserves Data.....	11
3	The Price of Phosphate Rock	15
3.1	Phosphate Rock Production.....	18
4	Demand for and supply of phosphate rock – understanding the price dynamics.....	21
4.1	The Demand for Phosphate Rock	21
4.1.1	The derived demand for phosphate rock – an analytical model	22
4.2	The Supply of Phosphate Rock.....	26
4.3	The market model of supply and demand.....	29
5	Discussion and Future Development	32
6	Conclusion.....	37
7	Bibliography	39

Summary

On the 26th May, 2014, the European Commission added phosphate rock in its revised list of critical raw materials for which supply security is at risk and economic importance is high. Phosphate rock is a finite mineral resource and it is essential in the interest of long-term food security. Despite a constant exploitation in the last century, reserve estimates today are as high as never before. The reason behind this constant increase in reserve estimates are on the one hand technological progress, which makes extraction cheaper and gives access to phosphate rock deposits, which have not been accessible before (e.g., offshore deposits), and on the other hand an increasing price due to increased demand (e.g., growing population). Both developments make current economic unviable reserves economic viable in the future. Following this logic this would imply that with a constant increasing price availability of phosphate rock will increase as well, which puts the scarcity risk of phosphate rock into question.

In this article we find that the price of phosphate rock is determined by various demand- and supply-side factors. A sudden change in the quantity demanded can lead to a strong price increase in the short run, which initiates exploration activities to find new deposits of phosphate rock or to start exploiting reserves, which have been economically unviable beforehand. This will increase the productive capacity in the long run and a new long-run equilibrium price will establish. The time of transition from the short run equilibrium price and quantity to the long run equilibrium will determine the length of the price spike. Further, due to more overburden, deeper mines, challenging environments (e.g., underground or offshore mining), increased processing costs and lower grade ore marginal production costs for new deposits are expected to be higher, and therefore the new long run equilibrium price will be higher as compared to the initial short run equilibrium.

Although at present phosphate rock reserves are increasing with the price of phosphate rock, the resource will be scarce in various other dimension, e.g., economical, geopolitical and environmental. This multidimensional scarcity makes supply- and demand-side measures, like increasing the rate of recycling in all sectors and from nearly all waste streams, i.e., from mine tailings to wastewater and human excreta, essential to sustain the welfare of future generations.

1 Introduction

On the 26th May, 2014, the European Commission presented a revised list of critical raw materials for which supply security is at risk and economic importance is high. A raw material, which is added in the updated list, is phosphate rock. The European Union based the decision to classify phosphate rock as a critical raw material on its essentialness and not-substitutability to produce fertilizers and on the increasing derived demand for phosphate fertilizers for agricultural production due to an increasing world population and growing need for food.¹

Phosphate rock is a finite mineral resource. In the last decade the price of phosphate rock has increased continuously. Following a classic resource economic framework a rising price of a non-renewable resource can be seen as a scarcity rent (Hotelling 1931). But, despite a constant exploitation in the last century, reserve estimates today are as high as never before. For 2014 worldwide reserves of phosphate rock are estimated to be around 67 billion metric tons (U.S. Geological Survey 2015). The reason behind this constant increase in reserve estimates is, firstly, technological progress, which makes on the one hand extraction cheaper and on the other hand give access to phosphate rock deposits, which have not been accessible before (e.g., offshore deposits), and, secondly, an increasing price due to increased demand (e.g., population growth). Both developments make reserves, which are economic unviable in the present, economic viable in the future. Following this logic this would imply that with a constantly increasing price availability of phosphate rock will increase as well, which puts the scarcity risk of phosphate rock into question.

Based on this setting in this report following research question is going to be answered:

“Does the joint development of increasing price and increasing reserve estimates of phosphate rock imply that scarcity of this limited resource will not be an issue in the foreseeable future?”

To answer this question we review and discuss existing literature and base our analysis of the price dynamics of phosphate rock on a simple supply and demand model, in which we especially take the intermediate good characteristic of phosphate rock and subsequently phosphate fertilizer into account.

Our findings suggest that the price of phosphate rock is determined by various demand- and supply-side factors and the recent price volatility and increase is not a symbol of impending resource

¹ European Union press release *IP-14-599* and memo *MEMO-14-377* retrieved on the 26/05/2014. http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-599_en.htm

depletion. A sudden change in the quantity demanded can lead to a strong price increase in the short run, which initiates exploration activities to find new deposits of phosphate rock or to start exploiting reserves, which have been economically unviable beforehand. These measures will increase the productive capacity in the long run and a new long-run equilibrium price will establish. The time of transition from the short run equilibrium price and quantity to the long run equilibrium will determine the length of the price spike. Further, we argue that it is reasonable to assume that due to more overburden, deeper mines, challenging environments (e.g., underground or offshore mining), increased processing costs and lower grade ore marginal production costs for new deposits are expected to be higher, and therefore the new long run equilibrium price will be higher as in the initial short run equilibrium. Finally, we will argue that although in the present phosphate rock reserves are increasing with the price of phosphate rock, the resource will be scarce in various other dimension, e.g., economical, geopolitical and environmental. This multidimensional scarcity makes supply- and demand-side measures, like increasing the rate of recycling or the degree of efficiency in use, essential to sustain the welfare of future generations.

The remainder of this report is organized as follows: In chapter 2 definitions and terminology are laid out and the current state as well as the historical development of the phosphate rock resource and reserve is analyzed. In chapter 3 we revise the current and historical development of the price of phosphate rock and discuss the recent increase in its volatility. Further, due to the fact that phosphate rock is an intermediate good and the demand for it is a derived demand the development of related final commodities as well as production inputs are put in relation. Chapter 4 then describes the factors underlying the demand for and supply of phosphate rock and finally joins them in a supply and demand model of phosphate rock which helps us to understand the underlying mechanisms of its price dynamics. In chapter 5 we discuss our findings and reflect on the multidimensionality of phosphate rock scarcity. Chapter 6 concludes.

2 Phosphate rock resource and reserve

2.1 Phosphate rock, phosphate and phosphorous - Definitions

Phosphate rock is a naturally occurring mineral assemblage, which contains a high concentration of phosphate minerals. Current phosphate rock deposits can be differentiated between sedimentary deposits and igneous deposits. They differ in mineralogical, structural and chemical properties. Phosphate rock deposits can be differentiated by their grade and quality. The grade of phosphate rock is defined by its phosphate content. The higher is the phosphate (P_2O_5) content, the greater is

the economic potential of the rock. The quality of phosphate rock depends on both – the grade and the level of impurities. If phosphate rock contains very low levels of phosphate or impurities it must undergo further processing, like beneficiation, drying or calcining and grinding. Finally, worldwide rock deposits not only vary in type and concentration, but also differ in the size of the area and the depth of the resource deposits.

80 percent of the world production of phosphate rock stems from marine sedimentary phosphate rock deposits. They often occur as relatively flat-lying thick beds, which can extend over hundreds of square kilometers. They are formed as a result of biological and chemical precipitation of phosphorous in coastal areas that are close to the equator. Countries with large sedimentary phosphate rock deposits are countries in North Africa and Middle East, like Morocco, Tunisia, Algeria, Egypt, Syria, Iran and Israel. But also the United States and China have large sedimentary phosphate rock deposits. Sedimentary phosphate rock is mainly of high grade with a phosphate concentration of around 30-35% (Mckelvey 1967).

Igneous deposits account for about 20 percent of world production of phosphate rock. They are formed by differentiation of minerals in partly melted magna. These deposits consist of phosphate rock of low grade with often a phosphate concentration of less than 5%. But succeeding beneficiation allows an upgrade in concentration to more than 35 – 40% (Van Kauwenbergh 2010). Igneous deposits mainly occur in Russia, Brazil, South Africa and Finland.

Phosphate is used to make fertilizer, which, as a compound, contains phosphorous and oxygen. Phosphorous, as single element, is essential for plant growth and is the component of agronomic interest in phosphate rocks. Phosphate rock minerals are the only significant global resource of phosphorus (Jasinski 2015).²

2.2 Resources and Reserves

We follow the definitions of the US Geological Survey (USGS) and describe the availability of phosphate rock in terms of resources, reserves and reserve base. *Resources* are the concentration of the minerals in the earth crust, which can be identified or undiscovered and extraction can be currently or in future economic viable. *Reserve base* is the part of the identified resource which

² Phosphate can be also extracted from guano stemming from seafowl and to a smaller extend from bats and other cave-dwelling mammals and birds. Seafowl deposits are mainly confined to islands and coastal regions in low latitudes. The largest lie along the west coasts of Lower California, South America, and Africa, and on islands near the equatorial currents. Over time many of the fossil accumulations of seafowl guano have been exploited. The remaining production accounts only for an insignificant small amount of phosphorous production.

reaches the minimum criteria for current mining and production practices like grade quality, thickness and depth. The *reserve* is the part of the resource base that can be extracted profitable with current market conditions but extraction facilities do not need to be in place and running. Earlier the United States Bureau of Mines (USGS) defined phosphate rock which can be extracted with costs less than US \$40/ton as reserves and phosphate rock which can be produced for less than US \$100/ton as reserve base (Van Kauwenbergh 2010). Undiscovered resources are divided in the USGS classification in hypothetical and speculative resources. Hypothetical resources are undiscovered resources similar to known mineral bodies, which may be expected to exist in the same producing region under similar geological conditions. Whereas, speculative phosphate rock deposits are defined as deposits, which may exists under favorable geological setting, but where no discoveries have been made yet (Edixhoven, Gupta, and Savenije 2014). Deposits with no reasonable prospect of economic viability in foreseeable future are listed as *other occurrences* and form no part of the current resources. Based on USGS and Edixhoven et al. (2014) Figure 1 illustrates the different terms to classify the availability of phosphate rock.

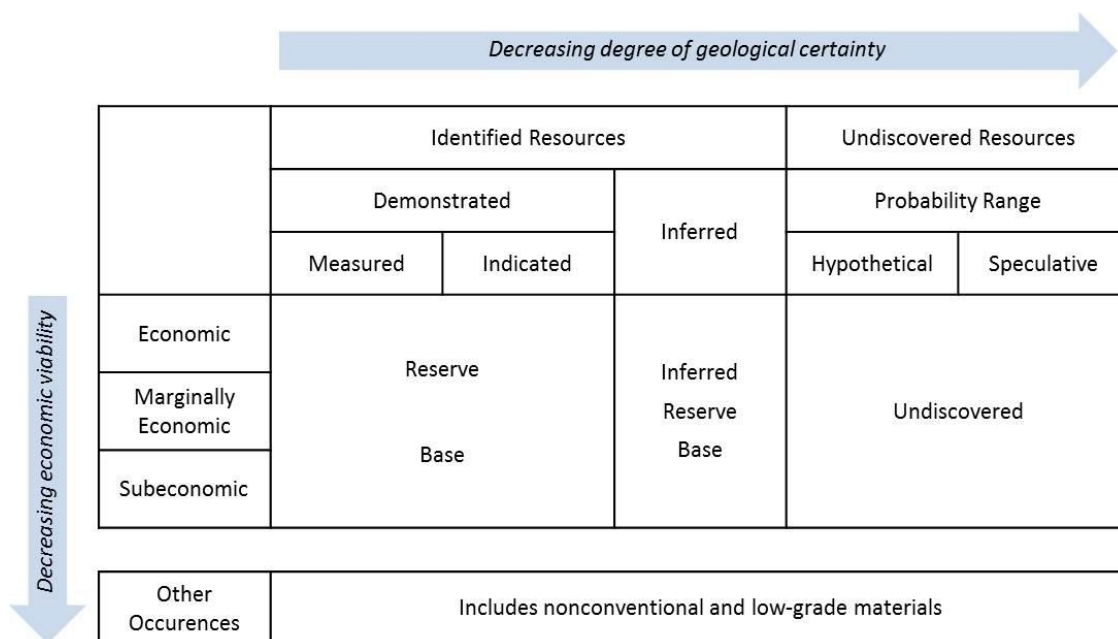


Figure 1 Reserve - Resource classification (based on USGS and Edixhoven et al.(2014))

Estimates on phosphate rock reserves are dynamic: They may be reduced if phosphate rock gets mined or extraction feasibility diminishes. On the other hand they may increase if new phosphate rock deposits are being discovered, extraction technology changes, economic demand increases or

political circumstance in a country changes. In other words phosphate rock reserves can be seen as working inventory of mining companies' supply of the economically extractable part of the mineral commodity. Therefore, the magnitude of this inventory is determined besides others by the cost of drilling, taxes and subsidies, price of phosphate rock, and the demand for it. Figure 2 illustrates this dynamic aspect in the resource-reserve classification scheme. This implies that resources available today can become reserves in the future and the other way round (Scholz and Wellmer 2013). Further, it necessitates that any estimate of the longevity of phosphate rock deposits includes resources, occurrences and unknown geocapacity (Edixhoven et al. 2014).

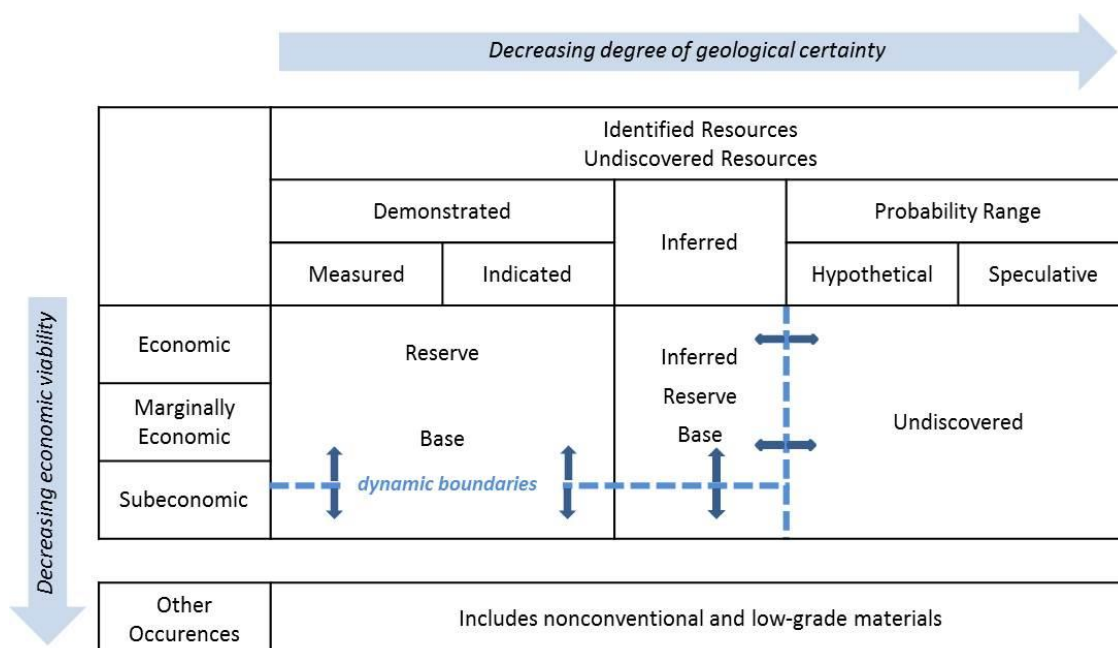


Figure 2 Resource - Reserve classification with dynamic boundaries (based on Scholz et al. (2013))

Future supply of phosphate rock will come from reserves and other identified resources, currently undiscovered resources in deposits that will be discovered in the future, and material that will be recycled from current in-use-stocks of phosphate or from phosphate already leached out into the environment.³ For example, a type of deposit, which is not mined today, but can become significantly relevant in future, is *offshore phosphorite* nodules in the open sea. Figure 3 shows a map of the spatial distribution of marine minerals in general and phosphorite deposits in specific. They occur in four seafloor settings (Hein, McIntyre, and Piper 2005; Rona 2003, 2008): (1)

³ Phosphorous can be recycled in all sectors and from nearly all waste streams, i.e., from mine tailings to crop waste and finally from wastewater and human excreta. A detailed list of possible phosphorous recycling options is given in Table 3 later in this article.

continental shelves and slopes off the west coast of landmasses where easterly winds blow offshore (latitudes 30°N to 30°S) and induce upwelling (offshore Peru, Chile, Namibia, eastern Australia, Baja California in Mexico, the Atlantic margin of Morocco – see Figure 3); (2) phosphorites formed by cementation and replacement of carbonates on submarine plateaus and banks (Blake Plateau off southeastern United States, Chatham Rise off New Zealand – see Figure 3); (3) islands and atolls where the source of phosphorous is primarily guano and phosphorite has been mined (e.g., Nauru); (4) intra-plate seamounts which remain to be investigated.

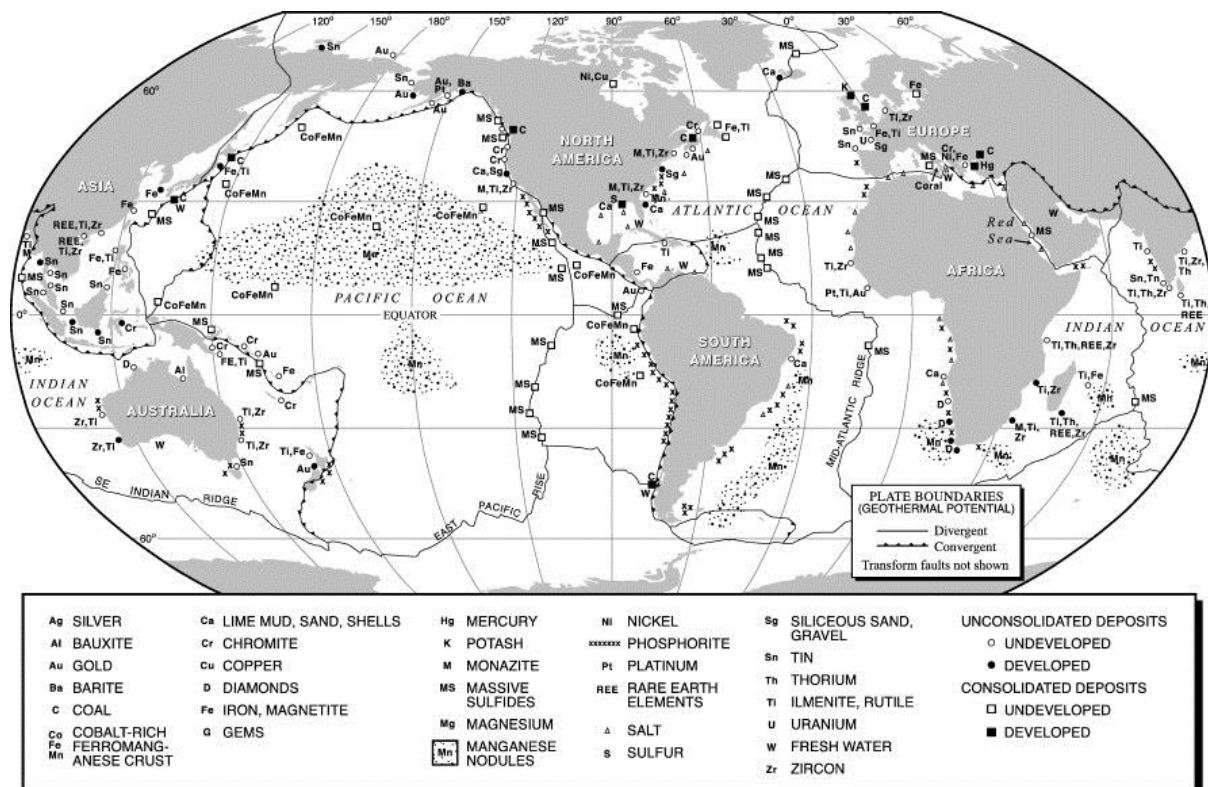


Figure 3 Resource of the sea floor (Rona 2008)

The size of production, resources and reserves is almost exclusively described in tons of phosphate rock, which does not have a fixed concentration and will vary between different deposits.

2.2.1 Resource Data

Data on phosphate rock resource is only limited available. Today, the USGS publishes data on worldwide resource stocks but not on country level. For 2014 the USGS estimates a world resource stock of phosphate rock of *300 billion metric tons* (U.S. Geological Survey 2015). This is in line with the 2010 resource stock estimates of Van Kauwenbergh (2010) where a total worldwide resource

stock of 288 billion metric tons is estimated.⁴ Van Kauwenbergh (2010) also gives country estimates of phosphate rock resource stocks as listed in Table 1. Morocco is the country with the largest resource estimates followed by United States and China.

Table 1 Resource estimates of phosphate rock

Country	Resource stock	Country	Resource stock
Morocco	170000	Syria	2000
United States	49000	Jordan	1800
China	16800	Israel	1600
South Africa	7700	Tunisia	1200
Russia	4300	Togo	1200
Australia	3500	Senegal	250
Egypt	3400	Canada	130
Brazil	2800	Other countries	22380
→ Total resource stock ≈ 288 000 000 000 mt			

Notes: Estimates in million metric tons of phosphate rock. Based on Van Kauwenbergh (2010)

2.2.2 Reserves Data

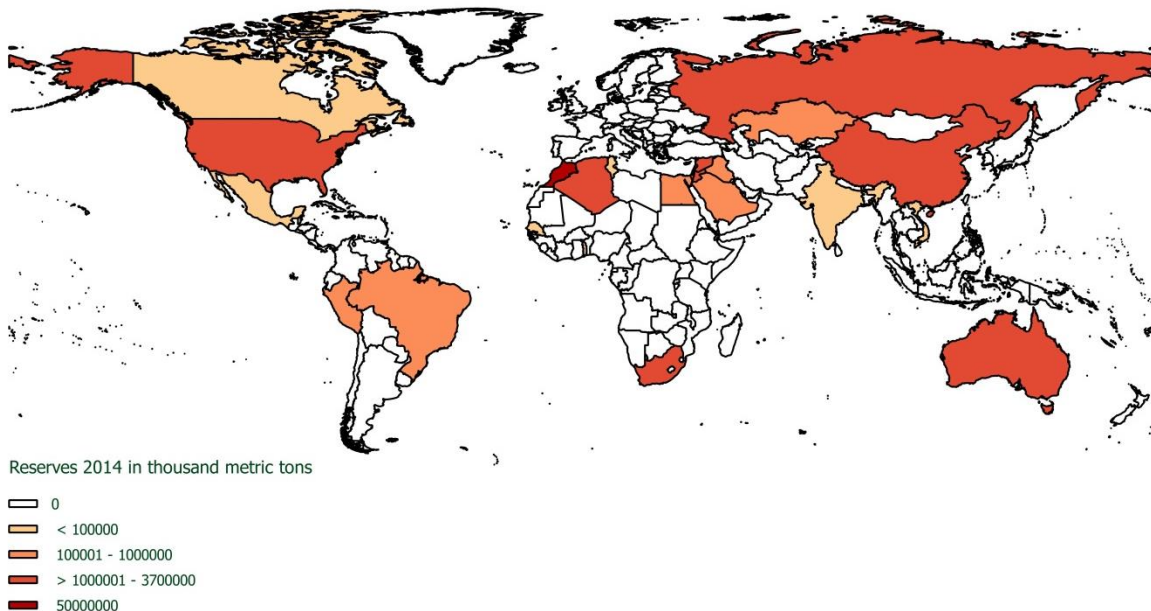


Figure 4 Worldwide Phosphate Rock Reserves 2014

⁴ Including hypothetical resource stocks the number is even higher and worldwide resource stocks sum up to 490 billion metric tons of phosphate rock.

Today, worldwide reserve stock of phosphate rock are estimated to be around *67 billion metric tons* (U.S. Geological Survey 2015) and is situated in just around 20 countries (Figure 4). It is unevenly distributed, which means, that just the 4 countries with the largest reserves accounts for about 85 percent of the world wide phosphate rock reserves. Table 2 lists the 10 countries with the largest estimated reserves and their shares on world total reserve stocks. In 2014 Morocco was the country with the by far largest estimated phosphate rock reserve of 50 billion metric tons of economic viable reserves. These stocks account for about 74 percent of worldwide phosphate rock reserves. China with 3.7 billion metric tons and Algeria with 2.2 billion metric tons have the second and third largest reserves.

Table 2 Largest phosphate rock reserves

	Country	Reserve estimate	Share of world-wide reserves	Cumulative share
1	Morocco	50000000	0.742	0.742
2	China	3700000	0.055	0.797
3	Algeria	2200000	0.033	0.829
4	Syria	1800000	0.027	0.856
5	South Africa	1500000	0.022	0.878
6	Russia	1300000	0.019	0.897
7	Jordan	1300000	0.019	0.917
8	United States	1100000	0.016	0.933
9	Australia	1030000	0.015	0.948
10	Peru	820000	0.012	0.960

Notes: Reserve estimates for 2014 based on USGS (2015). Estimates are in 1000 metric tons.

Estimates on phosphate rock reserves are dynamic. They may be reduced if phosphate rock gets mined or extraction feasibility diminishes. On the other hand they may increase if new phosphate rock deposits are being discovered, extraction technology changes, economic demand increases or political circumstance in a country changes. Figure 5 shows phosphate rock reserve estimates from 1995 – 2014 based on USGS data (U.S. Geological Survey 2015).

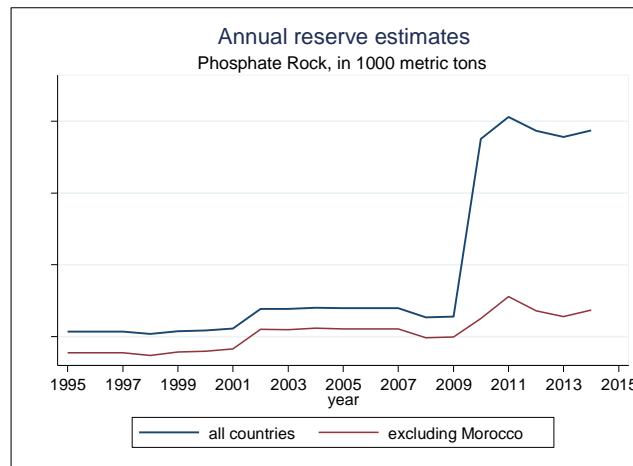


Figure 5 Rock phosphate estimates 1995-2014 based on (U.S. Geological Survey 2015)

The blue line in Figure 5 illustrates the development of total phosphate rock reserves for all countries worldwide whereas in the red line Morocco, which is the country with the largest reserves, is excluded.⁵ Despite a constant exploitation of phosphate rock⁶ reserve estimates are increasing rather than decreasing over time. This is a common pattern in primary commodities markets and can be reasoned by exploration of new deposits and technological innovation (Heckenmüller, Narita, and Klepper 2014; Radetzki 2008). The volatility of phosphate rock estimates is different for different countries and for some countries significantly high. Figure 6 shows the development of phosphate rock reserve estimates for different country groups.⁷ The upper left panel of Figure 6 shows the development of Morocco's reserve estimates for the last twenty years, which were stable for the first 14 years with a small decrease in 1998 and then experienced a sharp decrease in 2011 after revision due to the revision of its reserves published in the IFDC report of Van Kauwenbergh (2010). The upper right panel of Figure 6 shows the change in reserve estimates for countries, with on average large phosphate rock deposits. Whereas the United States and South Africa a relatively stable over time, China and Iraq⁸ have experienced a high degree of volatility in their phosphate rock reserve estimates. The lower left panel of Figure 6 shows the development of reserve estimates for

⁵ Based on the IFDC report of Van Kauwenbergh (2010) the USGS phosphate rock reserve estimates for Morocco got revised in 2010-2011 and where significantly increased from 5.700 Mt to 51.000 Mt. This revision increased worldwide phosphate rock reserves from 16.000 Mt in 2010 to 65.000 Mt in 2011. For a discussion on this issue see Edixhoven et al. (2014).

⁶ The USGS estimates a total mining of 7.70 Gt of phosphate rock until today (U.S. Geological Survey 2014).

⁷ Countries were grouped in accordance to their average reserve size for the period 1995-2015. Large reserve countries are countries with on average more than 1.000 Mt of phosphate rock, middle reserve countries are countries with on average between 100 to 1.000 Mt of phosphate rock and small reserve countries are countries with on average less than 100 Mt of phosphate rock.

⁸ The reserves of Iraq were first entered in the USGS database in 2012 with 5800 megatons of phosphate rock, which made them the country with worldwide second largest phosphate rock deposit. But in 2013 these reserves were downgraded by 93% due to the low grade of most of it (Edixhoven et al. 2014).

the group of countries with on average middle sized phosphate rock reserves and in the lower right panel the estimates for the countries with on average small reserve are displayed. Again, for both country groups reserve estimates differ in size and degree of volatility. Countries like Saudi Arabia and Israel have had a relatively stable reserve development, whereas countries like Egypt, Syria and Senegal have experienced strong increases and decreases in their reserve estimates.

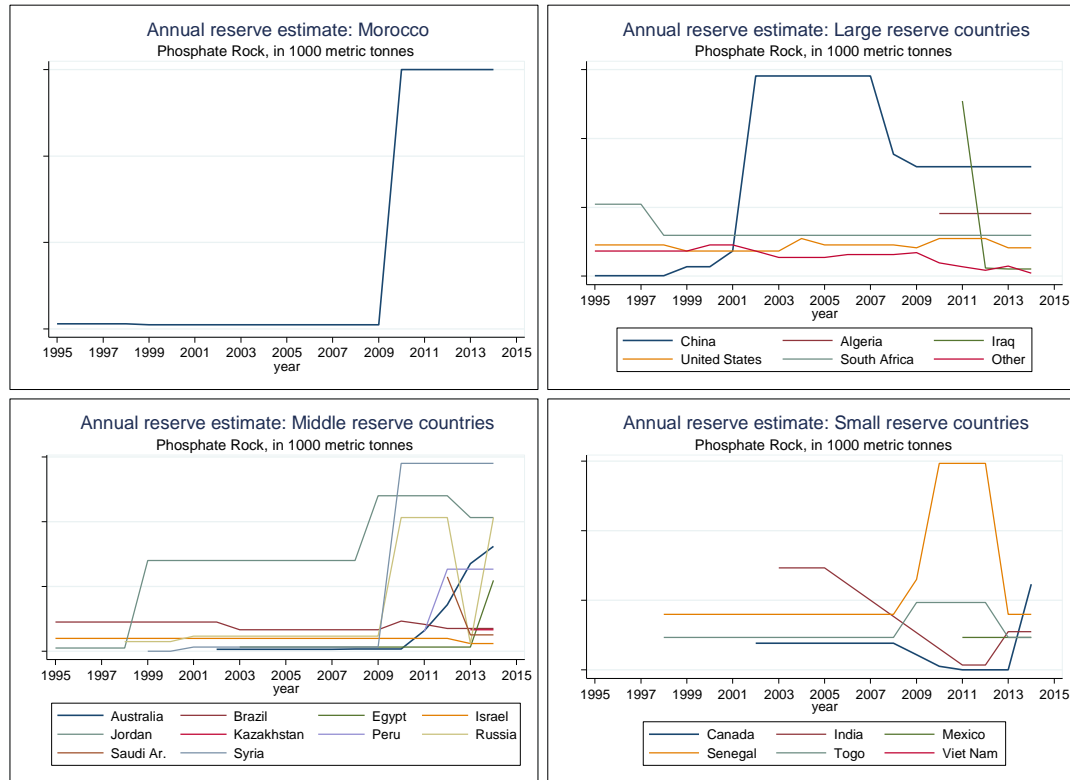


Figure 6 Phosphate rock reserve estimates 1995 – 2014: Different country groups (U.S. Geological Survey 2015)

As can be seen in Figure 5 and especially in Figure 6 reserve estimates are dynamic and uncertain and are frequently revised due to exploration activities, technological change and changes in the price of phosphate rock.⁹

Finally, future phosphate rock availability is commonly determined by taking the ratio between reserves and annual consumption or production. In this regard reliable reserve data is of great importance, because this reserve/consumption ratio is often used as an early warning indicator and

⁹ Another factor which has considerably contributed to the volatility in phosphate rock estimates and the often large difference in reserve estimates from different sources, like US Geological Survey, British Geological Survey and International Fertilizer Development Center, is the missing of a common standard in reporting phosphate rock in ore or concentrate. In this regard concentrate can be defined as ore that has been mined and upgraded so that it can be sold as a marketable product. The difference in ore and concentrate of phosphate rock has been hardly taken into account in the past and just in the recent literature a discussion about this issue has started (e.g., Edixhoven et al. (2014), Scholz and Wellmer (2015)).

as a reference point for policy making. Based on this ratio and various assumptions on future economic development, technological progress, population growth, reserve and resource availability, demand changes and recycling and reuse possibilities studies vary significantly in the estimated lifetime of phosphate rock deposits, reaching from a bit more than a hundred to more than 1000 years (Koppelaar and Weikard 2013; Rosemarin et al. 2011; Scholz and Wellmer 2013; Vaccari and Strigul 2011). In general some of these estimates have to be taken with caution because they are based on a static reserve measure, which fails to acknowledge the fundamental dynamics in this issue.

3 The Price of Phosphate Rock

The price of phosphate rock is changing over time and is driven by various factors, like general macro-economic developments, supply and demand effects, technological innovation, government policies and market power. The key determinants, which explain the price dynamics of phosphate rock, are described in more detail in chapter 4. Figure 7 shows the historic mean annual price development of phosphate rock from 1960 – 2014 in current USD.

By close inspection the price trend of phosphate rock shows three peaks: one in 1974/75, the second, more extreme in magnitude, in the years 2007/08 and a smaller, subsequent peak in 2011/12.

The first peak in 1974/75 was caused by a specific combination of demand and supply side shocks, which lead to a strong mark imbalance. Due to two subsequent years of worldwide low crop yields and an increasing world population, the demand for phosphate fertilizer in this period increased significantly. Whereas, the supply of phosphor was in the same time strongly restricted by an informal coordinated behavior of the phosphate rock producing countries (Morocco, Algeria, Tunisia, Togo and Senegal) to significantly increase world market prices of phosphate rock by reducing the available amount (Heckenmüller et al. 2014).

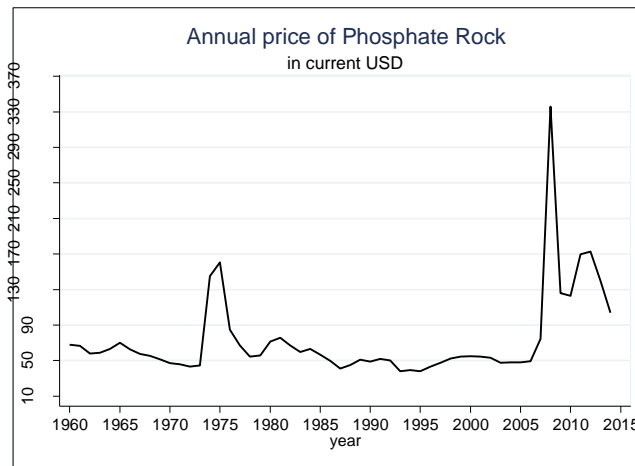


Figure 7 Annual price of phosphate rock (in current USD); Source: (World Bank 2015b)

The second peak in 2007/08 reached a maximum phosphate rock price of US \$430 in August/September 2008 and then fall back to around US \$90 just a year later in September 2009. This peak was followed later by a second smaller peak, which reached its maximum in in the end of 2011 and the beginning of 2012 with US \$202. These peaks can be explained by various demand side effects, like high food prices, which set strong incentives to farmers to increase their crop yields by increasing their amount of fertilizers applied, and high oil prices, which increases demand for biofuels. Whereas the short run supply of phosphate rock remained relatively stable, with additionally higher production costs due to the higher oil price (Cordell, Drangert, and White 2009; Heckenmüller et al. 2014; Van Kauwenbergh 2010).

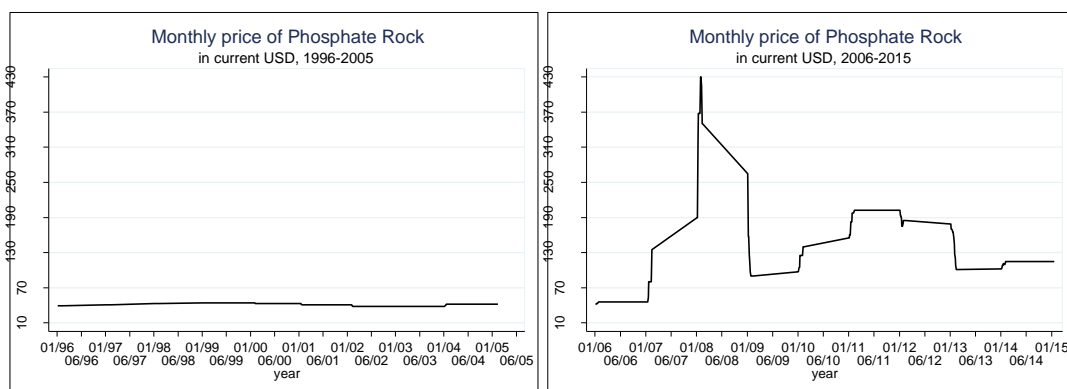


Figure 8 Monthly price of phosphate rock (in current USD); Source: (World Bank 2015b)

Further monthly volatility of phosphate rock increased in the last years. Figure 8 shows the monthly price development for phosphate rock for two time periods: 1996-2005 and 2006-2015. As can be clearly seen the monthly price volatility of phosphate rock has increased considerably. For the period from 1996 to 2005 the mean price of phosphate rock was US\$ 41 with a minimum of US\$ 38, a maximum of US\$ 44 and standard deviation of US\$ 2. Whereas, for the latter period the mean price was US\$ 146 with a minimum of US\$ 42, a maximum of US\$ 430 and standard deviation of US\$ 87.

Higher food prices can set strong incentives to farmers to increase their crop yields by increasing their amount of fertilizers applied. This results in a phosphate rock price following food and agricultural commodity prices, normally lagging some month (Van Kauwenbergh 2010). Therefore, some of the increasing price volatility of phosphate rock in the period from 2006-2015 can be explained by a higher volatility in the world's food and agricultural commodities (Heckenmüller et al. 2014). Figure 9 shows the monthly development for the FAO Food Price Index for two time periods: 1996-2005 and 2006-2015.¹⁰

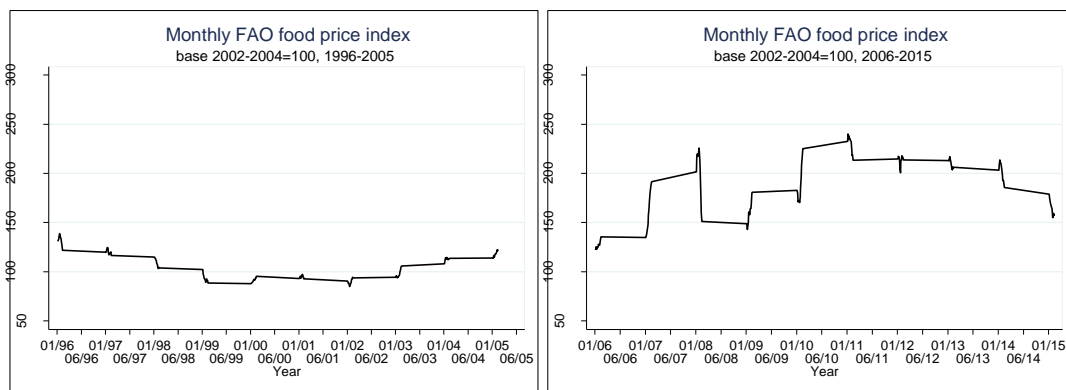


Figure 9 Monthly FAO food price index (base 2002-2004=100); Source: (FAO 2015)

As with the price for phosphate rock the volatility of the monthly FAO food price index has increased in recent years. For the period from 1996 to 2005 the mean food price index was 106 with a minimum of 85, a maximum of 138 and standard deviation of 14. Whereas, for the latter period, the

¹⁰ The FAO food price index is a measure of the monthly change in international prices of a basket of food commodities (meat products, dairy products, cereals, oils and sugar), weighted with the average export shares of each of the groups for 2002-2004.

mean food price index amounts to 186 with a minimum of 122, a maximum of 240 and standard deviation of 33.

Production cost of phosphate rock increases with higher energy prices. In the long run this can influence supply by making economic viable resource economic unviable and, therefore, impact the world market price of phosphate rock. Figure 10 shows the development of worldwide energy prices measured with the World Bank energy price index (World Bank 2015a) for the two periods: 1996-2005 and 2006-2015.¹¹

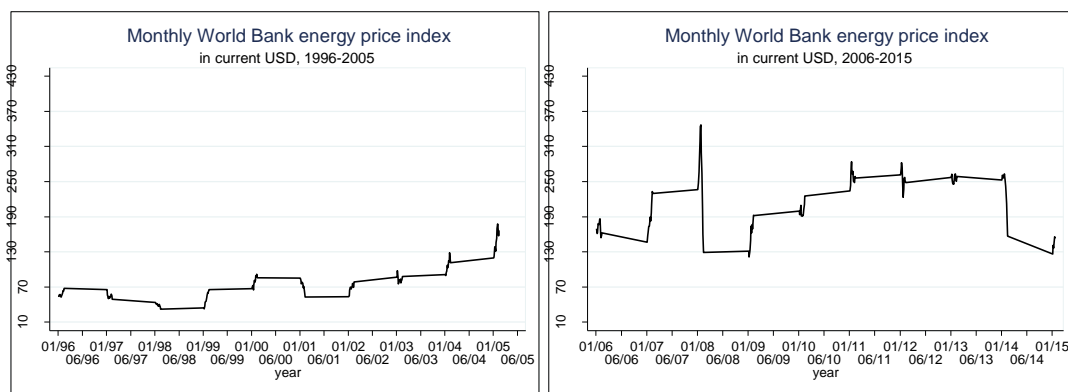


Figure 10 Monthly energy price index; Source: (World Bank 2015a)

Over the total time period the price of energy as well as the volatility has considerably increased. For the period from 1996 to 2005 the mean energy price index was 75 with a minimum of 32, a maximum of 177 and standard deviation of 32. Whereas, for the latter period with 215 the mean energy price index is nearly triple in size and with a minimum of 121, a maximum of 346 and standard deviation of 50 shows also a higher volatility.

3.1 Phosphate Rock Production

The mining of phosphate rock started in the late 19th century with a sharp and continuous increase after the Second World War. It once peaked in 1988 at 166 million metrics tons annual production, which was mainly caused by a decrease in fertilizer demand due to, first, the collapse of the Soviet Union and, second, an increased awareness of potential negative effects of excessive fertilizer

¹¹ The World Bank Energy index is a measure of the monthly change in international energy prices. It is a Laspeyres Index with fixed weights based on 2002-2004 average developing countries export values, for coal, crude oil and natural gas.

application on the environment (e.g., eutrophication of the water bodies) in many western countries.

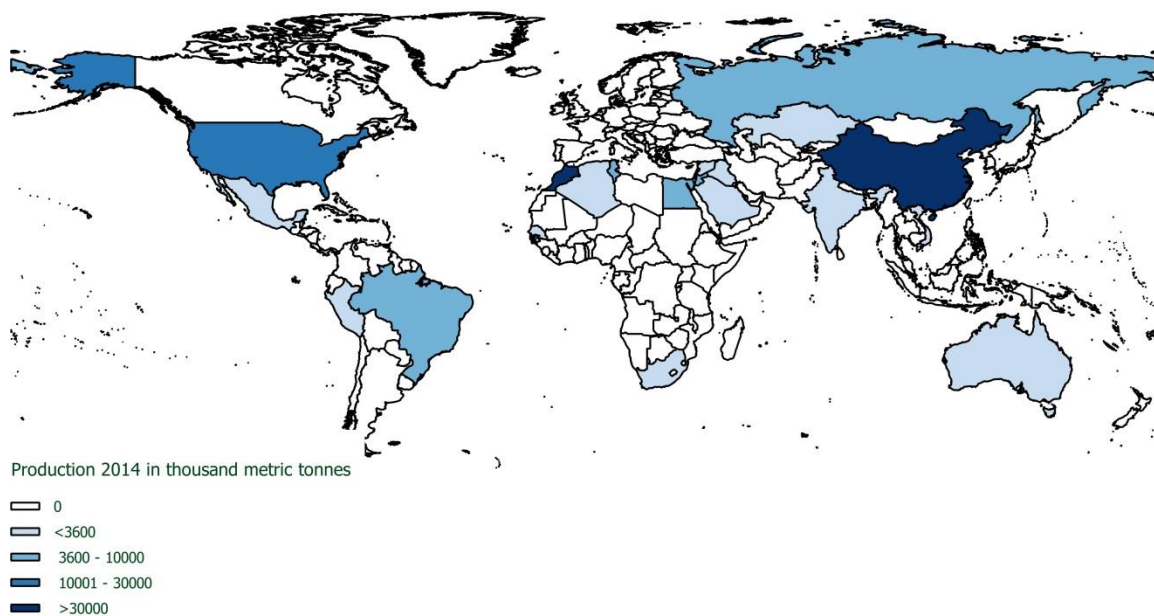


Figure 11 Worldwide Phosphate Rock Production 2014 (U.S. Geological Survey 2015)

With the beginning of the 21st century production has increased again due to a growing population and an increase in meat and poultry consumption in large developing countries (e.g., China and India) as well as an increased biofuel production (Cordell, Drangert, et al. 2009). Today, world phosphate rock production amounts to 225 million metric tons (2014) and is projected to increase gradually to 258 million metric tons until 2018 (U.S. Geological Survey 2015).

Phosphate rock is produced by more than 30 countries worldwide, with only 4 countries accounting for 76 percent of world phosphate rock production. The, by far, largest producer of phosphate rock is China, producing around 45.5 percent of the world production followed by Morocco (13.6%), USA (12.3%) and Russia (4.5%). Other bigger producers are mainly found in the MENA region like Tunisia (2.3%), Jordan (2.7%), Egypt (2.7%), Israel (1.6%), Syria (0.5%), Saudi Arabia (1.4%) and Algeria (0.7%).¹² Figure 11 shows the geographical distribution of the worldwide phosphate rock production.

Further, the countries with the largest reserves are not automatically the countries with the highest production as can be seen in Figure 12. Whereas, Morocco is the country, which has by far the

¹² Numbers are percentage of word total and are based on (U.S. Geological Survey 2015).

largest reserves of phosphate rock worldwide (70.6% of world reserves), China is by far the biggest producer of phosphate rock.

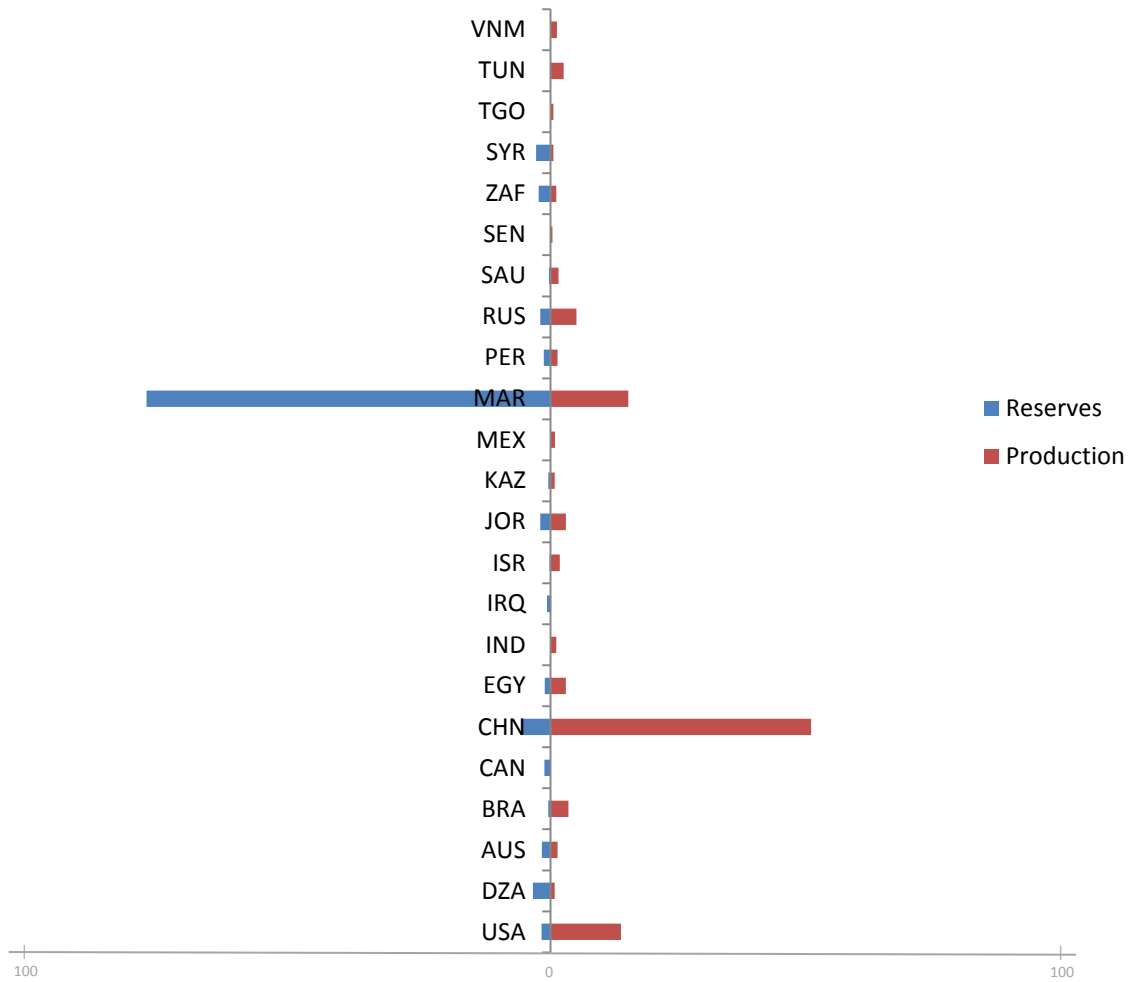


Figure 12 Rock phosphate reserves and production in 2014 (in percent of total)

4 Demand for and supply of phosphate rock – understanding the price dynamics

In a competitive market the time-path of the phosphate rock price and therefore the economic viability of individual mining projects is determined by the supply of and the demand for phosphate rock.¹³ As shown in Figure 7 and Figure 8 the world market price of phosphate rock has risen steadily with partly strong volatile spikes the last years. In order to understand the recent price development and foresee its potential future trend it is important to determine the drivers and mechanisms behind the global demand and supply for phosphate rock. To do so we start by analyzing the mechanism behind demand for phosphate rock and explain the concepts of intermediate goods and derived demand. Then, the drivers behind supply of phosphate rock are determined. Finally, supply and demand will be combined in a simple generic market model to illustrate how they contribute to the price development of phosphate rock.

4.1 The Demand for Phosphate Rock

Mineral products, like phosphate rock, can be classified as intermediate goods, which are used in the production of final demand goods. This means that the demand for phosphate rock is a derived demand and depends on the demand for the final commodities, like agricultural commodities and non-food items (e.g., cleaning detergents and cosmetics). The supply of phosphate rock depends on the price of the deposit and on the price of producing the final commodities. Figure 13 illustrates the production process from phosphate rock to phosphate fertilizer and then to the final demand goods, i.e. agricultural commodities like wheat, maize, fruits, soy or meat.¹⁴

¹³ Today, the five biggest phosphate rock producing companies account for just 30 percent of the world market and, therefore, the market can still be described as being competitive with relatively low entry barriers (Heckenmüller et al. 2014; Rawashdeh and Maxwell 2011). However, recent developments, like that for the sake of greater efficiency and cost reductions small producers get overtaken by large producers, and due to Morocco's dominant future reserve and production position, point to a monopolistic concentration of the overall market, where only one (Monopoly) or very few (Oligopoly), often state owned, companies control nearly all of the global phosphate rock supply. This will potentially result in higher prices, lower amounts of phosphate rock supplied and higher supply risks as compared to a competitive market situation.

¹⁴ Another production process of phosphate rock results in the production of non-food items, like cleaning detergents and cosmetics. Today, 9-10% of the annually mined phosphate rock is used to produce these items. Due to the main use of phosphate rock in the agricultural sector and the potential substitutability of phosphate rock in the production of non-food items the focus here will be on the process of agricultural production.

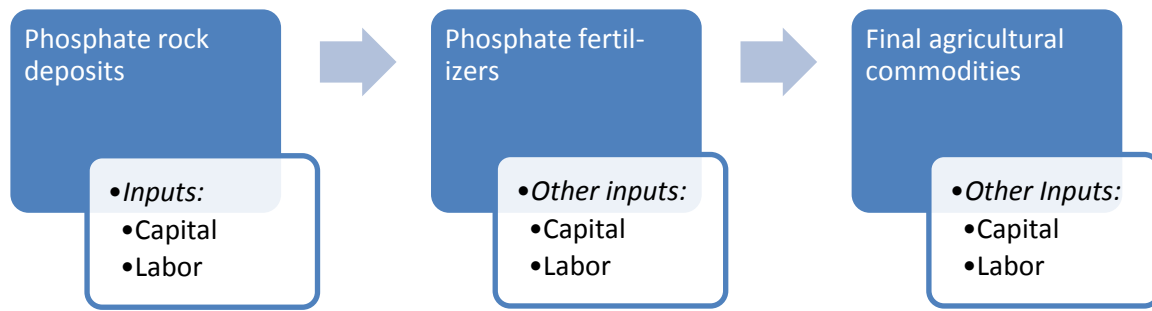


Figure 13 Role of phosphate rock production in the production of final agricultural commodities

Each stage in the production process is influenced by various inputs. First, phosphate rock has to be mined using capital inputs (e.g. land, machinery, energy) and labour inputs (e.g. high and low skilled workforce). In the second step of the production process phosphate rock in combination with other labor and capital inputs gets transformed to phosphate fertilizers, which is then used again next to other labor and capital inputs in the final stage of the process to produce the final agricultural commodities. The marginal production cost of the final agricultural commodities is therefore not only determined by the input cost in the last stage of the production process and the technology employed but also indirectly by the inputs cost of all subsequent stages in these process.

4.1.1 The derived demand for phosphate rock – an analytical model

As shown in Figure 13 phosphate rock is an intermediate good. Rise in the price of an intermediate good has two effects on the demand: first, producers of the final commodity try to substitute the now relatively more expensive intermediate good with other factors of production. Second, as the increase in price of the intermediate good results in an increase in the price of the final commodity, consumers are going to substitute this now relatively more expensive good with cheaper alternatives.

These two effects can be analyzed in a more formal way:¹⁵

Assume that the final commodity is produced using, for simplicity, two inputs: phosphate fertilizer (PF) and all other inputs (OI).¹⁶ The range of possible combinations of these two inputs to produce a specific amount of the final commodity is determined by an underlying production function. The degree by which OI can be substituted by PF is measured by the elasticity of substitution, s , which is

¹⁵ This section builds strongly on Campbell (1999).

¹⁶ For the sake of simplicity the step between phosphate rock and phosphate fertilizer is subsumed and the production process of the final commodity is therefore reduced to two dimensions: phosphate fertilizer and final agricultural commodity. Making this simplifying assumption does not change the outcomes of the model.

the change in relative expenditure on factor inputs (OI and PF) relative to a price change of one input. In other words how much PF can be substituted with OI to produce a fixed output of the final commodity given a percentage increase in the price of PF . Assuming that the prices of the other factor inputs (OI) remain constant following relation can be derived:

$$G(PF) = G(OI) - sG(P_{PF}), \quad (1)$$

where $G(.)$ represents a growth rate and P_{PF} the price of phosphate fertilizer. The meaning of equation (1) can be expressed by the two extreme values of s : no substitution ($s = 0$) where equation (1) reduces to $G(PF) = G(OI)$ which implies fixed proportions; and in the case of perfect substitutability ($s = \infty$) a rise in P_{PF} will result in zero demand for PF .

Further, assuming constant return to scale¹⁷ in the production of the final commodity the following relation holds between the growth of phosphate fertilizer and the growth of the other inputs:

$$(1 - a)G(OI) + aG(M) = 0, \quad (2)$$

where a is the share of phosphate fertilizer in the total cost of production of the good. Substitution of equation (2) in equation (1) leads to:

$$G(PF) = -(1 - a)sG(P_{PF}). \quad (3)$$

This means that an increase in the price of phosphate fertilizer leads to a decrease in the quantity used as an input to produce a specific amount of the final commodity, and the size of the decrease depends on the elasticity of substitution between phosphate fertilizer (PF) and other inputs (OI).¹⁸

The second effect of a price increase of the intermediate good leads to an increase in the price of the final commodity, and hence to a reduction in the quantity demanded. The amount of reduction in the quantity demanded is determined by the price elasticity of demand for the final commodity, e , and can be described by:

$$G(Q) = -eG(P), \quad (4)$$

¹⁷ Constant return to scale refers to a situation in which output doubles when all inputs are doubled.

¹⁸ Further, the higher the elasticity of substitution of phosphate fertilizer and other inputs the lower is the share of phosphate fertilizer in the cost of producing the final commodity in case of an increase in phosphate fertilizer prices.

where $G(Q)$ is the growth rate of the final commodity and $G(P)$ the growth rate of its market price. Assuming a perfectly competitive market¹⁹ the growth rate of the market price will be the same as the growth rate of the unit cost of production and is given by:

$$G(P) = aG(P_{PF}), \quad (5)$$

which means that the growth rate of the price of the final commodity is given by the share of phosphate fertilizer in the unit cost of production multiplied by the growth rate in the price of phosphate fertilizer. Assuming identical growth rates of the final and intermediate goods and combining equations (4) and (5) leads to:

$$G(PF) = -eaG(P_{PF}). \quad (6)$$

Finally, combining the effects of substitution in production (equation (3)) and substitution in final demand (equation (6)) gives the impact on the change in quantity demanded of phosphate fertilizer in response to a change in the price of it:

$$G(PF) = -\{(1 - a)s + ae\}G(P_{PF}). \quad (7)$$

Dividing equation (7) by $-G(P_{PF})$ gives the elasticity of derived demand for phosphate fertilizer, e_{PF} :

$$e_{PF} = \{(1 - a)s + ae\}. \quad (8)$$

Equation (8) implies that the derived demand for phosphate fertilizer is more elastic the higher the substitutability of phosphate fertilizer with other input factors in the production of the final commodity and the higher the elasticity of demand for the final commodity. And, therefore both producers and consumers can adjust to higher phosphate fertilizer prices through substitution.

¹⁹ As discussed in footnote 13 the phosphate rock market can be expected to change to an oligopolistic or even monopolistic market, in which prices will be higher as compared to the perfect competitive situation. Depending on the market power of the company(ies) in a monopolistic (oligopolistic) market the growth rate of the market price and the growth rate of the production cost can be quite different. Due to the low substitution possibilities in regard with phosphate rock as input in production market power is expected to be considerably high.

In other words these results infer that the demand-price relationship for phosphate fertilizer and subsequently for phosphate rock very much depends on the substitution possibilities between, first, phosphate fertilizers and other inputs in agricultural production and, second, agricultural products differing in their intensity of phosphate fertilizer input. Up to now no substitute exists for phosphate fertilizer in agricultural production and therefore phosphate fertilizer can be seen as an essential factor input, which means that the elasticity of input substitution is very small. Hence, demand for phosphate fertilizer as production input is only minor affect by price changes. Further, final agricultural commodities differ in their phosphate fertilizer intensity. Therefore, a small substitution possibility exists between agricultural commodities, which need a high level of phosphate fertilizer input (e.g., meat, soybeans, wheat) and agricultural commodities, which need a low level of phosphate fertilizer input (e.g., potatoes, rice). This means, that the size of the price elasticity depends on the nutritional needs of the population. In other words, in case of an increase in the price of phosphate fertilizer demand may shift from phosphate fertilizer intensive goods to phosphate fertilizer less intensive goods. To conclude it is reasonable to assume that the elasticity of derived demand for phosphate fertilizer will be small and changes in price of phosphate fertilizer will only minor affect the quantity demanded and vice versa.

The demand for phosphate rock and subsequently phosphate fertilizer is dynamic. It is affected by factors like population change, nutrition transition, technological change and environmental awareness.

Following factors potentially affect current and future phosphate fertilizer demand:

- *Population growth:* Currently, world population is growing by 1.18 per cent per year, which means an additional 83 million people annually. The world population is projected to increase by more than one billion people within the next 15 years, reaching 8.5 billion in 2030, and to increase further to 9.7 billion in 2050 and 11.2 billion by 2100 (United Nations 2015). This significant increase over the next 85 years will have a major impact on food demand and the derived demand for phosphate fertilizers and phosphate rock.
- *Nutrition transition:* Due to a continuous economic growth in developing countries a transition in the daily diet from a vegetable based nutrition with a low phosphate fertilizer demand to a meat, dairy and sugar based phosphate fertilizer intensive “western diet” can be observed today and will proceed in the near future (Headey 2013). Besides others this transition takes place in countries with large populations like China and India and will therefore have a strong impact of future demand of phosphate fertilizer (Cordell, Drangert, et al. 2009).

- *Farming technologies:* The most essential factors to increase current agricultural production are water and fertilizers inputs. Development in farming technologies like a more demand focused precision farming could potentially stabilize or even decrease future needs for these inputs (von Horn and Sartorius 2009).
- *Energy plants:* Future developments in the use of agrofuels for a smooth transition from an oil and carbon intensive industry to a renewable less carbon intensive industry may play a significant role in the future demand for agricultural commodities, like corn, sugarcane, soy and other crops, and therefore for phosphate fertilizer.
- *Increased environmental awareness:* Historically, phosphate fertilizer over-application was a common strategy in many developed countries to achieve higher yields and to raise the soils' stocks to ensure higher yields in the subsequent years (Heckenmüller et al. 2014). With increasing soil saturation and increased run-off of phosphorous to the adjacent water bodies, which has caused serious negative environmental effects, phosphate fertilizer demand has decreased in these regions over the past 20 years. Contrary, in developing countries soils are still largely phosphorous deficient and will, therefore, experience a future increase in the demand for phosphate fertilizer (Scholz et al. 2013).

4.2 The Supply of Phosphate Rock

Worldwide deposits of phosphate rock vary in size, type and concentration. Long-run supply of phosphate rock depends mainly on the trade-off between the potential cost-reducing effects of technological change and the cost-increasing effects of resource depletion. With increasing exploitation low-cost deposits are being more and more depleted and exploration efforts have to be undertaken to potentially discover new reserves. Due to more overburden, deeper mines, challenging environments (e.g., underground or offshore mining), lower grade ore and increased processing costs, marginal production costs for these deposits are expected to be higher. Figure 14 illustrates this situation in case of phosphate rock. Each rectangle in Figure 14 pictures the different costs of extraction for the known deposits of phosphate rock in a specific point of time. Worldwide deposits vary in size, type and concentration and differ, therefore, also in extraction costs. The small rectangle on the left side in the graph shows the deposit where extraction and supply of a unit of phosphate rock is the cheapest. The rectangle on the right side of the graph shows the deposit with the highest extraction costs.

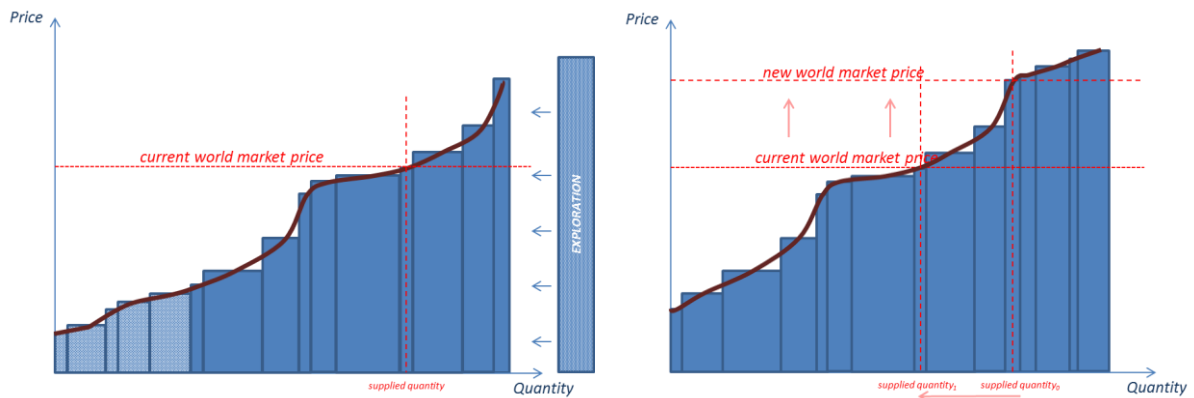


Figure 14 Change in cumulative cost curves

For a given world market price of phosphate rock an amount will be supplied, where the price intersects the cumulative marginal cost curve. In this situation the owner of the mine with the lowest extraction cost will make the highest profit, whereas the owner of the mine, for which marginal extraction costs equals price, will have zero economic profits. The reserves above the world market price would make a loss and therefore don't supply phosphate rock. In course of time phosphate rock will be exploited and mines will get depleted (light shaded rectangles on the left side in Figure 14). Exploration will happen and new mostly higher cost mines will be found, which will enter Figure 14 as rectangles on the right side of the graph. This will result in a situation where either a smaller amount is supplied for a given world market price or the amount will be held stable, which will result in a higher price (as illustrated in the right-hand figure in Figure 14).

Following factors potentially affect current and future phosphate fertilizer supply:

- *Exploration:* There is a long and excessive process before mining can start. It involves locating potential reserves through aerial and satellite imagery, sampling and analysis of rock drilled and extracted from deep below the earth's surface and, finally, evaluating the financial feasibility of mining. Exploration is a long term process with very high costs, which makes it a risky investment for mining companies, because projects may be canceled out of environmental, technical or political reasons. Therefore, changes in the supply of phosphate rock are very slow (as it is generally observed in the supply of minerals) in response to changes in the price of phosphate rock. In other words it is reasonable to assume that the supply of phosphate rock is price-inelastic in the short run. In the long run, after exploration and mine development has been realized, supply can be assumed to be rather price elastic.

- *Environmental reasons:* The main environmental impacts of phosphate rock production are air emissions, water contamination and changes in the land surface. They occur in all stages of production: mine development, extraction, handling, beneficiation, waste disposal and finally mine closure. The type and extend of environmental effects depend on the characteristics of the ore and overburden, the surface land profile, the local climate and the surrounding ecosystem (United Nations Environment Programme and International Fertilizer Industry Association 2001). Increasing awareness of these potential negative effects may impact future supply of phosphate rock. For example the growing competition on increasingly scarce water bodies in many producing countries (e.g., Morocco, Tunisia and Algeria) can drive up future extraction costs of phosphate rock. Or the increasing liability of mining companies in many developed countries can lead some companies to close down potential risky mining operations.
- *Technical reasons:* In recent years society became increasingly aware about the inefficient use and loss of phosphate rock during its overall lifecycle. Today, only 1/5 of the phosphate rock mined and aimed for food production is actually consumed by humans. The rest of the mined phosphate rock is lost in inefficient mining and production processes, by soil erosion and run-off in water bodies, by food chain losses and final by inefficient use of human excreta (Cordell, Drangert, et al. 2009). Technological change to improve the efficiency in this process, which will be especially initiated with a rising phosphate rock price, can be expected to have a strong effect on the future supply of phosphate rock.
- *Political reasons:* Worldwide phosphate rock reserves and production are highly concentrated. Around 85 percent of worldwide phosphate rock reserves are held by only four countries.²⁰ Further, the production of only four countries accounts for 76 percent of world phosphate rock production.²¹ Therefore, geopolitical developments, as recently occurred in the Middle East and North Africa (MENA) region, have significant impacts on global phosphate rock supply and distribution. Another example of political contention is Morocco and the phosphate rock rich Western Sahara region, for which separatist movements aim to gain independence.
- *Market reasons:* Although, phosphate rock production is highly geographically concentrated the degree of concentration in regard with firms is moderate. Today, the five biggest phosphate rock producing companies account for relatively moderate 30 percent of the

²⁰ These countries are Morocco, China, Algeria and Syria.

²¹ The, by far, largest producer of phosphate rock is China, producing around 45.5 percent of world production followed by Morocco (13.6%), USA (12.3%) and Russia (4.5%).

world market and the market can still be described as being competitive with relatively low entry barriers (Heckenmüller et al. 2014; Rawashdeh and Maxwell 2011).

However, recent developments suggest that phosphate rock supply will be increasingly affected by state intervention and restrictive measures in future. This intervention could be access restrictions, trade barriers, export quotas and other forms of protectionistic measures. A recent example of state intervention in the market for phosphate rock was the introduction of high export tariffs and low export quotas in China to secure that China's domestic supply of phosphate rock meets its domestic demand. These export restrictions are said to be one of the reasons of the significant price increase in 2007/08.

Another development, which can be observed, is the oligopolistic trend in many countries that for the sake of greater efficiency and cost reductions small phosphate rock producers get overtaken by large producers. Further, due to Morocco's dominant future reserve and production position a monopolistic concentration of the overall market, where one country and one state owned company controls 80-90 percent of the global phosphate rock supply, can be expected. Both developments will potentially result in higher prices, lower amounts of phosphate rock supplied and higher supply risks as compared to a competitive market situation.

4.3 The market model of supply and demand

As we have discussed earlier the price of phosphate rock is changing over time and is driven by various factors, which are either influencing the demand for or the supply of phosphate rock. Based on our discussion on the supply- and demand-side factors for phosphate rock we are now able to join these two elements in a graphical expression of a supply-demand model of phosphate rock. This model enables us to describe the price development of phosphate rock and to understand, for example, the mechanism underlying the significant price increases in 1994/75 and later in 2007/08.

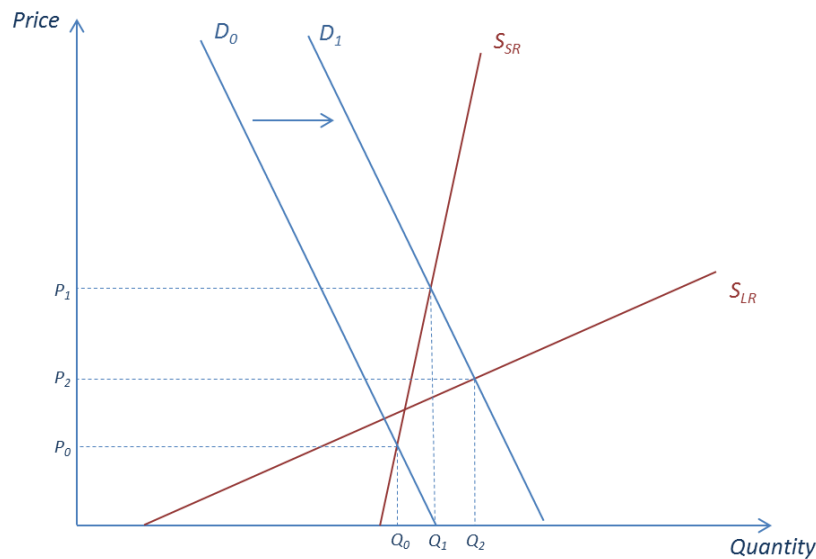


Figure 15 Market model of supply and demand - A change in demand

Consider the following characterization of phosphate rock supply and demand shown in Figure 15, (which illustrates a change in demand) and Figure 16 (which shows a change in supply). Based on our previous discussion phosphate rock supply is assumed to be price inelastic in the short run (S_{SR})²² due to capacity constraints, but relatively price elastic in the long-run (S_{LR})²³. Demand (D_0) for phosphate rock depends on the real price of the mineral, on the economic activity and growth, the population growth and the structural transformation of the economy. As previously discussed it is reasonable to assume that the elasticity of demand for phosphate rock will be price inelastic and changes in price of phosphate rock will only minor affect the quantity demanded and vice versa.²⁴

We start by determining the impact of an increase in demand on the price-quantity relationship in our supply and demand model. Consider, for example, a shift in the derived demand for phosphate rock caused by a nutritional transition in the developing countries from a vegetable based nutrition to a meat, dairy and sugar based phosphate fertilizer intensive “western diet”. This increase in demand is represented by a rightward shift of the demand curve from D_0 to D_1 . The shift in demand along the very inelastic short run supply curve (S_{SR}) will cause phosphate rock prices to rise sharply

²² This is picturized by a steep short-run supply curve where price changes only have small effects on the supplied quantity of phosphate rock. This means in situations with a sudden, unexpected price change due to an underlying demand change, phosphate rock producers are very much bound by the capacity constraints of the existing well developed mines and can only minor react to this situation by for example increasing the rate of exploitation or reducing some inefficiencies.

²³ This is shown by a relative flat long-run supply curve, where represents the suppliers’ ability to react to price increases by increasing the quantity supplied through exploration activities and exploitation of new mines.

²⁴ This is shown by a relatively steep demand curve for phosphate rock.

from P_0 to P_1 . The short run price increase will be higher the lower the price elasticity of the short run supply of phosphate rock. This explains for example the very sharp price increase in 2007/08, which was caused by a sudden increase in demand, due to a combination of droughts and an expanding agrofuel sector, facing an inelastic supply, which was even more constraint by a very high oil price and a Chinese export quota. In the long run the higher price of phosphate rock (P_1) will induce exploration and an expansion in the productive capacity, which is captured by the price elastic long run supply curve (S_{LR}). Prices will decrease again to a new equilibrium price level P_2 and a quantity Q_1 . The degree of the price fall from P_1 to P_2 depends on the slope of the long run supply curve. The flatter the curve the stronger will be the price decrease in the long run. The slope of the long run supply curve will be influenced by technological change, new reserve characteristics and political and market issues. The magnitude and duration of the demand shift and the speed of adjustment of suppliers (the time delay to shift from the short run equilibrium ($P_1 Q_1$) to the long run equilibrium ($P_2 Q_2$)) are the key determinants to understand the price dynamics of phosphate rock.

Now let us consider a shift in the short run supply of phosphate rock as shown in Figure 16. Assume an export quota on phosphate rock to protect domestic supply and demand is introduced in some major producing countries.

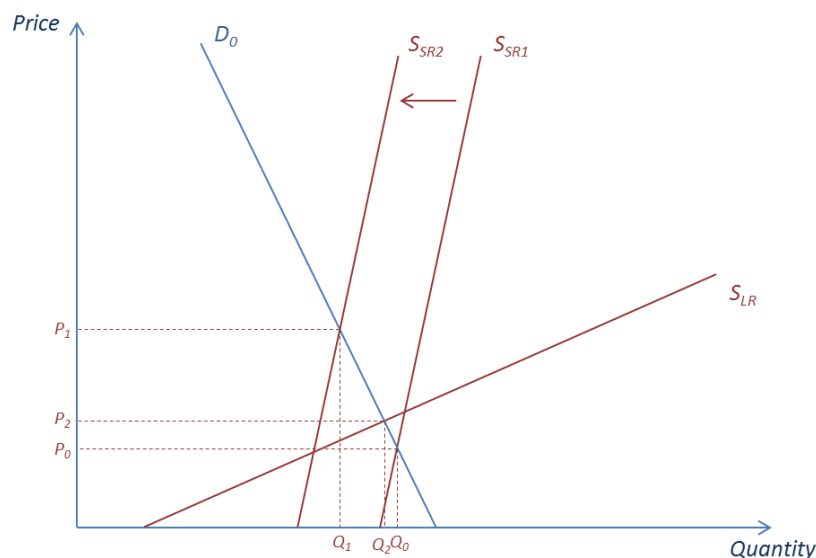


Figure 16 Market model of supply and demand - A change in short run supply

This will shift the short run supply curve from S_{SR1} to S_{SR2} , which will lead to a decrease in quantity from Q_0 to Q_1 and an increase in the equilibrium price from P_0 to P_1 . Due to the higher price

countries, which are not facing the export quota, will increase their exploration and exploitation activities. This will increase the productive capacity in the long run, which is captured by the long run supply curve S_{LR} . Due to an increase in the supplied quantity from Q_1 to Q_2 the new long run equilibrium price will decrease from P_1 to P_2 .

The speed of adjustment to bring markets from the short run equilibrium to the long run equilibrium price and quantity depends on various factors, e.g., degree of technological change or market conditions, and cannot be clearly stated for phosphate rock markets in the moment. In general the speed of adjustment for mineral markets is assumed to be between two to seven years (Cuddington and Zellou 2013; Radetzki et al. 2008; Tilton 2006a, 2006b) but can even be much longer with an investment cycle up to 15 years (Cuddington and Jerrett 2008; Radetzki et al. 2008).

5 Discussion and Future Development

Phosphate rock is an essential and scarce resource. It is essential, because phosphate fertilizer is an input, which is hardly substitutable with other inputs, to produce agricultural commodities. In the last ten years the volatility in the price of phosphate rock has increased considerably and overall an upwards trend in the price from around USD 42 to today 115 USD is observable. Following a classic resource-economic framework by Harold Hotelling (1931) an increasing resource price can be seen as a symbol for an increasing scarcity of the resource. As discussed in this article the phosphate rock price is determined by various demand and supply factors and the recent price volatility and increase is rather not a symbol of impending resource depletion.

As we have seen in our simple supply and demand model a sudden change in the quantity demanded can lead to a strong price increase in the short run, which initiates exploration activities to find new deposits of phosphate rock or to start exploiting reserves, which have been economically unviable beforehand. These measures will increase the productive capacity in the long run and a new long-run equilibrium price will establish. As we have shown and discussed in Figure 14, it is reasonable to assume that due to more overburden, deeper mines, challenging environments (e.g., underground or offshore mining), lower grade ore and increased processing costs, marginal production costs for these deposits are expected to be higher, and therefore the new long run equilibrium price will be higher as in the initial short run equilibrium. Finally, we have shown by explaining the phosphate rock price spike in 2007/08 that our simple supply and demand model is capable to describe the underlying mechanisms and to explain the price dynamics of phosphate rock.

The increasing price trend of phosphate rock can lead to the conclusion that economic unviable resource deposits are becoming economic viable in the present and therefore the availability of phosphate rock is not seen to be limited in the foreseeable future. When we look at the historic development of worldwide phosphate rock reserves in general and in the last decade in specific some validation of this conclusion can be found.

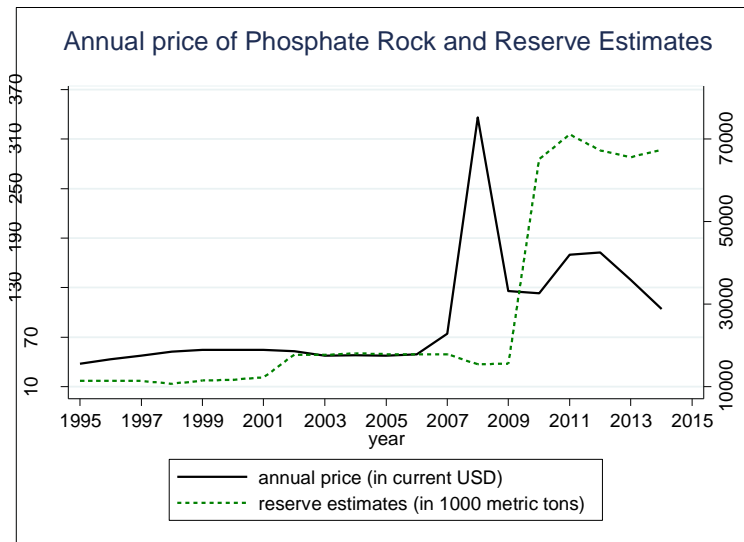


Figure 17 Reserve and price development

Figure 17 shows the development of phosphate rock price and reserve estimates for the last twenty years. As can be seen the estimates of economic viable phosphate rock deposits are following the resource price with a delay of 2-3 years. This suggests that despite a continuous exploitation of the resource – the USGS estimates a total mining of 7.70 Gt of phosphate rock until today (U.S. Geological Survey 2014) – the size of economic viable reserve is constantly increasing, which can be next to technological improvements partly reasoned by an increasing price of the resource.

But does this price-reserve interaction makes phosphate rock reserves limitless in the foreseeable future? As we have discussed in the previous chapters supply of phosphate rock depends on various factors and the resource is scarce in various dimensions (Cordell and White 2014):

- *Physical scarcity:* Phosphate rock resource stocks are estimated to be very large with huge potentials not even know today. But as discussed earlier low cost mines are typically mined first. Therefore, only low-grade, impure, difficult accessible and “high extraction cost”

deposits will be left in future. This resource quality dimension can be seen as a potential physical scarcity.

- *Economic scarcity:* Access to phosphate fertilizers can be limited due to financial capacity or constraints in labor and time. The farm-gate cost of phosphate fertilizers can play an important role in the economic viability of farming operations. This is especially true for developing countries, where a large amount of farmers are small-scale farmers with a limited access to credit. With an increasing price of phosphate rock and subsequently a higher farm-gate price of phosphate fertilizer these farmers can face an economic barrier of access and therefore another form of phosphate rock scarcity.
- *Geopolitical scarcity:* Phosphate rock reserves are unevenly distributed in the world, in which just a few countries control nearly 90 percent of the resource. Geopolitical developments like political unrest and conflicts inherit significant supply risks and can limit the future availability of the resource.
- *Market scarcity:* As shown in the previous chapters recent situations suggest two potential developments. First, an oligopolistic trend is observable, where for the sake of greater efficiency and cost reductions small producers get overtaken by large producers. And, second, due to Morocco's dominant future reserve and production position a monopolistic concentration of the overall market, where one country and one state owned company controls 80-90 percent of the global phosphate rock supply, can establish. Both developments will potentially result in higher prices, lower amounts of phosphate rock supplied and higher supply risks (e.g., access restrictions, trade barriers, export quotas and other forms of protectionistic measures), as compared to a competitive market situation. These developments can limit the future supply of this resource.
- *Environmental scarcity:* Production of phosphate rock and later use of phosphate fertilizer has significant negative impacts on the environment, like landscape change, greenhouse gas emissions, excessive fresh-water consumption, radioactivity, cadmium accumulation and fluorine emission (Cordell, Drangert, et al. 2009; United Nations Environment Programme and International Fertilizer Industry Association 2001). The limited assimilative capacity of the environment, e.g., uptake of heavy metals like cadmium, can limit the future potential of using this resource.

- Finally, Cordell and White (2014) also state limiting factors in the national and international management and government of the phosphate rock resource which can have some impact on its scarcity.

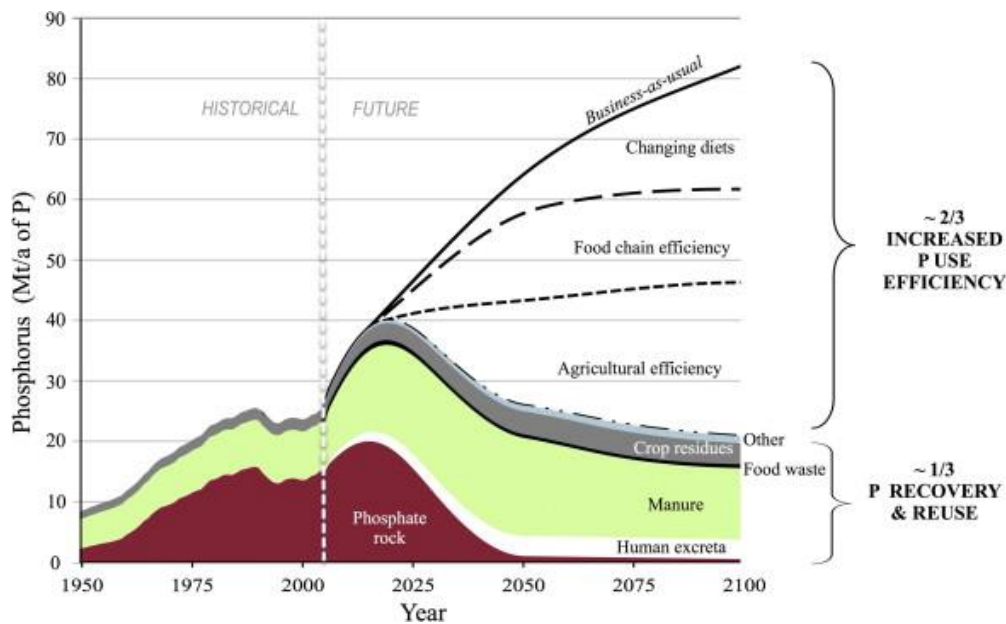


Figure 18 Scenarios of long-term future phosphate rock demand (Cordell et al. 2011)

To deal with the potential future scarcity and the pollution issues of phosphate rock, sustainable management of this resource is needed. Figure 18 illustrates different scenarios of trends in future phosphate fertilizer demand (Cordell et al. 2011). It indicates that future phosphate fertilizer demand can either be influenced by demand-side measures to reduce demand for it, or by supply-side measure, like increasing the recovery rate of phosphorus from human excreta, manure, food waste and mining waste.

Table 3 lists several demand- and supply-side measures for a sustainable management of phosphate rock (Childers et al. 2011, 2013; Cordell and White 2013, 2014; Cordell, Schmid-Neset, et al. 2009). Whereas demand side measures concentrate mainly on increasing efficiency and changing diets, supply side measures are focused on recycling technologies and new sources of phosphate rock. For

Table 3 Demand and supply side measures to increase sustainability (based on Cordell and White (2014))

Sector	Demand-side measures		Supply-side measures		
	Efficiency	Reduced Demand	Recycling		
			Source	Process	New source
Mining	Reduce avoidable losses		Mine tailings	Chemical treatment	Phosphate rock
Fertilizer	Reduce avoidable losses		Phosphogypsum	Chemical treatment	Algae, seaweed
Agriculture	Fertilizer placement Application time Application rate Soil testing Erosion reduction Microbial inoculants	Plant selection Improved soil characteristics	Crop waste	Compost, incineration, fermentation	Green manure
Livestock and Fisheries	Fertilizer placement Application time Application rate Soil testing Erosion reduction Microbial inoculants Phytase enrichment Manure phosphorus reduction Wastewater management	Plant selection Improved soil characteristics	Manure Bone Blood Fish	Direct reuse, compost, dewatering Direct reuse, incineration Direct reuse Direct reuse	Phosphate rock
Food production	Reducing avoidable losses Producing food closer to demand Consumer food planning/preparation	Reducing phosphorus-intensive diets Reducing per capita overconsumption Healthy bodies Minimizing use of phosphorus additives	Food production waste Cooked food waste		Phosphate rock (additives)
Wastewater and human excreta	Repairing cracked pipes min. sewer overflows Soil management Avoiding dumping of biosolids in oceans/rivers Reducing spreading of biosolids on nonagricultural land		Urine Feces Gray water Untreated wastewater Treated effluent Struvite Biosolids Sludge ash	Direct reuse, precipitation Compost, precipitation, incineration, chemical treatment Precipitation, chemical treatment Direct reuse Direct reuse Precipitation Direct reuse, compost, fermentation, chemical treatment Dewatering	

example, phosphorous can be recycled in all sectors and from nearly all waste streams, i.e., from wastewater and human excreta to crop waste. Further efficiency improvements in the use of phosphate rock range from an improved fertilizer application in agriculture to a reduced amount of food waste by producing food closer to demand. To conclude, physical limits in the amount of phosphate rock is just one dimension of its scarcity. Following the increasing trend of phosphate rock production and application will create severe challenges and adverse impacts on future generations and the environment. Increasing recycling of phosphorus, establishing a nutritional transition to a less phosphorus intense diet and increasing the degree of efficiency in the management and application of phosphate fertilizer are important strategies to cope with these challenges.

6 Conclusion

Phosphate rock is a finite and essential mineral resource and is the only significant global resource of phosphorus. Phosphorous, as single element, is essential for plant growth and is the component of agronomic interest in phosphate rocks.

In the last decade the price of phosphate rock has increased continuously, which following Hotelling (1931) can be seen as a symbol of increasing scarcity. But, despite a constant exploitation in the past, reserve estimates today are as high as never before. The reason behind this continuous increase in reserve estimates are technological progress, which makes on the one hand extraction cheaper and on the other hand give access to phosphate rock deposits, which have not been accessible before (e.g., offshore deposits), and an increasing price due to increased demand. Both developments make deposits, which are currently economic unviable, economic viable in the future. Following this logic this would imply that with a constant increasing price availability of phosphate rock will increase as well, which puts the scarcity issue of phosphate rock into question.

Our findings suggest that the price of phosphate rock is determined by various demand- and supply-side factors and the recent price volatility and increase is not a mere symbol of impending resource depletion. A sudden change in the quantity demanded can lead to a strong price increase in the short run, which initiates exploration activities to find new deposits of phosphate rock or to start exploiting reserves, which have been economically unviable beforehand. These measures will increase the productive capacity in the long run and a new long-run equilibrium price and supplied quantity will establish. The time of transition from the short run equilibrium to the long run equilibrium will determine the length of the price spike. Further, due to more overburden, deeper mines, challenging environments (e.g., underground or offshore mining), lower grade ore and

increased processing costs marginal production costs for new deposits are expected to be higher, and therefore the new long run equilibrium price will be higher as in the initial short run equilibrium.

Finally, although current phosphate rock reserves are increasing with the price of phosphate rock, the resource will be scarce in various other dimension, e.g., economical, geopolitical and environmental. This multidimensional scarcity makes supply- and demand-side measures, like increasing the rate of recycling or the degree of efficiency in use, essential in the interest of long term food security and to sustain the welfare of future generations.

7 Bibliography

- Campbell, H. F. 1999. "An Introduction to Mineral Economics." *Discussion Papers in Economics* No. 260:University of Queensland, Department of Economics.
- Childers, Daniel L. et al. 2013. "Future Scenarios for the Sustainable Use of Global Phosphorus Resources: P Is for Preferred (P)Futures." in *Phosphorus, Food, and Our Future*, edited by K. A. Wyant and J. J. Elser. Oxford University Press.
- Childers, Daniel L., Jessica Corman, Mark Edwards, and James J. Elser. 2011. "Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle." *BioScience* 61 (2):117–24.
- Cordell, D., A. Rosemarin, J. J. Schröder, and A. L. Smit. 2011. "Towards Global Phosphorus Security: A Systems Framework for Phosphorus Recovery and Reuse Options." *Chemosphere* 84(6):747–58.
- Cordell, Dana, Jan-Olof Drangert, and Stuart White. 2009. "The Story of Phosphorus: Global Food Security and Food for Thought." *Global Environmental Change* 19(2):292–305.
- Cordell, Dana, Tina Schmid-Neset, Stuart White, and Jan-Olof Drangert. 2009. "Preferred Future Phosphorous Scenarios: A Framework for Meeting Long-Term Phosphorous Needs for Global Food Demand." Pp. 23–43 in *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*, edited by D. Mavinic, K. Ashley, and F. Koch. IWA Publishing.
- Cordell, Dana and Stuart White. 2013. "Sustainable Phosphorus Measures: Strategies and Technologies for Achieving Phosphorus Security." *Agronomy* 3(1):86–116.
- Cordell, Dana and Stuart White. 2014. "Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future." *Annual Review of Environment and Resources* 39(1):161–88.
- Cuddington, John T. and Daniel Jerrett. 2008. "Super Cycles in Real Metals Prices?" *IMF Staff Papers* 55(4):541–65.
- Cuddington, John T. and Abdel M. Zellou. 2013. "A Simple Mineral Market Model: Can It Produce Super Cycles in Prices?" *Resources Policy* 38(1):75–87.
- Edixhoven, J. D., J. Gupta, and H. H. G. Savenije. 2014. "Recent Revisions of Phosphate Rock Reserves and Resources: Reassuring or Misleading? An in-Depth Literature Review of Global Estimates of

- Phosphate Rock Reserves and Resources." *Earth System Dynamics Discussions* 4(2):1005–34.
- FAO. 2015. "FAO Food Price Index." Retrieved December 23, 2015 (<http://www.fao.org/worldfoodsituation/foodpricesindex/en/>).
- Headey, Derek D. 2013. "Developmental Drivers of Nutritional Change: A Cross-Country Analysis." *World Development* 42(2010):76–88.
- Heckenmüller, Markus, Daiju Narita, and Gernot Klepper. 2014. "Global Availability of Phosphorus and Its Implications for Global Food Supply: An Economic Overview." *Kiel Working Paper* (1897):1–26.
- Hein, James R., Brandie R. McIntyre, and David Z. Piper. 2005. *Marine Mineral Resources of Pacific Islands—A Review of the Exclusive Economic Zones of Islands of U.S. Affiliation, Excluding the State of Hawaii*. U.S. Geological Survey.
- von Horn, J. and C. Sartorius. 2009. "Impact of Supply and Demand on the Price Development of Phosphate (fertilizer)." Pp. 45–54 in *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*, edited by K. Ashley, D. Mavinic, and F. Koch. London: IWA Publishing.
- Hotelling, Harold. 1931. "The Economics of Exhaustible Resources." *Journal of Political Economy* 39(2):137–75.
- Jasinski, Stephen M. 2015. "Phosphate Rock." Pp. 56.1–56.9 in *Minerals Yearbook, Vol. I, Metals & Minerals*, edited by U.S. Geological Survey.
- Van Kauwenbergh, Steven. 2010. *World Phosphate Rock*. International Fertilizer Development Center (IFDC).
- Koppelaar, R. H. E. M. and H. P. Weikard. 2013. "Assessing Phosphate Rock Depletion and Phosphorus Recycling Options." *Global Environmental Change* 23(6):1454–66.
- Mckelvey, V. E. 1967. "Phosphate Deposits." *U.S. Geological Survey Bulletin* (1252):1–17.
- Radetzki, M. 2008. *A Handbook of Primary Commodities in the Global Economy*. Cambridge University Press.
- Radetzki, Marian, Roderick G. Eggert, Gustavo Lagos, Marcos Lima, and John E. Tilton. 2008. "The Boom in Mineral Markets: How Long Might It Last?" *Resources Policy* 33(3):125–28.
- Rawashdeh, Rami and Philip Maxwell. 2011. "The Evolution and Prospects of the Phosphate

- Industry." *Mineral Economics* 24(1):15–27.
- Rona, Peter A. 2003. "Resources of the Sea Floor." *Science* 299(5607):673–74.
- Rona, Peter A. 2008. "The Changing Vision of Marine Minerals." *Ore Geology Reviews* 33(3-4):618–66.
- Rosemarin, A., J. J. Schroder, L. Dagerskog, D. Cordell, and A. L. Smit. 2011. "Future Supply of Phosphorus in Agriculture and the Need to Maximise Efficiency of Use and Reuse." *Proceedings of the International Fertiliser Society - Proceedings 685* 685:1–28.
- Scholz, R. W. and F. W. Wellmer. 2015. "Comment on: 'Recent Revisions of Phosphate Rock Reserves and Resources: A Critique' by Edixhoven et Al. (2014) – Phosphate Reserves and Resources: What Conceptions and Data Do Stakeholders Need for Sustainable Action?" *Earth System Dynamics Discussions* 6(1):31–80.
- Scholz, Roland W., Andrea E. Ulrich, Marjatta Eilittä, and Amit Roy. 2013. "Sustainable Use of Phosphorus: A Finite Resource." *The Science of the total environment* 461-462:799–803.
- Scholz, Roland W. and Friedrich-Wilhelm Wellmer. 2013. "Approaching a Dynamic View on the Availability of Mineral Resources: What We May Learn from the Case of Phosphorus?" *Global Environmental Change* 23(1):11–27.
- Tilton, John E. 2006a. "Outlook for Copper Prices - up or Down?" *Mining Engineering* 58(8):16–20.
- Tilton, John E. 2006b. "Understanding Cyclical and Secular Trends in Metal Prices." in *Mine Management Handbook*. Carlton, Victoria: Australasian Institute of Mining and Metallurgy.
- U.S. Geological Survey. 2014. "Phosphate Rock Statistics." in *Historical statistics for mineral and material commodities in the United States: U.S. Geological Survey Data Series 140*, edited by T. D. Kelly and G. R. Matos. U.S. Geological Survey.
- U.S. Geological Survey. 2015. *Mineral Commodity Summaries 2015*.
- United Nations. 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*.
- United Nations Environment Programme and International Fertilizer Industry Association. 2001. *Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining*. United Nations Publication.
- Vaccari, David A. and Nikolay Strigul. 2011. "Extrapolating Phosphorus Production to Estimate

Resource Reserves.” *Chemosphere* 84(6):792–97.

World Bank. 2015a. “Global Economic Monitor - Energy Index, Real 2010\$(KIENERGY).” Retrieved December 23, 2015 (<http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=global-economic-monitor-%28gem%29-commodities#>).

World Bank. 2015b. “Global Economic Monitor - Phosphate Rock, \$/mt, Current (PHOSROCK), 70% BPL, Contract, F.a.s. Casablanca.” Retrieved December 18, 2015 (<http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=global-economic-monitor-%28gem%29-commodities#>).

Bilag 3. Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter

Af: Nadia Glæsner, Camilla Lemming, Jacob Magid og Lars Stoumann Jensen, Københavns Universitet (KU)



REVIEW AF EKSISTERENDE VIDEN OM PLANTETILGÆNGELIGHED AF FOSFOR I FORSKELLIGE SLAMPRODUKTER



Nadia Glæsner, Camilla Lemming, Jakob Magid og Lars Stoumann Jensen

Projekt for Miljøstyrelsen

Marts / 2016

Titel

Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter

Forfattere

Nadia Glæsner, Camilla Lemming, Jakob Magid og Lars Stoumann Jensen
Institut for Plante- og Miljøvidenskab
Københavns Universitet
Thorvaldsensvej 40
1871 Frederiksberg C
Tlf. 3533 3560
PLEN@plen.ku.dk
www.plen.ku.dk

Opdragsgiver

Miljøstyrelsen, Miljøministeriet

Forsidefotos

Spredning af komposteret slam, ©Københavns Universitet.

Publicering

Rapporten er publiceret på www.plen.ku.dk hvor den frit kan downloades

Bedes Citeret

Glæsner N., Lemming C., Magid J. og Jensen L.S. (2016) Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter. Rapport for Miljøstyrelsen, udgivet af Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. 21 s.

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame.

INDHOLDSFORTEGNELSE

HIGHLIGHTS	4
FORORD	5
1. INTRODUKTION	6
2. OVERBLIK OVER SLAMPRODUKTER I DANMARK	6
3. GENNEMGANG AF DE NYESTE INTERNATIONALE OG DANSKE STUDIER OM FOSFORTILGÆNGELIGHED AF SLAMPRODUKTER	8
3.1 Datagrundlag og metoder	8
3.2 Resultater	9
3.3 Danske forsøgsresultater	11
4. KONKLUSIONER	13
5. VIDENS-HULLER OG FORSLAG TIL VIDERE UNDERSØGELSER	14
LITTERATUR	15
APPENDIX - OVERSIGTSTABEL	17

HIGHLIGHTS

Et litteratur review af i alt 19 studier og undersøgelser (potte- og markforsøg) af den umiddelbare fosfor (P) gødningsvirkning af forskellige typer spildevandsslam og afledte produkter i forskellige plantearter og jordtyper er gennemført med henblik på at opgøre den relative gødningsvirkning på kort sigt i forhold til en uorganisk handelsgødning som fosforkilde. Sammenstillingen viser at:

- Fosfortilgængeligheden af slamprodukter varierer, afhængig af hvordan produkterne er afledt og behandlet i spildevands- og slamprocessen.
- Struvit og slam fra spildevandsrensning med biologisk P-fjernelse viste sig at være de slamprodukter, der i gennemsnit giver den højeste gødningsvirkning, idet de fleste studier viste samme eller højere plantetilgængelighed af fosfor i disse produkter sammenlignet med handelsgødning.
- Kemisk fældet slam viste varierende resultater, formodentlig afhængigt af fældningsbetingelserne. Desuden viste pH-værdien af slamproduktet samt jordens pH sig at have betydning for planternes udnyttelse af fosfor i slamproduktet.
- Stabiliseret slam i form af anaerob og aerob udrådning var svært at isolere fra andre behandlingsprocesser for slammet, og det var derfor ikke muligt at vurdere hvilken indflydelse stabilisering af slam har på fosfortilgængelighed
- Termisk tørring af slam reducerede generelt dets fosfortilgængelighed
- Ubehandlet slamaske viste stor variation mellem studierne, men havde generelt en relativt lav gødningsvirkning i forhold til handelsgødning
- Behandlet slamaske har i flere studier vist samme eller højere plantetilgængelighed end handelsgødning, og viste klart højere plantetilgængelighed end ubehandlet slamaske

FORORD

Nærværende projekt er finansieret af Miljøstyrelsen med henblik på at understøtte arbejdet i dansk fosfor netværk. Projektet har til formål at gennemføre en litteraturscreening og review af eksisterende nyere viden (videnskabelige artikler såvel som conferencebidrag og rapporter) om tilgængeligheden af fosfor (P) i de vigtigste af samfundets affaldsstrømme og afledte produkter, først og fremmest forskelligt behandlet spildevandsslam (biogødning) og andre produkter fra spildevandrensning (f.eks. udfældede salte eller aske fra afbrænding af slam). Vi forsøger i rapporten at opsummere, hvordan de forskellige biogødninger og relaterede gødningsprodukter virker på biomasseproduktion (udbytte) og plante P optag i forhold til handelsgødning P.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

- Linda Bagge, Miljøstyrelsen
- Sune Aagot Sckerl, HedeDanmark
- Per Halkjær Nielsen, Aalborg Universitet
- Sven Sommer, Syddansk universitet
- Henrik Bang Jensen, Landbrug fødevarer
- Lisbeth Ottosen, DTU
- Mette Dam Jensen, Krüger
- Aviaja Anna Hansen, Krüger

Lars Stoumann Jensen
Professor i Jordfrugtbarhed og Recirkulering af Affaldsressourcer
Institut for Plante- og Miljøvidenskab
Københavns Universitet

1. INTRODUKTION

Fosfor er et essentielt næringsstof for afgrødeproduktion i jordbruget. Forsyning af afgrøderne med fosfor sker i Danmark hovedsageligt via tilførsel af husdyrgødning, men også via handelsgødning og andre organiske gødninger. Andre organiske gødninger er især spildevandsslam (også kaldet biogødning) fra rensningsanlæg og industrivirksomheder (fødevare og fermenteringsvirksomheder), men i stigende grad også digestat fra biogasanlæg, der fødes med både husdyrgødning og andet organisk affald.

De globale fosforreserver forventes at udtømmes inden for en overskuelig fremtid, hvilket har fået EU til at føje fosfor til "list of Critical Raw Materials". Øget recirkulering af fosfor fra rest- og affaldsprodukter indgår derfor i højere og højere grad i internationale såvel som nationale ressource-strategier. Spildevandsslam er en fosforholdig ressource som allerede benyttes i udstrakt grad på dansk landbrugsjord, enten direkte eller indirekte (ca. ¾ af al spildevandsslam, Sckerl 2012).

Der har i perioder været diskussioner i jordbrugserhvervet i forbindelse med brug af slam som fosforressource, dels på grund af usikkerheden om forurening med tungmetaller og miljøfremmede stoffer, men også fordi den generelle forståelse har været, at fosfor er bundet mere eller mindre hårdt i kemisk fældede slamprodukter, der gør fosfor relativt utilgængelig for afgrøderne på kort sigt.

Der foreligger efterhånden en lang række videnskabelige studier, som afdækker usikkerheden omkring miljøfremmede stoffer, og tungmetalinholdet i slam er faldet væsentligt i de senere år (Ingvertsen et al., 2010). Der er dog usikkerhed om, hvor stor plantetilgængeligheden er af den fosforpulje, der findes i slam og afledte produkter, hvilket giver usikkerhed om gødningsværdien af disse ved brug på landbrugsjord og vanskeliggør vurdering af effektivitet og behovet for yderligere behandling. Generelt kan man sige, at fosfortilgængeligheden fra forskellige restprodukter afhænger af dels gødningstypen (dvs. fosfors bindingsform, reaktivitet, opløselighed, bionedbrydelighed) og dennes P-koncentration, pH og oprindelse, dels af afgrødetype (vækstlængde, rodudvikling, etc.), dels af jordtype (tekstur, mineralogi, P status, pH).

Koncentrationen af plantetilgængeligt fosfor i jord er generelt meget lav, så planter er afhængige af både den fosforpulje der er i jordvæsken (meget lav) og af den fosforpulje der kan frigives fra bindingssites på jordpartikler, hvilket komplicerer billedet af fosfortilgængelighed ved forskellige fosforgødninger. Da det alene er det opløselige uorganiske orthofosfat i slamprodukter der er umiddelbart plantetilgængeligt, er den potentielle plantetilgængelighed af det resterende fosfor afhængig af mineralisering af organiske fosforpuljer og/eller muligheden for at de udfældede eller mere hårdt bundne uorganiske fosfatpuljer bringes i opløsning.

Med øget fokus på at udnytte spildevandsslam og afledte produkter som gødningsressource på landbrugsjord, har Miljøstyrelsen ønsket den eksisterende viden om gødningsværdien af slamprodukter til brug på landbrugsjord belyst. Formålet med denne rapport har derfor været at reviewe og sammenstille den nyeste litteratur omkring plantetilgængelighed og gødningsværdi af fosfor i forskellige slamprodukter.

2. OVERBLIK OVER SLAMPRODUKTER I DANMARK

Slamprodukter er et resultat af den rensningsproces spildevand gennemgår på et rensningsanlæg, så det rensede spildevand kan udledes sikkert til vandmiljøet. De afledte slamprodukter er derfor affaldsprodukter, men på grund af disses høje indhold af næringsstoffer er de også potentielle gødningsprodukter. Der er derfor i disse år stort fokus på at udvikle nye spildevands- og slambehandlingsprocesser, som i højere grad muliggør

udnyttelse og recirkulering af fosfor i spildevandsstrømmen, se Kabbe et al. (2015), Adam et al. (2015) og Egle et al. (2015) for mere uddybende sammenligninger af processer og metoder.

Tabel 1 giver en oversigt over typiske spildevandsprocesser der anvendes på rensningsanlæg i Danmark og som kan formodes at påvirke fosfortilgængeligheden af slamproduktet. Der benyttes ofte en kombination af de nævnte processer, hvorfor det kan være vanskeligt at skille effekten af de enkelte faktorer.

En af de nye processer, som der internationalt samler sig betydelig opmærksomhed omkring som en meget lovende spildevandsteknologi er struvitfældning, som der imidlertid pt. kun er implementeret på ganske få rensningsanlæg i Danmark. Der findes endvidere adskillige metoder til at behandle aske fra tørret og forbrændt spildevandsslam, se Kabbe et al. (2015) og Egle et al. (2015)., men mest fokus har samlet sig omkring termokemisk behandling (Adam et al., 2015).

Tabel 1. Typiske processer der leder til slamprodukter i Danmark (og som kan have betydning for plantetilgængeligheden af P) og nogle alternative processer, der potentielt vil få udbredelse til P recovery.

Proces til fosforfjernelse i spildevandsprocessen:	
Biologisk	<ul style="list-style-type: none"> • Bio-P eller EBPR=Enhanced biological P removal
Kemisk	<ul style="list-style-type: none"> • Al-salte • Fe-salte • Ca-salte • Al+Fe
Kemisk + biologisk	<ul style="list-style-type: none"> • Kombination af ovenstående
Noter	<i>Der findes kun få anlæg med ren Bio-P i DK, dvs. anlæg helt uden tilsætning af kemikalier. Typisk vil Bio-P/EBPR altså være kombineret med tilsætning af kemikalier. Typiske kemikalier i DK er Al- og Fe-salte.</i>
Slambehandling:	
Stabiliseringsprocesser	<ul style="list-style-type: none"> • Anaerob udrådning • Aerob udrådning (f.eks. STRB=Reed-bed mineralisering) • Kompostering • Basisk stabilisering (tilsætning af kalk)
Processer til at facilitere slutdisponering af slammet	<ul style="list-style-type: none"> • Afvanding enten mekanisk separation (centrifuge, skruepresse etc.) eller passiv som fx i STRB (som dog også er en stabiliseringsproces) • Tørring (termisk) • Forbrænding
Noter	<i>Der findes flere processer, men de mest relevante er nævnt her. Typisk vil stabiliseringsprocesser og processer til at facilitere slutdisponering dog flyde sammen og effekten af de enkelte delprocesser være svær at adskille. Mekanisk afvanding vil stort set altid være nødvendig. Tørring (som ofte også betegnes som en afvandingsproces) kan ske enten til et slutprodukt (ca. 85-95% tørstof) eller som forberedelse til forbrænding (ca. 30-40% tørstof).</i>
Alternative processer med "P recovery" som formål:	
Kontrolleret struvitudfældning	<ul style="list-style-type: none"> • Kontrolleret struvitudfældning kan ske flere steder i processerne, men oftest på rejektvandsstrømmen (vand der kommer ud af slamafvandingen)
Behandling af aske	<ul style="list-style-type: none"> • Termokemisk behandling (eks. AshDec processen hvor slamasken behandles med Na₂SO₄, MgCl₂ eller Na₂CO₃ under 900-1000°C; Wilken et al. 2015)
Noter	<i>Struvitudfældning anvendes pt. kun på tre rensningsanlæg i DK (Aabyhøj og Herning i drift, Helsingør er pt. under indkøring), men forventes implementeret på flere indenfor den nærmeste fremtid. Der findes adskillige metoder til at behandle aske, se Kabbe et al. (2015) og Egle et al. (2015).</i>

3. GENNEMGANG AF DE NYESTE INTERNATIONALE OG DANSKE STUDIER OM FOSFORTILGÆNGELIGHED AF SLAMPRODUKTER

3.1 DATAGRUNDLAG OG METODER

Der er inddraget i alt 19 studier og undersøgelser af P gødningsvirkning af forskellige typer spildevandsslam og afledte produkter, overvejende publiceret i videnskabelige tidsskrifter, men også et par enkelte undersøgelser fra konference-proceedings eller nationale rapporter er inddraget, hvis de er fundet relevante og af god eksperimentel standard. Der indgår overvejende potte- men også et enkelt markforsøg, og forskellige afgrøder/plantearter og jordtyper, yderligere detaljer kan findes i Appendix. Der er kun medtaget forsøg, hvor der indgår reference behandlinger med en uorganisk handelsgødning som P kilde og hvor der er målt en positiv respons (udbytte eller P optag) på denne P tilførsel i handelsgødning.

Opgørelsen er grupperet i forhold til hvilke processer, der er anvendt i spildevandsbehandling og slamefterbehandling. Desuden er de to alternative processer beskrevet i tabel 1 inddraget, da disse er de eneste, hvor der findes flere solide plante-baserede studier af P plantetilgængelighed i produktet.

Gødningsudnyttelsen, er opgjort som øgning i forhold til ugødet i henholdsvis udbytte/plantebiomasse eller P optag per enhed tilført P i slamproduktet, jf Roberts og Johnston (2015):

$$RE_X = \frac{U_{PX} - U_0}{F_{PX}} \quad \text{og} \quad UE_X = \frac{Y_X - Y_0}{F_{PX}}$$

Hvor RE_X er *P Recovery Efficiency* af P i gødningsmiddel X (enten slamprodukt eller referencegødning, typisk i form af triplesuperfosfat, TSP, eller lignende lettilgængelig mineralsk handelsgødning), og $U_{PX} - U_0$ er øgningen i P optag i plantebiomasse/afgrøde tilført gødningsmiddel X minus P optag i den ugødede behandling, mens F_{PX} er mængden af P i det tilførte gødningsmiddel X. Tilsvarende er UE_X udbytte effekten (Y) af det tilførte gødningsmiddel X.

I langt de fleste af de forsøg, der indgår i dette review, er der tilført samme mængde total P med slamprodukt og referencegødning, dvs. F_{PX} eog F_{P-TSP} er ens.

Den **relative P gødningsvirkning** (Relative Fertiliser Equivalent, **RFE**) af slamprodukt X i forhold til den uorganiske referencegødning (TSP) opgjort på basis af enten P optagelse eller udbytte:

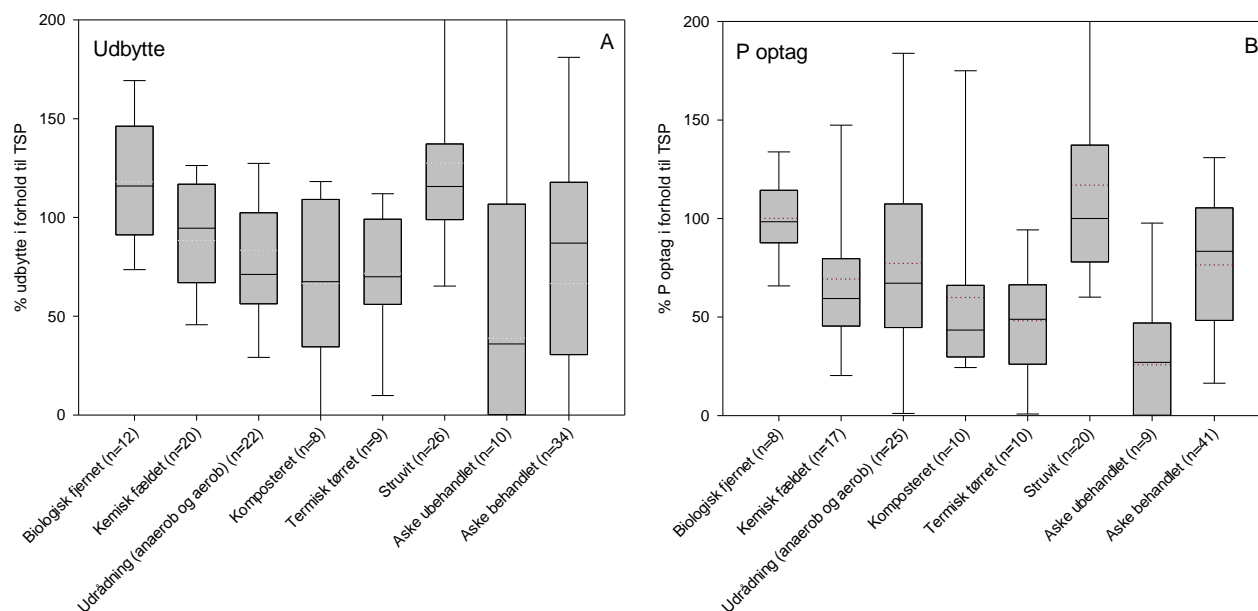
$$RFE_X = \frac{RE_X}{RE_{TSP}} \quad \text{og} \quad RFE_X = \frac{UE_X}{UE_{TSP}}$$

RFE_X har enheden %, hvor en værdi på < 100% indikerer at gødningen X har en ringere P virkning end TSP, mens en værdi >100% indikerer at den virker bedre.

Det er vigtigt at præcisere at alle de forsøg der indgår i dette review kun kigger på afgrøderespons over en vækstsæson, et enkelt år eller i enkelte tilfælde to år. Man skal også være opmærksom på, at den relative gødningsvirkning, RFE_X , påvirkes både af planteudnyttelsen af P i slamproduktet, men også af planteudnyttelsen af P i referencen, handelsgødning. I korterevarende forsøg (pottforsøg, 1-årige markforsøg) er planteudnyttelsen af P i handelsgødning ofte relativt lille, og den relative gødningsvirkning, RFE , af et slamprodukt kan derfor være ganske høj, men også usikkert bestemt; den vil imidlertid være det bedste estimat man kan få for P gødningsvirkning på kort sigt.

3.2 RESULTATER

Figur 1 præsenterer en opsummering af de fundne relative 1. års gødningsvirkninger (RFE, middelværdi, median og variation) fra de 19 internationale og danske studier af plantetilgængeligheden af fosfor i forskellige slamprodukter som er inddraget i dette review. Resultaterne er grupperet efter den sidste P fjernelses proces (det var ikke muligt at adskille de forskellige kemiske fældningsmetoder), slambehandlingsmetode og endelig to alternative processer (struvit og aske-behandling).



Figur 1. Relativ 1. års gødningsvirkning (RFE) i forhold til handelsgødning af forskellige slamprodukter, beregnet på basis af udbytte (A) og fosfor optag (B). Baseret på data fra de videnskabelige studier i appendix; studierne omfatter overvejende 1. årsvirkning, kun et enkelt inkluderer 2. årsvirkning. Boksen viser 10 og 90% percentiler, error-barer viser de højeste/laveste værdier, den fast optrukne linje viser median værdien og den stiplede linje viser gennemsnitsværdien. Grupperingen af resultater henviser til den sidste proces i slamprocessen, dvs. slamprodukterne i kategorien "kemisk fældet" indbefatter slamprodukter der er kemisk fældet samt produkter der har været udsat for biologisk P fjernelse og yderligere kemisk fældet; "Udrådnet" vil typisk omfatte slam der først både er biologisk og kemisk fældet; "Komposteret" og "Tørret" vil ofte være både fældet og udrådnet først. Antal af forsøgsled/behandlinger (n) der indgår er opgivet efter hvert slamprodukt gruppe. NB! Der er alene medtaget data fra forsøg hvor TSP har resulteret i øget plantevækst sammenlignet med en ugødet kontrol.

Af figur 1 ses, at der er endog meget stor variation i resultaterne fra de forskellige studier, også indenfor grupperingen af slamprodukter. Variationen er i en vis grad påvirket af, at der foretages sammenligninger af differencer mellem de gødede behandlinger og kontrolbehandlingen, hvor der ikke er givet fosfor, og sammenligning af differencer giver større variation end sammenligning af absolutte værdier. Foruden de tolkningsvanskeligheder variationen i data giver anledning til, er generalisering på tværs af de forskellige studier vanskeliggjort af, at behandlingen af slammet varierer indenfor produkt grupperne, og at beskrivelser af disse ofte ikke indeholder detaljer eller helt mangler. Derudover er alle studierne udført under forskellige eksperimentelle forhold. En mere udførlig beskrivelse af de enkelte studier (planteart, jordtype/-status/-pH, mark/potte, gødningsniveau) kan findes i bilag 1.

Overordnet viser analysen dog, at tilgængeligheden af fosforpuljen i slamprodukter over det første vækstår i høj grad afhænger af den proces hvorved produktet er blevet fremstillet. Slam fra spildevandsrensning der kun er moderat behandlet, har en relativt høj fosfor-virkning sammenlignet med handelsgødning, således viser

slam fra biologisk P-fjernelse i flere studier endda højere fosforgødningsvirkning end handelsgødning, hvorimod kemisk fældet slam og stabiliseret slam (aerob og anaerob udrådning, kompostering) viser lavere og meget varierende fosforgødningsvirkning.

Gødningsvirkningen af disse må sandsynligvis afhænge meget af den proces hvorved produkterne er afledt, såsom hvilke og hvilken koncentration af fældningskemikalier der er brugt i udfældningen, samt af pH i både produkt og jorden. Tidligere studier har vist, at Ca-fældede produkter har større plantetilgængelighed end Fe- og Al-fældede produkter (Soon and Bates, 1982), men dette kom ikke klart frem i vores analyse, som dog også kun omfattede et enkelt studie med Ca-fældet slam, da Ca-fældning er i dag ikke en særlig udbredt metode. De fleste studier omfattede således Fe-fældning, og det var derfor heller ikke muligt at skelne mellem Fe- og Al-fældet slams fosforgødningsvirkning.

Mange produkter var udsat for flere processer fra tabel 1, dvs. både biologisk og kemisk fældning, dernæst eksempelvis udrådning og kompostering. Det var derfor svært at isolere udrådning som stabiliseringsmetode blandt studierne, da denne proces ofte var kombineret med kemisk fældning og/eller kompostering eller termisk tørring. Derfor var der stor variation mellem disse studier, men overordnet viste kemisk fældning, udrådning, kompostering og tørring at give medianværdier for gødningsværdi på ca. 60 % af handelsgødning.

For slamaske, dvs. termisk behandlet (tørret) og forbrændt slam, er fosforgødningsvirkningen lavest, især hvis der ses på P optaget, hvor virkningen i gennemsnit var under 50% af handelsgødning og kun i et enkelt tilfælde tæt på 100%. Termisk tørring viste sig generelt at reducere fosforgødningsvirkning i de fleste studier, hvor der indgik samme slam uden tørring. Slammaske viste ligeledes at have stor variation mellem studierne, men behandling af asken, specielt de behandlinger der inkluderede en syrebehandling af asken, resulterede i øget plantetilgængelighed af fosfor i forhold til ubehandlet slammaske. Behandlet slammaske viste medianværdier for relativ gødningsvirkning på ca. 85 % i forhold til handelsgødning, baseret på såvel udbytte som P optag. Dette stemmer godt overens med de overordnede konklusioner af EU projektet P-REX (Kabbe, 2015; Wilken et al., 2015).

For studierne der inkluderede struvit viser flere end halvdelen af dem en højere fosforgødningsvirkning end handelsgødning, uanset om der måles på udbytte eller P optag. Dette indikerer, at på trods af at struvit er et relativt svært opløseligt salt, så har dette tilsyneladende en god langsomt virkende evne til at forsyne planter med fosfor.

Flere af studierne har vist, at på trods af at slamprodukterne generelt har lavere umiddelbar opløselighed end kunstgødning, så er planteoptaget af fosfor samt udbytte af planterne ofte ækvivalent med eller i nogle tilfælde højere ved tilførsel af slamprodukter end med tilførsel af handelsgødningsfosfor (dvs. relativt udbytte eller P optag, RFE, over 100%).

Dette kan forklares med den relativt komplicerede kemi for fosfor i jord, hvor koncentration af opløst uorganisk P i jordvæsken kontrolleres af en lang række ligevægte, og hvor den rumlige fordeling af såvel den tilførte P kilde, de enkelte ligevægtsprocesser i jorden og ikke mindst planternes rodnet, har en afgørende betydning for effekten på plantens vækst og P optag. Det er derfor ikke usædvanligt at en letopløselig P kilde, såsom triplesuperfosfat (TSP), i nogle tilfælde diffunderer længere ud i jordmatricen, hvor den bindes stærkt, mens en mere gradvist opløselig P kilde ikke når at reagere med det samme jordvolumen, inden plantens rødder når at få adgang til dette. Ligeledes spiller puljen af organisk materiale, som tilføres med nogle slamprodukter, en vigtig rolle for tilgængeligheden af fosfor, idet organisk materiale konkurrerer med

bindingsites hvor fosfor adsorberes på jordpartikler, og derfor kan virke til at øge frigivelsen og plantetilgængeligheden af fosfor (Kahiluoto et al. 2015). Tilsætning af slam kan ligeledes ændre jordens kemiske forhold, f.eks. pH, der kan påvirke tilgængeligheden af jordens eksisterende fosforpulje, hvilket igen kan give højere udbytte og fosforoptag i afgrøderne.

Det skal også bemærkes at kun ganske få slamprodukter (aske undtaget) gav en negativ relativ gødningsvirkning (RFE) i de gennemgåede forsøg. Dette betyder altså at der ikke sker en hæmning, hvis der gødes med slamprodukter, hvor fosforet f.eks. er kemisk fældet, hvilket ellers ofte anføres som et argument mod at anvende slamprodukter.

Endelig er det vigtigt at huske på at langt hovedparten af de studier der kunne leve op til vores kriterier for valide forsøg (afsnit 3.1) er potte- eller kar-forsøg, og kun et enkelt markforsøg kunne inddrages i dette review. Dette kan have givet bias, da det er velkendt at respons på vækstfaktorer ofte er mere kraftigt i potte- og karforsøg end under markforhold, hvor afgrøden har adgang til dybere jordlag, men også kan være udsat for mere stress (tørke, kulde). Der er imidlertid ikke mange publicerede markforsøg på dette område, og ofte er de af så ringe kvalitet eller uden reference eller respons at vi ikke kan inkludere dem i dette review.

3.3 DANSKE FORSØGSRESULTATER

Der er kun gennemført få undersøgelser af effekten af spildevandsslam og -produkter på fosforoptagelse i planter og planteudbytte under danske markforhold.

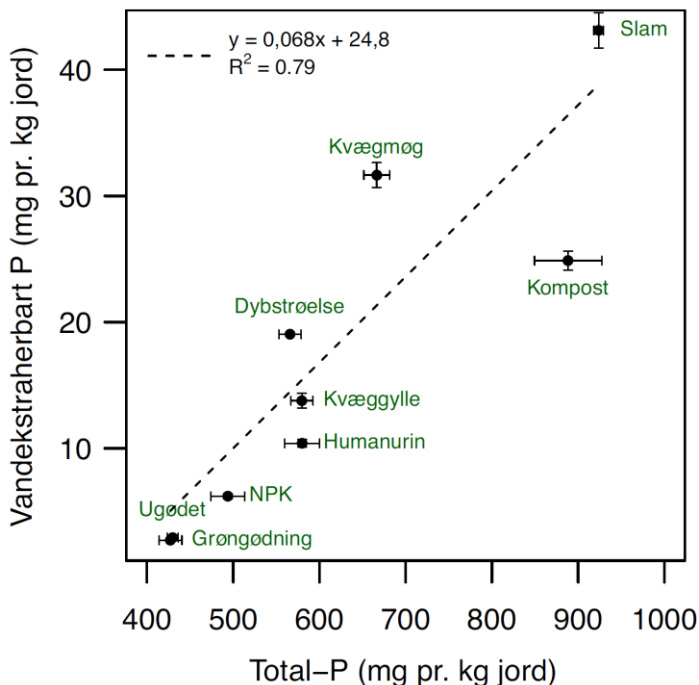
Under det Strategiske Miljøforskningprogram i slutningen af 1990'erne, blev en lang række effekter af spildevandsslam og andre affaldsprodukter på afgrødevækst og miljøpåvirkninger fra potentielle kontaminanter undersøgt (Petersen et al. 2003a), men desværre blev kun kvælstofvirkning (Petersen, 2003) kvantificeret i forhold til handelsgødning; et studie af fosforoptag med forskellige slamtyper var uden klare resultater, da der dels ikke indgik reference behandlinger med fosfor i handelsgødning, dels var en relativt høj jord P status på forsøgsarealet (Petersen et al. 2003b).

I det igangværende GUDP-financierede projekt "Gødningsværdi af fosfor i restprodukter" (GØDP) gennemføres forsøg med afprøvning af fosforvirkningen i struvit, slam, kildesorteret husholdningsaffald og halmaske på jorde med klar fosforrespons (Vestergaard, 2015). Disse resultater indgår i de data der er opgjort i Appendix 1 (ref. 14) og dermed i figur 1 under "kemisk fældet" og "struvit". Førsteårs relativ gødnings effekt målt på udbytte i vårbyg for de to slamtyper, Fe-fældet henholdsvis Al-fældet, svarede i gennemsnit af to forsøg til 45 og 59 procent, mens den for struvit var 100 procent af fosforeffekten af TSP. Resultater for 2. årsvirkning indikerer dog en større eftervirkning af de to slam-typer end af struvit og TSP. GØDP projektet afsluttes først i 2016, hvorfor der kan forventes yderligere resultater offentliggjort i det kommende år.

I indeværende review har vi valgt at fokusere på den umiddelbare gødningsvirkning af slamprodukterne, da denne ofte antages at være langt lavere end tilsvarende handelsgødning. For fosforholdige gødninger er det dog lige så vigtigt at kende den samlede virkning på lidt længere sigt, f.eks. 5-10 år.

I Københavns Universitets langvarigt markforsøg i Tåstrup (CRUCIAL-marken), som har til formål at belyse potentielle miljø- og sundhedsmæssige risici ved recirkulering af forskellige typer by-affald til landbrugsjord, har det også været muligt at detektere effekter på jordens frugtbarhed, herunder at langtidsvirkningen af fosfor i affaldsbiomasse varierer. I forsøget har de forskellige affaldsbiomasser været tilført i forhold til deres tilgængelige kvælstofindhold og flere har endda også været tilført i accelererede behandlinger, hvilket har resulteret i væsentligt forskellige totale P tilførsler gennem nu mere end 15 år. Dette vanskeliggør

sammenligning af fosfor gødningsvirkning for behandlinger, der har akkumuleret meget forskellige niveauer af total P i jorden. Men man kan sammenstille målinger af jordens indhold af total P med vandekstraherbart P (i et meget fortyndet forhold, som et mål for plantetilgængeligheden af jordens P pulje) som det er gjort i figur 2.



Figur 2. Sammenhæng mellem jordens totale indhold af P (x-aksen) og indhold af tilgængeligt P (y-aksen; målt som vandekstraherbart P fra jorden) for 9 behandlinger i CRUCIAL-forsøget efter ca 15 års kontinuert tilførsel af forskellige affaldsbiomasser. Usikkerhederne er angivet som standard error (n=3). Kilde: Magid et al. (2016)

Resultaterne illustreret i figur 2 kan fortolkes sådan, at produkter, der ligger over den stiplede linje, giver en bedre langtidsvirkning end gennemsnittet og omvendt med produkter/behandlinger, der ligger under den stiplede linje (Magid et al. 2016). Dette betyder, at fosfor i spildevandsslam tilsyneladende har en høj virkningsgrad på linje med kvæggylle og i hvert fald klart højere end for tilsvarende P tilførsler i kompost.

Disse tendenser blev bekræftet i pottforsøg med vårbyg (Lemming, endnu upubl.). Yderligere undersøgelser pågår pt. i projektet Integrated Resource Management and Recovery (IRMAR), der først afsluttes i 2017, så også herfra forventes yderligere resultater offentliggjort i de kommende år.

4. KONKLUSIONER

Ovenstående analyse af internationale og danske studier af den umiddelbare plantetilgængelighed af fosfor fra slamprodukter viser, at den relative gødningsvirkning af slamprodukter varierer, afhængig af hvordan produkterne er afledt og behandlet i spildevands- og slambehandlingsprocessen. Der forekommer imidlertid betydelig variation forårsaget af andre faktorer, ofte af samme eller højere størrelsesorden som den direkte fosforvirkning, hvilket vanskeliggør entydige konklusioner. På baggrund af de analyserede kilder konkluderer vi dog at:

- **Struvit og slam fra spildevandsrensning med biologisk P-fjernelse** viste sig at være de slamprodukter, der i gennemsnit giver den højeste relative gødningsvirkning på kort sigt, idet de fleste studier viste samme eller højere plantetilgængelighed af fosfor i disse produkter end for handelsgødning.
- **Kemisk fældet slam** viste varierende resultater, formodentlig afhængigt af fældningsbetingelserne. Der var indikationer på at pH-værdien af slamproduktet samt jordens pH sig kan have betydning for planternes udnyttelse af fosfor i slamproduktet.
- **Stabiliseret slam** i form af anaerob og aerob udrådning var svært at isolere fra andre behandlingsprocesser for slammet, og det var derfor ikke muligt at vurdere hvilken indflydelse stabilisering af slam har på fosfortilgængelighed og relativ gødningsvirkning
- **Termisk tørring** af slam reducerede generelt dets relative umiddelbare gødningsvirkning
- Der var **stor variation mellem disse studier**, men medianen for den relative umiddelbare gødningsværdi overordnet på tværs af kemisk fældning, udrådning, kompostering og tørring var ca. 60 % af handelsgødning. Det vurderes altså at slamprodukter generelt har en relativt god umiddelbar fosfortilgængelighed sammenlignet med handelsgødning.
- **Ubehandlet slamaske** viste stor variation mellem studierne, men havde generelt en relativt lav umiddelbar gødningsvirkning i forhold til handelsgødning
- **Behandlet slamaske** har i flere studier vist samme eller højere plantetilgængelighed end handelsgødning, og viste en klart højere umiddelbar gødningsvirkning end ubehandlet slamaske

5. VIDENS-HULLER OG FORSLAG TIL VIDERE UNDERSØGELSER

Dette review af nyere videnskabelige studier har klart afdækket manglende viden på følgende punkter:

- **Betydningen af fældningsmidler og –processer for P gødningsværdi.**
Der ser ud til at være klar forskel på biologisk P fjernelse og kemisk fældning, men der mangler viden om hvordan forskellige kemiske fældningsmidler/metoder og deres dosering påvirker produktets gødningsvirkning, både på kort og længere sigt.
- **Betydning af struvit-fældning for restslam kvalitet.**
Det ser ud til at struvit som oftest giver en særdeles høj relativ gødningsvirkning når det teste i potte- eller markforsøg. Der mangler imidlertid totalt studier der samtidig undersøger struvit-fældningens indflydelse på restslammets kvalitet og gødningsvirkning.
- **Der mangler i det hele taget solide studier af gødningsvirkning på kort og langt sigt, der muliggør reel sammenligning af forskellige alternativer i spildevands- og slambehandlingsprocesserne.**
Dette forudsætter, at de eksperimentelle behandlinger starter inde i spildevandsprocessen, for at sikre isolering af de enkelte parametres virkning.
- **Metoder til behandling og opgradering af slamaske.**
Der er udviklet en lang række termo-kemiske metoder til behandling af slamaske, men som det fremgår af Adam et al. (2015) er ikke mange af dem pt. økonomisk rentable. Der er derfor behov for dels at kigge på under hvilke forhold slamaske kan fungere som en effektiv gødning på såvel kort som længere sigt, dels at finde alternative behandlingsmetoder (biologisk-kemiske, mikrobielle) til at øge slamaskens relative gødningsværdi for flere afgrøder og jordtyper.
- **Der mangler mere standardiserede metoder til at kvantificere nye slamprodukters og affaldsbaserede gødningsmidlers relative fosfor-virkningsgrad** i forhold til standard handelsgødning, på såvel kort som længere sigt.

LITTERATUR

Adam C., Eicher N., Hermann L., Herzel H., Mallon J., Schaaf M., Stemann J. 2015. Technical comparison on the design, operation and performances of ash processes. Deliverable D 4.1 Comparative review of ash processes of the P-REX project, online at http://p-rex.eu/uploads/media/P-REX_D4_1_Comparative_review_of_ash_processes.pdf

Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claasen, N. 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 173-184.

Delin, S. 2015. Fertilizer value of phosphorus in different residues. *Soil Use and Management*, 32, 17-26.

Ebeling, A.E., Cooperband, L.R., Bundy, L.G. 2003. Phosphorus availability to wheat from manures, biosolids, and an inorganic fertilizer. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34, 1347-1365.

Egle L., Rechberger H., Zessner M. (2015) Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling* 105, 325–346.

Frossard, E., Slnaj, S., Zhang, L.-M., Morel, J.L. 1996. The fate of sludge phosphorus in soil-plant systems. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1248-1253.

González-Ponce, R., López-de-Sá, E.G., Plaza, C. 2009. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience* 44, 426-430.

Ingvertsen S.T., Magid J., Thaysen E.M. og Jensen L.S. 2010. Videnssyntese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål. 2. udgave, København, april 2010. Institut for Jordbrug og Økologi og Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål (<http://bgorj.dk/>) 109 pp.

Johnston, A.E., Richards I.R. 2001. Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. *Soil Use and Management* 19, 45-49.

Kabbe, C., Kraus, F., Remy, C., 2015. Review of promising methods for phosphorus recovery and recycling from wastewater. In: *International Fertiliser Society Proceedings*, vol. 763, ISBN 978-085-310-4001, pp. 1–29.

Kahiluoto, H., Kuisma, M., Ketoja, E., Salo, T., Heikkinen, J. 2015. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental Science and Technology* 49, 2115-2122.

Karunanithi, R., Szogi, A.A., Bolan, N., Naidu, R., Loganathan, P., Hunt, P.G., Vanotti, M.B., Saint, C.P., Ok, Y.S., Krishnamoorthy, S. 2015. Phosphorus recovery and reuse from waste streams. *Advances in Agronomy*, Volume 131, 173-250.

Krogstad, T., Sogn, T.A., Asdal, Å., Sæbø, A. 2005. Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorus in soil. *Ecological Engineering* 25, 51-60.

Lemming, C., Bruun, S., Jensen, L.S. and Magid, J. 2015. Effects of thermal drying on phosphorus availability from sewage sludge, abstract for poster presented on' RAMIRAN 2015 – 16th International Conference, Hamburg University of Technology (TUHH), 8th-10th September 2015'.

- Lemming C., Oberson A., Hund A., Jensen L.S., Magid J., in review. Early maize root and phosphorus uptake responses to localised application of sewage sludge derived fertilisers. *Plant & Soil*, submitted.
- Lemming, C. upublicerede data.
- Magid, J., Lemming, C., Peltre, C. 2016. Gødningseffekt ved recirkulering og langtidsvirkning på jordfrugtbarheden. Plantekongres 2016, Tema: Økologi – Næringsstofferne retur til markerne!
- Massey, M.S., Davis, J.G., Ippolito, J.A., Sheffield, R.E. 2009. Effectiveness of recovered magnesium phosphates as fertilizers in neutral and slightly alkaline soils. *Agronomy Journal* 101, 323-329.
- 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 and Soil* 377, 439-546.
- O'Conner, G.A., Sarkar, D., Brinton, S.R., Elliot, H.A., Martin, F.G. 2004. Phytoavailability of biosolids phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 33, 703-712.
- Vestergaard, A., 2015 Positiv effekt af fosfor fra restprodukter til vårbyg. I: Pedersen, J.B. Oversigt over landsforsøgene 2015 - Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Planter & Miljø, Aarhus N, ISBN 978-87-93051-00-3, 238-241.
- Petersen, J., 2003. Nitrogen fertiliser value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. *J. Agric. Sci.* 140, 169-182.
- Petersen, S.O., Henriksen, K., Mortensen, G.K., Krogh, P.H., Brandt, K.K., Sørensen, J., Madsen, T., Petersen, J., Grøn, C., 2003a. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil Tillage Research* 72, 139–152.
- Petersen, S.O., Petersen, J., Rubæk, G.H. 2003b. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology* 24, 187-195.
- Roberts, T.L., Johnston, A.E., 2015. Phosphorus use efficiency in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 275–281
- Sckerl, S.A. 2012. Historisk stor andel af spildevandsslam til jordbrug. *Teknik og Miljø* 2, 54-55.
- Severin, M., Breuer, J., Rex, M., Stemann, J., Adam, C., Van den Weghe, H., Küche, M. 2014. Phosphate fertilizer value of heat treated sewage sludge ash. *Soil Environment* 60, 555-561.
- Soon, Y.K., Bates, T.E. 1982. Extractability and solubility of phosphate in soils amended with chemically treated sewage sludges. *Soil Science* 134, 89-996.
- Vogel, T., Nelles, M., Eichler-Löbermann, B. 2015. Phosphorus application with recycled products from municipal waste water to different crop species. *Ecological Engineering* 83, 466-475.
- Wilken, V., Zapka, O., & Muskolus, A. 2015. Product quality: fertilizing efficiency, results of pot and field tests. In: Final International Workshop Proceedings - P-REX Consortium. Online at http://p-rex.eu/uploads/media/3_P-REX_pot_tests_and_field_trials_Wilken.pdf

APPENDIX - OVERSIGTSTABEL

Oversigt over de studier og undersøgelser der indgår i opgørelsen af P gødningsvirkning af forskellige typer spildevandsslam og afledte produkter. Opgørelsen er grupperet i forhold til den sidste proces i slamprocessen, dvs. slamprodukterne i kategorien "kemisk fældet" indbefatter slamprodukter der er kemisk fældet samt produkter der har været udsat for biologisk P fjernelse og yderligere kemisk fældet.

Antal af forsøgsled/behandlinger (n) der indgår, er anført efter gødningsvirkning for hvert slamprodukt.

Gødningsvirkning er opgjort som øgning (i forhold til ugødet) i henholdsvis udbytte/plantebiomasse eller P optag per enhed tilført P i slamproduktet i forhold til den tilsvarende øgning ved tilførsel af handelsgødnings P (typisk i form af triplesuperfosfat, TSP). Kun forsøg med en positiv respons på handelsgødnings P er medtaget. Der indgår såvel potte- som markforsøg, og forskellige afgrøder/plantearter og jordtyper (som angivet i tabellen).

Ref.	Forsøgsdetaljer (planteart, Markforsøg alle andre pottforsøg)	P tilførsels- rate (kg P/ha eller som anført)	Øvrige gødnings forhold	Slamprodukt (behandlings- proces)	Jord P status (mg P/kg)	Jord pH	Jord type	Gødningsvirkning (% i forhold til TSP)		Noter
								målt på udbytte	målt på P optag	
Biologisk fosforfjernelse i spildevandet										
5	Bahia-græs	56 – 224	Ens gødning, N overskud	Biologisk P fjernelse	Total P: 18.8 – 103	5.3	Sand jord	101-175 (n=8)	66-134 (n=8)	
17	Majs	188	Ens gødning	Biologisk P fjernelse	Lav	4.9- 7.1	Jord + sand	73-101 (n=4)	Ingen data	
Kemisk fosforfjernelse i spildevandsprocessen										
5	Bahia-græs	56 - 224	Ens gødning, N overskud	FeCl ₃	Total P: 18.8 – 103	5.3	Sand jord	80-120 (n=8)	38-87 (n=8)	
				Biologisk P fjernelse + Al				90-127 (n=4)	45-113 (n=4)	
14	Vårbyg, M	60	Ens gødning, N overskud	Fe eller Al	Lav, Olsen-P: 19-36	-	-	45-59 (n=2)	Ingen data	
13	Rajgræs	0.8 g P/pot (model)	Ens gødning	Fe	Lav	-	Sand jord	Ingen data	283 (n=1)	
15	Majs, Sorghum, Amaranth, Foderrug	200 mg P /plot	Ens gødning	Fe	Dobb.-laktat-opl.-P: 40.1	5.19	Loamy sand	-78-210 (n=3)	-19-69 (n=4)	Foderrug gav lavt udbytte, sorghum gav højt udbytte . Amaranth gav meget lavt P optag
16	Rajgræs	12	Ens gødning, N overskud	Ca	Ammon.-lactat-P: 3	6.2	Sand jord	67 (n=1)	Ingen data	
17	Majs	188	Ens gødning	Fe	Lav	4.9- 7.1	Jord + sand	52-68 (n=2)	Ingen data	

Stabiliseringsprocessesering (anaerob/aerob udrådning)										
5	Bahia-græs	56 - 224	Ens gødning, N overskud	Aerob	Total P: 18.8 - 103	5.3	Sand jord	60-102 (n=4)	54-112 (n=4)	
				Anaerob				25-70 (n=4)	32-69 (n=4)	
7	Vårbyg	80 mg P/kg	Ens gødning, N- overskud	Anaerob	Moderat, total-P:673, blandet med sand)	~7-7.5	Lerjord iblandet sand	100 (n=1)	34 (n=1)	Målt efter kun 6 ugers vækstperiode
18	Majs	40	Ens gødning, N overskud	Anaerob	Lav, total-P: 222 blandet med sand	6.2	Sandy loam - blandet med sand	I skud: 129 (n=1)	I skud: 140 (n=1)	Målt efter kun 4 ugers vækstperiode
1	Rajgræs	87 mg P/kg	Ens gødning	Aerob og Anaerob	Lav P og høj P	5.8- 6.5	Loam og ler jord	21-125 (n=6)	59-103 (n=6)	Højt udbytte var i høj P og neutral pH jord
6	Rajgræs	60	Ens gødning	Anaerob	Total P: 413	5.07	Moræne- jord	Ingen data	-12-10 (n=2)	
13	Rajgræs	0.8 g P/pot (model)	Ens gødning	Anaerob	Lav	-	Sand jord	Ingen data	-50-250 (n=5)	Lav P optag skyldes enten høj Fe:P ratio, eller kalk tilførsel
19	Vårbyg	50 mg P/kg	Ens gødning, N- overskud	Anaerob	Lav	6.9	Lerjord iblandet sand	76 (n=1)	69 (n=1)	Kun 6 ugers vækstperiode
3	Vinterhvede	101 202	Ens gødning	Anaerob	Mehlich-3P: 21	6.7	Silt loam	275 (n=1)	162 (n=1)	Sammenlignet med CaHPO ₄
16	Rajgræs	12	Ens gødning, N overskud	udrådnet	Ammon.laktat-P: 30	6.2	Sand jord	67 (n=1)	Ingen data	Rajgræs var potte forsøg, Vårhvede var markforsøg
	Vårhvede	16			<10	7.2?	Ler jord	40 (n=1)	Ingen data	
	Rajgræs	12		udrådnet	30	6.2	Sand jord	67 (n=1)	Ingen data	
	Vårhvede	16			<10	7.2?	Ler jord	40 (n=1)	Ingen data	
Stabiliseringsprocessesering (kompostering)										
13	Rajgræs	0.8 g P/pot (model)	Ens gødning	Komposteret	Lav	-	Sand jord	Ingen data	183 (n=1)	
6	Rajgræs	60	Ens gødning	Komposteret	Total P: 413	5.07	Moræne- jord	Ingen data	100 (n=1)	
5	Bahia-græs	56-224	Ens gødning, N overskud	Komposteret	Total P: 18.8 - 103	5.3	Sand jord	0-118 (n=8)	24-55 (n=8)	Kompostering og Fe reducerede P tilgængelighed men ikke Kompostering alene

Termisk tørring										
5	Bahia-græs	56-224	Ens gødning, N overskud	Tørret	Total P: 18.8 - 103	5.3	Sand jord	10-112 (n=8)	26-96 (n=8)	Tørring reducerede P tilgængelighed meget (i forhold til samme slam)
6	Rajgræs	60	Ens gødning	Tørret	Total P: 753	6.7	Moræne- jord	Ingen data	-2 (n=1)	
7	Vårbyg	80 mg P/kg	Ens gødning, N- overskud	Tørret	Moderat, Total-P: 673, blandet med sand	~7-7.5	Lerjord iblandet sand	I skud: 70 (n=1)	I skud: 63 (n=1)	Kun 6 ugers vækstperiode
Struvitudfældning										
14	Vårbyg, M	60		Struvit	Lav			100 (n=1)	Ingen data	
10	Majs 1. og 2. år	60	Ens gødning	Struvit	Ca-amm.-laktat-P: 21.0 - 24.2	4.7 - 6.6	Loam og sand	Ingen data	67-133 (n=12)	
2	Rajgræs	87 mg P /pot	Ens gødning	Struvit	Olsen P: 11 - 28 mg/L	6.6 - 7.1	Sandy loam og sandy clay loam	96-133 (n=8)	Ingen data	
8	Vårhvede	45-90	N status forskellig i jordene	Struvit	Mehlich-3P: 31 - 44	6.5- 7.6	Fine-loamy to sandy	67-81 (n=2)	59-115 (n=2)	Lavere P optag i høj P jord
15	Majs, Sorghum, Amaranth, Foderrug	200 mg P /plot	Ens gødning	Struvit	Dobb.-laktat-opl-P: 40.1	5.19	Loamy sand	228-350 (n=3)	139-210 (n=4)	
9	Salat	4-20 mg P /kg	Ens gødning	Struvit	Tilgængelig-P: 19.6	5.9	Loamy sand	117-167 (n=5)	Ingen data	
13	Rajgræs	0.8 g P/pot (model)	Ens gødning	Struvit	Lav	-	Sand jord	Ingen data	250 (n=1)	
17	Majs	188	Ens gødning	Struvit	Lav	4.9- 7.1	Jord + sand	62-106 (n=6)	Ingen data	Lavest i lav pH jord
19	Vårbyg	50 mg P/kg	Ens gødning, N- overskud	Struvit	Lav	6.9	Lerjord iblandet sand	43 (n=1)	47 (n=1)	Kun 6 ugers vækstperiode

Aske											
Ubehandlet											
15	Majs, Sorghum, Amaranth, foder rug	200 mg P /plot	Ens gødning	Aske	Dobb.-laktat-opl.-P: 40.1	5.19	Loamy sand	-222-270 (n=3)	4-52 (n=4)	Meget lav udbytte i foder rug og højt i sorghum, lavt P optag i Amaranth	
11	Majs	0.18-0.52 g P/pot	Ens gødning	Aske	Lav, Ca-amm.-laktat-P: 11.4	7.35	Sandy soil	-19-2 (n=3)	-25-0 (n=3)		
17	Majs	188	Ens gødning	Aske	Lav	4.9-7.1	Jord + sand	19-53 (n=2)	Ingen data		
18	Majs	40	Ens gødning, N-overskud	Aske	Lav, total P: 222 blandet med sand	6.2	Sandy loam - blandet med sand	140 (n=1)	98 (n=1)	Kun 4 ugers vækstperiode	
19	Vårbyg	50 mg P/kg	Ens gødning, N-overskud	Aske	Lav	6.9	Lerjord iblandet sand	53 (n=1)	27 (n=1)	Kun 6 ugers vækstperiode	
Behandlet											
10	Majs: 1. år	60	Ens gødning	Slam-slagger smeltet med limestone	Ca-amm.-laktat-P: 21-24.2	4.6-6.7	Loam og sand	Ingen data	11-75 (n=2)	"Cupola slag"	
	2. år								17-25 (n=2)		
	1. år								105-135 (n=2)		Højest tilgængelighed 1. år
	2. år								41-48 (n=2)		
15	Majs, Sorghum, Amaranth, Foder rug	200 mg P /plot	Ens gødning	Al fældet, brændt, syrebehandlet	Dobb.-laktat-opl.-P: 40.1	5.19	Loamy sand	-222-180 (n=3)	17-88 (n=4)	Meget lav udbytte i foder rug og sorghum, lavt P optag i Amaranth	
				Al fældet, brændt, CaCl ₂ , genopvarmet, syrebehandlet				33-188 (n=6)	49-111 (n=8)	Lav udbytte i foder rug, lavt P optag i Amaranth	
				Al fældet, brændt, MgCl ₂ , genopvarmet, syrebehandlet				-267-240 (n=6)	60-206 (n=8)	Meget lavt udbytte i foder rug og sorghum, meget højt P optag i Majs og lavest i amaranth	
11	Majs	0.18 -0.52	Ens gødning	Behandlet med	Lav,	7.35	Sandy soil	85-133	76-133		

		g P/pot		kalk	Ca-amm.-laktat-P: 11.4			(n=6)	(n=6)	
19	Vårbyg	50 mg P/kg	Ens gødning, N-overskud	AshDec, MgCl ₂	Lav	6.9-	Lerjord iblandet sand	72 (n=1)	54 (n=1)	Kun 6 ugers vækstperiode
17	Majs	188	Ens gødning	Forskellige: AshDec-MgCl ₂ , -Na ₂ CO ₃ , Mephrec, LeachPhos	Lav	4.9- 7.1	Jord + sand	-8-91 (n=8)	Ingen data	
12	Rajgræs	50 mg P/kg	Ens gødning	Fe fældet, CaCl ₂ , genopvarmet	P _i fra ignition/ ekstraktion: 119-752	4.5- 8.2	Silt jord, ler jord, svær lerjord	15-34 (n=2)	-2-24 (n=3)	Markant faldende udbytte og P optag med stigende pH og jord P
				Fe fældet, MgCl ₂ , genopvarmet				85-91 (n=2)	-7-116 (n=3)	Markant faldende udbytte og P optag med stigende pH og jord P

Referencer:

1. Frossard, E., Slnaj, S., Zhang, L.-M., Morel, J.L. 1996. The fate of sludge phosphorus in soil-plant systems. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1248-1253.
2. Johnston, A.E., Richards I.R. 2001. Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. *Soil Use and Management* 19, 45-49.
3. Ebeling, A.E., Cooperband, L.R., Bundy, L.G. 2003. Phosphorus availability to wheat from manures, biosolids, and an inorganic fertilizer. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34, 1347-1365.
4. Petersen, S.O., Petersen, J., Rubæk, G.H. 2003. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology* 24, 187-195.
5. O'Conner, G.A., Sarkar, D., Brinton, S.R., Elliot, H.A., Martin, F.G. 2004. Phytoavailability of biosolids phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 33, 703-712.
6. Krogstad, T., Sogn, T.A., Asdal, Å., Sæbø, A. 2005. Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorus in soil. *Ecological Engineering* 25, 51-60.
7. Lemming, C., Bruun, S., Jensen, L.S. and Magid, J. (2015): Effects of thermal drying on phosphorus availability from sewage sludge, abstract for poster presented on 'RAMIRAN 2015 – 16th International Conference, Hamburg University of Technology (TUHH), 8th-10th September 2015'.
8. Massey, M.S., Davis, J.G., Ippolito, J.A., Sheffield, R.E. 2009. Effectiveness of recovered magnesium phosphates as fertilizers in neutral and slightly alkaline soils. *Agronomy Journal* 101, 323-329.
9. González-Ponce, R., López-de-Sá, E.G., Plaza, C. 2009. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience* 44, 426-430.
10. Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claasen, N. 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 173-184.

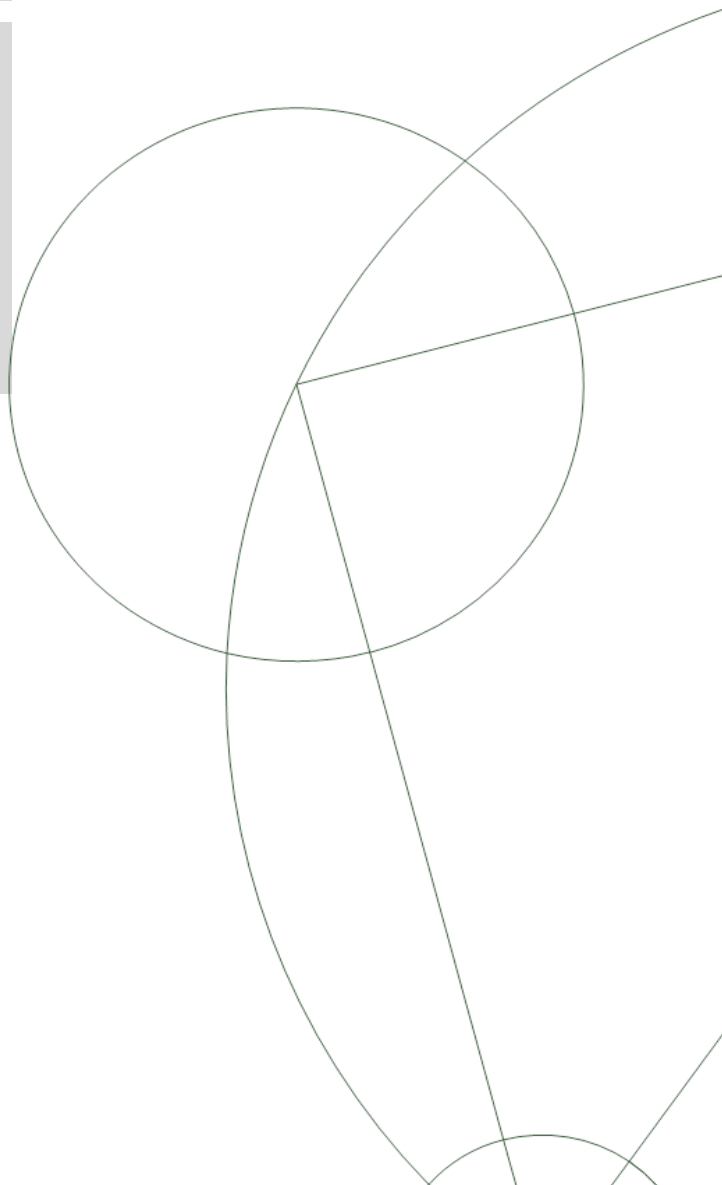
11. Severin, M., Breuer, J., Rex, M., Stemann, J., Adam, C., Van den Weghe, H., Küche, M. 2014. Phosphate fertilizer value of heat treated sewage sludge ash. *Soil Environment* 60, 555-561.
12. Nanzer, S., Oberson, A., Berger, L., Berset, E., Hermann, L., Frossard, E. 2014. The plant availability of phosphorus from thermo-chemically treated sewage sludge ashes as studied by 33P labeling techniques. *Plant and Soil* 377, 439-546.
13. Kahiluoto, H., Kuisma, M., Ketoja, E., Salo, T., Heikkinen, J. 2015. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental Science and Technology* 49, 2115-2122.
14. Vestergaard, A., 2015 Positiv effekt af fosfor fra restprodukter til vårbyg. I: Pedersen, J.B. *Oversigt over landsforsøgene 2015 - Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Planter & Miljø, Aarhus N, ISBN 978-87-93051-00-3, 238-241.*
15. Vogel, T., Nelles, M., Eichler-Löbermann, B. 2015. Phosphorus application with recycled products from municipal waste water to different crop species. *Ecological Engineering* 83, 466-475.
16. Delin, S. 2015. Fertilizer value of phosphorus in different residues. *Soil Use and Management*, 32, 17-26.
17. Wilken, V., Zapka, O., & Muskolus, A. 2015. Product quality: fertilizing efficiency, results of pot and field tests. Online presentation. http://p-rex.eu/uploads/media/3_P-REX_pot_tests_and_field_trials_Wilken.pdf
18. Lemming C., Oberson A., Hund A., Jensen L.S., Magid J., in review. Early maize root and phosphorus uptake responses to localised application of sewage sludge derived fertilisers. *Plant & Soil*, submitted.
19. Lemming et al. Unpublished



Resume

Denne rapport er et litteratur review af i alt 19 studier og undersøgelser (potte- og markforsøg) af fosfor (P) gødningsvirkning af forskellige typer spildevandsslam og afledte produkter i forskellige plantearter og jordtyper er gennemført med henblik på at opgøre den relative gødningsvirkning i forhold til en uorganisk handelsgødning som fosforkilde.

Sammenstillingen viser at fosfor tilgængeligheden af slamprodukter varierer, afhængig af hvordan produkterne er afledt og behandlet i spildevands- og slamprocessen. Struvit og slam fra spildevandsrensning med biologisk P-fjernelse viste sig at give højeste fosfor gødningsvirkning, samme eller højere ift. handelsgødning. De laveste fosfor gødningsvirkninger viste sig for tørret slam og ubehandlet slamaske. Behandlet slamaske har dog i flere studier vist højere plantetilgængelighed end ubehandlet slamaske.



Bilag 4. Opsamling på gennemførte projekter vedr. fosforgenanvendelse i EU og Norden pr. 2015

Af: Mikkel Mühle Poulsen, Krüger A/S

Miljøstyrelsen

Småprojekter til understøtning af Dansk Fosfor Netværk

Opsamling på gennemførte projekter vedr.
fosforgenanvendelse i EU og Norden pr. 2015

04. marts 2016

Miljøstyrelsen

Småprojekter til understøtning af Dansk Fosfor Netværk

Udarbejdet af: Mikkel Mühle Poulsen

Kontrolleret af: Peter Tychsen

Udgave: 1

Ordrenummer: 130082539

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG
Gladsaxevej 363
DK-2860 Søborg
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AALBORG
Indkildevej 6C
DK-9210 Aalborg SØ
T +45 9818 9300
aalborg@kruger.dk

AARHUS
Haslegårdsvænget 18
DK-8210 Aarhus V
T +45 8746 3300
aarhus@kruger.dk

GLOSTRUP SERVICE
Fabriksparken 35
DK-2600 Glostrup
T +45 3969 0222
service@kruger.dk

AQUACARE
Fabriksparken 50
DK-2600 Glostrup
T +45 4345 1676
aquacare@kruger.dk



Indholdsfortegnelse

1. Baggrund	2
2. Indledning	2
3. Afrapporterede projekter om fosforanvendelse	3
3.1 Danske MUDP projekter om fosfor	3
4. Fosfornetværk i udlandet	5
5. Teknologisk stadi i værdikæder	6
5.1 A. Renseanlæg, spildevand og spildevandsslam	6
5.2 B. Spildevandsslam udnyttet i landbruget	7
5.3 C. Slamforbrændingskasse	7
5.4 D. Organisk affald fra husholdninger og servicesektoren	8
5.5 E. Industriens organiske restprodukter	8
6. Opsummering	8

Bilagsliste

Bilag A: Katalog over fosforprojekter i Norden og EU fra 2011 til 2015



1. Baggrund

Nærværende projekt er udarbejdet som en del af Miljøstyrelsens småprojekter til understøttelse af arbejdet i Dansk FosforNetværk.

Udviklingen af teknologier mv. med fokus på øget genanvendelse af fosfor er en prioriteret indsats nationalt og internationalt. Det kan således være vanskeligt at have et overblik over/følge med i hvilke projekter, der allerede er gennemført, som kan understøtte fremadrettede aktiviteter i Danmark.

Dette projekt indeholder en identificering af eksisterende relevante rapporter og screening af indholdet af disse.

Projektet opridser, hvor udviklings- og demonstrationsprojekterne har bragt branchen hen pr. udgang af 2015. Der tages udgangspunkt i de projekter, der er gennemført i EU og i Norden siden fosforpartnerskabets arbejde i 2011/2012.

Dansk Fosfor Netværk vil kunne bruge opsamlingen som en nem tilgængelig kilde til indledende informationssøgning og vil gøre det overskueligt at vurdere, hvor langt udviklingen er nået indenfor de forskellige fosfor-værdikæder.

2. Indledning

Arbejdet i Dansk Fosfor Netværk blev igangsat i 2015 af Miljøstyrelsen og har til formål at identificere de vigtigste værdikæder for genanvendelse af fosfor samt kortlægge, hvad der skal til for at realisere disse værdikæder og gøre dem rentable.

Der er identificeret følgende overordnede værdikæder i Dansk Fosfor Netværk:

- A. Fosforgenanvendelse på renseanlæg fra spildevand og spildevandsslam
- B. Fosforgenanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget
- C. Fosforgenanvendelse fra slamforbrændingsaske
- D. Fosforgenanvendelse fra organisk affald fra husholdninger og servicesektoren
- E. Fosforgenanvendelse fra industriens organiske restprodukter



3. Afrapporterede projekter om fosforgenanvendelse

Der er i de senere år gennemført en lang række udviklings- og demonstrationsprojekter i Europa med fokus på fosfor. For at give et overblik over disse, er der foretaget en gennemgang af hjemmesider og rapporter fra perioden 2011 til 2015 med fokus på genanvendelse af fosfor fra organiske restprodukter og spildevand.

Resultatet af gennemgangen fremgår af kataloget vedlagt i bilag 1. I kataloget er der lavet en kort beskrivelse af projektet samt en indikation af hvilke værdikæder, projektet er relevant for. Desuden er der en kildehenvisning til en hjemmeside, hvor interesserede kan søge mere detaljeret information.

Nedenfor er relevante projekter der primært er gennemført under MUDP-programmet i Danmark kort beskrevet.

3.1 Danske MUDP projekter om fosfor

I Miljø- og Fødevarerministeriets program "Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram" (MUDP) er der igangsat en række projekter, der vedrører bedre udnyttelse af vigtige næringsstoffer som fosfor. Fosfor er et centralt punkt i Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018, og er også et centralt punkt for Natur- og Landbrugskommissionen.

I Ressourcestrategien: "Danmark uden affald" er det angivet som forventet effekt, at der i 2018 genanvendes 80 % af fosfor fra spildevandsslam ved udnyttelse af fosfor i asken fra slamforbrænding til gødning og/eller ved udspredning på landbrugsjord.

Formålet med de nævnte projekter er derfor at udvikle, teste og demonstrere teknologier til udvinding af fosfor fra spildevandsslam og spildevand. Dette ville kunne bringe en del af fosforen fra spildevand, som i dag ikke udnyttes, i cirkulation.

3.1.1 Danske fosfor-projekter med støttefinansiering

Partnerskab for genanvendelse af fosfor.

Formålet med projektet var at skabe en platform for et samarbejde om udnyttelse af fosfor i affald. Partnerskabet beskriver bl.a. bedst tilgængelig teknologi og identificerer behovet for videreudvikling og udvikling af henholdsvis eksisterende og ny teknologi til genindvinding af fosfor fra spildevand. De markedsmæssige betingelser, herunder barrierer og fremmende betingelser, for markedsudviklingens potentiale for eksisterende fosforgenanvendelse og for alternative teknologier vurderes samt behovet for udvikling af regulering for at opnå øget genanvendelse af fosforressourcerne i spildevand/spildevandsslam.

Tørring og pelletering af gødning. Miljøprojekt nr. 1428, 2012

Efter forbrænding af fosforholdige biomasser fås en aske, som indeholder fosfor på en form, der er svær tilgængelig for planterne. Asken egner sig derfor ikke som gødning. Der blev udviklet en vådkemisk metode til behandling af udvalgte bioasker, som gjorde fosforen let tilgængelig for planterne. Bioaskerne blev tørret og presset til gødningspiller, uden ændring af fosforens plantetilgængelighed.

Fra spildevand til fosforgødning. Miljøprojekt nr. 1658, 2015

Projektet beskriver den fosformængde, der er til rådighed til oparbejdning af fosfor på renseanlæg samt hvilke processer, der bedst kan anvendes til udvinding af fosfor fra



aske, og som giver det bedste udbytte. Fældning af fosfor med jern kan accepteres i forhold til askekvaliteten, men aluminium bør undgås. Projektet har vist, at det muligt at oparbejde slamasken til forskellige fosforholdige produkter, men har desuden vist, at det er vanskeligt at finde en attraktiv afsætning af disse slutprodukter.

Udvinning af fosfor fra slamaske med elektrokemisk teknik. Miljøprojekt nr. 1702, 2015

Projektet beskriver en teknik til udvinning af fosfor fra asken efter isoleret forbrænding af spildevandsslam samt afprøvning af metoden i laboratorieskala. Den udviklede teknik bygger på elektrokinetiske principper og kaldes elektrodialytisk separation. Den blev afprøvet i laboratorieskalaforsøg, som viste, at teknikken virkede og var klar til afprøvning i et pilotskalaforsøg. Endvidere viste projektet, at der var potentiale for anvendelse af ubehandlet slamaske i produktion af forskellige byggematerialer (tegl, letklinker og beton).

EDASK – elektrodialytisk genanvendelse af slamaske. (igangværende)

Projektet vil i pilotforsøg teste en patenteret metode til fosforudvinning af slamaske ved elektrodialyse og beregne markedspotentialet for en kommercialisering af metoden. Der er bl.a. fokus på udledning af designkriterier for askeomrøringen samt den elektrolytiske proces.

Fosforgenvinding ved struvitutfældning (Program for grøn teknologi 2013, afrapporteret)

Potentialet ved etablering af struvitgenvinding fra rejektivand på Åby Renseanlæg og muligheder for at øge dette.

Bæredygtig udnyttelse af fosfor fra spildevand. Miljøprojekt nr. 1661, 2015

Rapporten viser, at renseanlæggenes valg af teknologier til fjernelse af fosfor fra spildevandet har betydning for sammensætningen og kvaliteten af det fosforprodukt, der dannes fra spildevandsrensningen. Rapporten foretager en teknisk og økonomisk vurdering af de undersøgte teknologier til fjernelse af fosfor fra spildevand med henblik på at vælge de teknologier, der giver et slutprodukt med størst mulig biotilgængelighed inden for en kort tidsperiode.

Gødningsværdi af fosfor i restprodukter - GØDP (igangværende under GUDP)

Projektet vil undersøge, hvordan man kan genanvende fosfor fra restprodukter, og hvad der skal til for, at vi kan bruge restprodukterne bedre. Projektets mål er at udvikle en metode til at bestemme fosfor-gødningsværdien i restprodukter som spildevandsslam, aske og struvit samt på forskellige fraktioner af husdyrgødninger.

Genanvendelse af Fosfor og Kvælstof ved inddampning af rejektivand (GAFOKIR afrapporteret 2016)

Inddampning af rejektivand fra afvanding af udrådnet spildevandsslam Rejektivand er i sig selv for tyndt til at blive anvendt som gødning, men i en mere koncentreret form kan det anvendes som flydende gødning. Forsøg med et pilotanlæg på Renseanlæg Avedøre har vist, at det er teknisk muligt at inddampe rejektivand 30 gange. I udviklingsprojektet er opstillet en business case baseret på data fra pilotforsøget samt forudsætninger for implementering af en fuldskala løsning på Renseanlæg Avedøre til 320.000 PE. Business casen viser, at metoden er relativt omkostnings- og energitung.



RecoverP – (igangværende under innovationsfonden 2015- 2018)

Projektet undersøger sammenhængende mellem det mikrobielle samfund i renseanlæg og mulighederne for fosforgenvinding som følge deraf. Massebalancer for fosfor flowet i renseanlæg og rådnetanke fastlægges og der udvikles nye metoder til genvinding af veldefinerede fosforprodukter, bl.a. ved brug af membranteknologier, ionbyttere og krystalliseringsteknologier.

4. Fosfornetværk i udlandet

Der er flere lande og regioner, der ligesom Danmark har oprettet et netværk, hvor der fokuseres på genanvendelse af fosfor. De vigtigste af disse er oplistet her:

Fosfornetværk	Land/ Region	Link
European Sustainable Phosphorus Platform	EU	http://www.phosphorusplatform.eu/
Deutsche Phosphor-Plattform	Tyskland	http://www.deutsche-phosphor-plattform.de/
Nutrient Platform NL	Holland	http://www.nutrientplatform.org/english.html
Phosphate Value Chain Agreement	Holland	http://www.phosphorusplatform.eu/images/download/Dutch_phosphate_value_chain_agreement_-_Oct_4th_2011.pdf
Vlaams Nutriënten Platform	Belgien	http://www.vlakwa.be/initiatieven/nutriëntenplatform/
P-REX	EU	http://p-rex.eu/
GlobalTraPs	Globalt	http://www.globaltraps.ch/
Global Phosphate Forum	Globalt	http://www.phosphate-forum.org/
United Nations Global Partnership For Nutrient Management (GPNM)	Globalt	http://www.unep.org/gpa/gpnm/Issue.asp
International Water Association Resource Recovery Cluster (IWARRC)	Globalt	http://www.iwa-network.org/cluster/resource-recovery-from-water-cluster
North America Partnership on Phosphorus Sustainability (NAPPS)	USA	https://sustainablep.asu.edu



5. Teknologisk stade i værdikæder

Ud fra de gennemgåede projekter om fosfor i Norden og Europa, er de nuværende teknologiske muligheder opsummeret nedenfor, opdelt på de værdikæder, der er identificeret i Dansk Fosfor Netværk.

5.1 A. Renseanlæg, spildevand og spildevandsslam

Fosfor fjernes fra vandfasen enten ved kemisk fældning eller ved indbygning i bakterier. Typisk vil op til ca. 90 % af det fosfor, der tilføres til renseanlæg, havne i slammet. Derfor er der størst potentiale for fosforgenvinding fra slambehandlingen (inkl. rejktvandet) i forhold til fosforgenvinding fra udløbsvandet.

De fleste teknologier til fosforgenvinding tager udgangspunkt i rejktvandet fra afvandingen af slam, der er udrådnet i en rådnetank, hvor de opløste fosforkoncentrationer er høje og kan bringes til at udfælde som struvit.

De pt. kendte teknologier, der udfælder struvit fra rejktvandet i en separat reaktor, er listet i tabellen herunder. Disse teknologier kan også anvendes på industrielt spildevand med høje fosfatkoncentrationer.

Nogle teknologier kan desuden udfælde struvit direkte i det udrådnede slam. Dette er tilfældet for bl.a. AirPrex og NuReSys teknologierne.

En række processer anvender syrebehandling af spildevandsslammet for at øge udtrækningen af fosfor til vandfasen. Det drejer sig bl.a. om processerne Gifhorn, Stuttgart, og Budenheim.

Processer til fosforgenvinding fra slam og rejktvand:

Proces	Produkt
PEARL	Struvit
Struvia	Struvit
Struvit (Stjernholm)	Struvit
Ecobalans	Struvit
NuReSys	Struvit
Crystallactor	Struvit, CaP
NuReSys	Struvit
LysoGest	Struvit
RePhos	Struvit
PhosPaq	Struvit
Gifhorn	Struvit, CaP
KREPRO	FeP
FIX-PHOS	CaP
ANPHOS	Struvit
P-roc	CaP
Stuttgart proces	Struvit
Budenheim proces	CaP

Som fosforprodukt anvendt i landbrugssektoren opløses struvit langsommere end Calciumfosfat (CaP).



5.2

B. Spildevandsslam udnyttet i landbruget

Udnyttelse af fosfor i landbruget ved udbringning af afvandet spildevandsslam, er fortsat den mest anvendte teknologi til genanvendelse. Der arbejdes på forskellige måder til forøgelse af fosfor genanvendelse ved denne teknologi f.eks. ved branding af slammet som organisk gødning, kaldet "Biogødning", ved fortsat arbejde på at dokumentere gødningsværdien og teknisk ved udfældning af struvit i slammet før udbringning. En række alternative fosforprodukter udvundet fra spildevand og organisk affald kan udbringes som supplement til eller sammen med biogødningen og dermed øge genanvendelsen af fosfor i landbruget.

5.3

C. Slamforbrændingsaske

Den total mængde spildevandsslam, der produceres i Europa er ca. 11.570.000 ton tørstof. I gennemsnit forbrændes ca. 27 % af spildevandsslammet i Europa, der er store forskelle landene imellem, men ca. halvdelen af forbrændingen finder sted i Tyskland og Holland. P-indholdet i aske fra spildevandsslam varierer generelt mellem ca. 8-10 %, men visse steder forbrændes spildevandsslammet sammen med slam fra industrien eller andet affald, hvilket sænker P-indholdet i den resulterende aske.

Der findes overordnet to hovedtyper af teknologier til udvinding af P fra slamaske: Vådkemisk og termokemisk behandling.

Teknologier/projekter til genindvinding af fosfor fra aske:

Vådkemisk	Termokemisk
LEACHPHOS	MEPHREC
P-bac (INOCRE)	AshDec
ECOPHOS	THERMPHOS
TetraPhos	RECOPHOS
RECOPHOS DE	KUBOTA
EDS (elektrodialytisk)	

I Danmark har målet i ressourcestrategien "Danmark uden affald" om 80 % genanvendelse af fosfor fra spildevandsslam sat øget fokus på muligheden for udvinding af fosfor fra aske, som en måde at nå målet på i forsyninger med slamforbrænding.

Ecophos, en stor virksomhed, der beskæftiger sig med fosforudvinding fra traditionelle mineralske kilder udvundet ved minedrift, har herudover udviklet en proces til udvinding af fosfor fra lav-værdi fosforkilder. Lav-værdi, fordi indholdet af fosfor er mindre end i normale råstoffer udvundet af fosforminer. Som lav-værdi kilde kan også alternative kilder såsom slamaske benyttes. Ecophos ejer flere fabrikker i Europa og anvender på deres fabrik i Bulgarien denne proces til udnyttelse af lav-værdi kilder. Der er desuden planer om at bygge en fabrik i Frankrig, som efter planen skal stå færdig i 2017. Denne fabrik skal ligeledes behandle lav-værdi fosforkilder som eksempelvis slamaske.



5.4 **D. Organisk affald fra husholdninger og servicesektoren**

Der er stigende fokus på udnyttelse af energien i organisk affald ved udrådning i biogasanlæg på renseanlæg. Efter en energiudnyttelse ved biogasproduktion udbringes restslammet på landbrugsjord som biogødning, hvorved næringsstoffer udnyttes. Som følge af udrådningsprocessen vil vandfasen i biogødningen have højere koncentrationer af fosfat og dermed potentiale for genindvinding af fosfor med de samme teknologier, der udvikles til anvendelse på renseanlæg. I det tilfælde biogødningen udbringes direkte fra en biogasanlæg, vil væskefasen dermed indeholde en del opløst fosfor, der kan udnyttes direkte af planter eller være i risiko for udvaskning fra jorden.

5.5 **E. Industriens organiske restprodukter**

Ligesom for organisk affald fra husholdninger og servicesektoren, vil en række af de processer, der er udviklet til brug på renseanlæg vil også kunne anvendes til genindvinding af fosfor i industrien.

En række organiske restprodukter fra industrien udledes med spildevandet til kloakken eller køres i dag til biogasanlæg eller renseanlæg, der kan udnytte energi og ressourcer i restprodukterne.

Der er et stort potential indenfor de nærmeste år for investeringer i industrien i rentable teknologier til genindvinding af ressourcer, herunder fosfor, fra organiske affaldsprodukter.

6. **Opsummering**

Der er efterhånden en stor portefølje af projekter fra Norden og Europa, hvor forskellige aspekter af fosforgenvinding og genanvendelse er beskrevet, undersøgt og testet. Der er derfor en stor samlet viden, og der er mange nye teknologier til rådighed i Europa. Skridtet herfra til anvendelse af al denne viden og teknologi i fuldskala inkl. etablering af et marked for de nye fosforprodukter har dog vist sig kompleks. Videndeling og opdyrkning af afsætningsmarkeder for de nye teknologier er stadig et behov, således de mest lovende anvendelser kan identificeres og realiseres.

Bilag A

Katalog over fosforprojekter i
Norden og EU fra 2011 til
2015

Fosforprojekter 2011-2015

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
1	Sea Breeze IV - Phosphorus Project: Sea Breeze IV	Danmark	2015	Beskrivelse af status og forvaltning af fosforudledning i Danmark.	A, B, C, D, E	http://phosphorusplatform.eu/images/download/Report%20PhosphorusProject%20Denmark%20for%20ESPP.pdf
2	ARBOR - Accelerating Renewable Energies through valorisation of Biogenic Organic Raw Material	Tværeuropæisk	2011-15	Omhandler udvikling af teknologier og strategier til bæredygtig udnyttelse af biomasse, herunder genindvinding af næringsstoffer fra udrådet slam. Der er lavet en fortegnelse over nyeste eksisterende teknologier samt teknologier under udvikling.	A, D, E	http://www.vcm-mestverwerking.be/publicationfiles/VCM001_Rapport_04_LR.pdf
3	ARREAU - Accelerating Resource Recovery from the Water Cycle	Tværeuropæisk	2014-	Udvikling af markedsføringsplaner samt profitable værdi-kæder for udvinding af ressourcer fra vand cyclussen.	A, B, C (D, E)	http://www.eip-water.eu/ARREAU
4	BioEcoSIM - An innovative bio-economy solution to valorise livestock manure into a range of stabilised soil improving materials for environmental sustainability and economic benefit for European agriculture	Tværeuropæisk	2012-2016	Udvikling af bæredygtige jordforbedringsprodukter ud fra kvæggødning. Fosfor udvindes som struvit og CaP.	(D)	www.bioecosim.eu
5	Bio-Refine: Recycling inorganic chemicals from agro- & bio-industrial waste streams	Tværeuropæisk	2011-2015	Europæisk netværk til vidensdeling om genanvendelse af næringsstoffer.	A, B, C, D, E	http://www.biorefine.eu/biorefine
6	Biorefine Cluster Europe	Tværeuropæisk	2014-	Europæisk netværk til vidensdeling mellem projekter om genanvendelse af næringsstoffer og energi.	A, B, C, D, E	http://www.biorefine.eu/cluster
7	DeBugger - Demonstration of efficient Biomass Use for Generation of Green Energy and Recovery of Nutrients	Tyskland	2013-2015	Udvinding af energi og næringsstoffer af husdyrgødning.	(D)	http://www.kic-innoenergy.com/innovationproject/our-innovation-projects/debugger/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
8	EDASK - ElektroDialytisk genanvendelse af slamASKe	Danmark	2014-2016	Elektrodialytisk genvinding af fosfor fra aske, der stammer fra forbrænding af spildevandsslam. Ved processen isoleres også tungmetaller, således at der fås et rent fosforprodukt og en ren askerest.	C	www.kruger.dk
9	END-O-SLUDG - Marketable sludge derivatives from sustainable processing of wastewater in a highly integrated treatment plant	Tværeuropæisk	2011-2013	Projektet fokuserer på at identificere og udvikle innovative løsninger til at: Mindske slamvolumenet, der produceres på renseanlæg, Forbedre slambehandlingen, Udvikle høj kvalitets gødningsprodukter ud fra slam, Forbedre energibalancen på renseanlæg	A, B, (D, E)	www.end-o-sludg.com
10	ESPP - European Sustainable Phosphorus Platform	Tværeuropæisk	2013-	Europæisk medlemsbaseret fosfornetværk, der har til formål at vidensdele om bæredygtig fosforforvaltning mellem industri, vidensinstitutioner og offentlige myndigheder.	A, B, C, D, E	www.phosphorusplatform.eu
11	FERTI-MINE - From waste to fertilizer – phosphorus and carbon waste mining as nutrient recycling strategy for the future	Østrig	2014-2018	Projekt med fokus på at udnytte fosfor i forskellige affaldsstrømme og ved hjælp af termokemiske teknologier (pyrolyse, forbrænding, gasifikation, hydrotermisk carbonisation) at producere gødningsprodukter, der kan erstatte nyt fosfor fra miner og dermed lukke fosforkredsløbet.	A, B, C, D, E	https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=en&ansicht_in=&menu_e_id_in=300&id_in=10302
12	FERTIPLUS - Reducing mineral fertilisers and agro-chemicals by recycling treated organic waste as compost and bio-char products	Tværeuropæisk	2011-2015	Identifikation af innovative teknologier til at omdanne organisk affald fra husholdninger og landbrug til værdifulde gødningsprodukter, der kan erstatte traditionel fosfor fra miner.	A, D, E	www.fertiplus.eu
13	IMPROVE-P - Improved Phosphorus Resource efficiency in Organic agriculture Via recycling and Enhanced biological mobilization	Tværeuropæisk	2013-2016	Projektet sigter på at udvikle strategier for økologisk landbrug til at balancere fosforbudgettet ved at tilføre alternative gødningsprodukter.	A, B, C, D, E	https://improve-p.uni-hohenheim.de/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
14	IWARRC - International Water Association Resource Recovery Cluster	Globalt	2014-2018	Internationalt netværk i organisationen IWA til vidensopsamling om eksisterende eksempler på genindvinding af næringsstoffer fra spildevand.	A, B, C	http://www.iwa-network.org/cluster/resource-recovery-from-water-cluster
15	NECOVERY - Nutrient and Energy ReCOVERY in wastewater treatment plants by pre-concentration and adsorption processes	Spanien, Belgien	2013-2016	Pilotskalaanlæg med biosorption og genindvinding af fosfor ved struvitutfældning på rejeftvand .	A, B, C	http://www.life-necorecovery.eu
16	PHORWater - Integral Management Model for Phosphorus recovery and reuse from Urban Wastewater	Spanien, Frankrig	2013-2016	Struvitutfældning fra rejeftvand på renseanlæg.	A, B, C	http://phorwater.eu/
17	TL-BIOFER - Nutrients and Regenerated Water Recycling in WWTPs Through Twin-Layer Microalgae Culture For Biofertilizers Production	Spanien, Tyskland	2014-2017	Udvinding af fosfor fra spildevand ved anvendelse af algekulture.	A, B	www.life-tlbiofer.eu
18	ManureEcoMine	Tværeuropæisk		Pilotprojekt med udrådning af husdyrgødning fra køer og grise, efterfulgt af struvitutfældning fra rejeftvandet.	A, (D, E)	http://www.manureco mine.ugent.be/
19	PhoReSE - Phosphorus REcovery from Secondary Effluents of municipal wastewater plants	Grækenland	2014-2015	Projekt der i pilotforsøg undersøger kemisk fosforfældning på renseanlæg uden bio-P tanke.	A	www.phorese.gr
20	PhosFarm - Technologies for nutrient recovery from waste such as agricultural residues	Tværeuropæisk	2013-2015	Pilotforsøg med behandling af organisk landbrugsaffald med enzymer, der udtrækker fosfor som fosfat, der herefter kan udfældes som struvit og calciumfosfat.	A, D, E	http://www.phosfarm.eu/
21	P-REX	Tværeuropæisk	2012-2015	Fosfornetværk der har til formål at demonstrere udvalgte teknologier til genindvinding af fosfor og sammenligne data for en række eksisterende teknologier.	A, B, C, D, E	http://p-rex.eu/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
22	PROMISE - Phosphorus Recycling of Mixed Substances	Tværeuropæisk	2014-2017	Undersøgelse af potentielle nyttige og uønskede effekter af forskellige organiske og uorganiske fosforgødninger produceret ud fra genanvendt fosfor.	B, (A, C, D, E)	http://www.mtt.fi/promise
23	RecoPhos - Recovery of Phosphorus	Tværeuropæisk	2012-2015	Udvinding af fosfor fra spildevandsslam eller slamaske ved en termokemisk proces under høj temperatur og reducerende forhold også kaldet Wöhler-processen.	A,C (D,E)	www.recophos.org
24	R3Water - Reuse of water, Recovery of valuables and Resource efficiency in urban wastewater treatment	Tværeuropæisk	2014-2017	Hydrotermisk carbonisering (HTC) af organisk stof og udvinding af næringsstoffer.	A,(D,E)	www.r3water.eu
25	SusPhos	Tværeuropæisk	2013-2017	Forskningsprojekt til undersøgelse af bæredygtigt produktion, anvendelse, genindvinding og kommerciel udnyttelse af fosforbaserede processer og materialer.	A, B, C, D, E	www.susphos.eu
26	SuWaNu - Sustainable Water treatment and Nutrient reuse options	Tværeuropæisk	2013-2015	Vidensnetværk til udveksling af know-how om genanvendelse af vand- og næringsstofressourcer fra spildevand og landbrugssektoren.	A, B, C, D, E	www.suwanu.eu
27	VALODIM	Frankrig	2014-2020	Formål: at producere gødning til konkurrencedygtige priser, herunder genvinding af biprodukter fra biogasproduktion.	A, D, E	http://www.bpifrance.fr/Vivez-Bpifrance/Actualites/Programme-Investissements-d-Avenir-4-5-millions-d-euros-accordes-au-projet-Valodim
28	A_Propeau - IWT optimal fosfat effektivitet	Belgien	2014-2018	Udarbejdelsen af nøjagtige P balancer på mark-niveau for de vigtigste grønne husdyrgødning og efterafgrøder. Undersøge den mest effektive udnyttelse af mineralisk P-gødning og optimere anbefalingerne for nuværende fosfor gødning	B, (A, C, D, E)	http://www.proefstation.be/project/iwt-a_propeau

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
29	Best Resources from Water - Learning from best practices on resource recovery from water	Holland	?2014	Vidensnetværk til udveksling af best practice om genanvendelse af næringsstoffer ressourcer fra vand.	A, B, C, D, E	http://bestresourcesfromwater.org/
30	BIOFACTOR - An integrated project with the aim to reduce input of mineral fertilisers in European agriculture by development of specifically adapted bio-effectors (BEs) to improve the efficiency of alternative fertilisation strategies, such as organic and low-input farming, use of fertilisers based on waste recycling products and fertiliser placement technologies.	Tværeuropæisk	2012-2017	Interdisciplinært projekt der sigter mod at udvikle nye tilgange til landbrugsmæssig anvendelse af BIO-effektorer, såsom mikroorganismer eller naturlige stoffer, der kan øge effektiviteten af optagelsen af bl.a. genbrugte gødningsstoffer.	B, (A, C, D, E)	http://www.biofactor.info/
31	DIGESMART - Udnyttelse af udrådnetslam fra biomassedurådning.	Tværeuropæisk	2013-2016	Målet er at udvikle "grønne" gødningsprodukter ud fra næringsstofferne i det udrådnede slam.	A, B, D, E	http://www.digesmart.eu/
32	FIX-PHOS - Fosforfældning i spildevandsslammet i rådnetanken ved tilsætning af calcium silicat hydrat (CSH)	Tyskland	2012	Industriel fosforproducent (Baden-Württemberg), der har udviklet teknik til udvinding af P fra spildevand i 2010 (patent ansøgt 2009).	A, B, D, E	http://www.iwar.tu-darmstadt.de/media/iwar_abwassertechnik/abgeschlosseneforschungsprojekte/FIXPhos_Poster_IFAT2012.pdf
33	IMPROVE-P - Assessing the suitability of recycling phosphorus fertilizers for organic farming	Tværeuropæisk	2013-2016	Evaluering af agronomiske og biologiske metoder til at øge planters effektivitet til udnyttelse af fosfor. Undersøgelse af gødningseffektiviteten af alternative fosfor gødninger.	B, (A, C, D, E)	https://improve-p.uni-hohenheim.de/ og http://www.coreorganic2.org/coreorganic2.asp
34	INEMAD - Improved Nutrient and Energy management through Anaerobic Digestion	Tværeuropæisk	2007-2013	Fosforkredsløbet på landbrug og optimal udnyttelse af nye fosforprodukter.	B, (A, C, D, E)	http://www.inemad.eu/en/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
35	KRN-Mephrec -	Tyskland	2014-2016	Pilotprojekt. Pilotanlæg etableres 2016 - planer om fuldskala efterfølgende. Omdanne spildevandsslam til energi, gødning og jern i et enkelt procestrin. Nürnberg Processen med metallurgiske fosfor genanvendelse (Mephrec) giver mulighed for fuld udnyttelse af slam i ét system på et sted i et trin. De smeltede metaller er et biprodukt og afledt af de tungmetaller urenheder og jernforbindelser i slammet. Ved temperaturer på op til 2000 ° C, vil spildevandsslam smelte under tilsætning af oxygen. Alle organiske miljøgifte vil være nedbrudte. De genvundne metaller kan genanvendes.	A, (C) D, E	https://www.nuernberg.de/internet/krn_mephrec/
36	NewFert - Nutrient recovery from biobased waste streams and residues	Tværeuropæisk	2015-2019	Geninvinning af fosfor og andre næringsstoffer fra organisk affald med henblik på fremstilling af kunstgødning.	A, D, E	http://newfert.org/
37	Nutricycle - Green fertilizers from digestate and manure	Belgien	2012-2014	Udvinning af næringsstoffer fra gylle og fermentat og deres genbrug som grønne gødningserstatninger. Pilotforsøg med Struvit, tvungen adskillelse, og NH ₃ - stripping	A, D, E	http://www.mipvlaanderen.be/nl/webpage/155/nutricycle.aspx
38	Nutrient Clearing House	Belgien	2014-	Konsortium til genvinding af næringsstoffer fra slam, husdyrgødning, og udrådnat slam.	A, D, E	http://www.i-cleantechvlaanderen.be/#!nutrient-clearing-house/cr1t og http://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/projects/nutrient-clearing-house/4990

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
39	NUTS - Transition towards Sustainable Nutrient Economy in Finland	Finland	2012-2014	Projekt om bæredygtig næringsstofudvinding.	A, B, C, D, E	http://www.nutrient.fi/en
40	OCAPI - Optimisation of Carbon, nitrogen and Phosphorus cycles in the city Paris	Frankrig	2014-2018	Formålet med projektet er at undersøge mulighederne for udvikling af sanitære systemer, som løser udfordringer i det 21. århundrede: maksimere værdiansættelsen af kulstof-, kvælstof- og fosforressourcer i spildevandet og samtidig reducere energi- og ressourceforbrug.	A, B, C, D, E	http://www.metis.upmc.fr/fr/node/283
41	Omzet Amersfoort - energi og næringsstoffer fra spildevand	Holland	2014-2016	Projekt, der har til formål at omdanne rensesanlæg til energi- og ressourceproducenter. Der vil bl.a. blive udvundet struvit ved PEARL processen.	A,(D,E)	http://www.omzempuntamersfoort.nl/english/project-description/
42	Phosph'Or - Struvite from manure	Frankrig	2010-2014	Struvitudfældning fra husdyrgødning.	(D)	http://phosphor2014.irstea.fr/
43	Phosphorus from wastewater	Irland	2014-2020	Undersøgelse af bæredygtigheden af fosforudnyttelsen i Irland med mål om at udvikle innovative teknologier til genindvinding af fosfor fra spildevand.	A, B, C, D, E	http://www.phosphorus.ie/
44	POWER - Renewable P-fertilizer from livestock effluent to prevent water eutrophication	Italien	?	Udvinding af fosfor fra udledninger fra husdyrhold og produktion af fosforgødning ud fra den udvundne fosfor.	(D)	http://users.unimi.it/ricicla/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
45	PProduct - Potential of sewage sludge phosphorus in plant production	Finland	2015–2018	Projekt med formål at undersøge potentiale ved anvendelse af spildevandsslam som gødning.	B	http://www.evira.fi/portal/en/about+evira/about+us/operation+areas/risk+assessment/current+research+projects/potential+of+sewage+sludge+phosphorus+in+plant+production+and+impacts+of+harmful+compounds+in+sludge+on+environment+and+food+chain+-pproduct-/
46	Precover	Finland	?	Udvinding af fosfor fra spildevandsslam og anvendelse til gødning.	A (D, E)	http://www.phosphorusplatform.eu/platform/links-and-networks/r-d-and-projects
47	R4R - Chemical Regions for Resource Efficiency	Tværeuropæisk	2012-2015	Samarbejdsprojekt mellem regioner i EU om bedre ressourceeffektivitet i kemiindustrien.	E	http://www.regions4resource.eu/
48	ReuseWaste - Recovery and Use of Nutrients, Energy and Organic Matter from Animal Waste	Tværeuropæisk	2012-2015	Netværk til vidensdeling og uddannelse vedr. ny teknologi til genindvinding af ressourcer fra organisk affald fra husdyrbrug.	(A, B, C, D, E)	http://www.reusewaste.eu/
49	RISE Foundation - The Rural Investment Support for Europe (RISE) Foundation	Tværeuropæisk	2006-	Tænketaank til støtte for en bæredygtig og international konkurrencedygtig landbrugsøkonomi i Europa.	(A, B, C, D, E)	http://www.risefoundation.eu/
50	Sustainable Airport Cities	Holland	2013-	Pilotanlæg til struvitudfældning til genindvinding af fosfor fra spildevand fra lufthavne og fly.	D, (A, E)	http://www.kwrwater.nl/tki/sustainable_airport_cities/
51	ValuefromUrine - Bio-electrochemically-assisted recovery of valuable resources from urine	Tværeuropæisk	2012-2016	Udvikling, demonstartion og evaluering af energieffektive løsninger til genindvinding af næringsstoffer fra urin ved elektrokemiske processer.	A, D, E	http://www.valuefromurine.eu/

Nr.	Titel	Land	År	Beskrivelse, dansk	Relevant værdikæde	Kilde
52	VCM	Belgien	?	Belgisk koordinationscenter for udnyttelse af landbrugsaffald.	(A, B, C, D, E)	http://www.vcm-mestverwerking.be/index_en.phtml
53	Wetsus - European centre of excellence for sustainable water technology	Holland	?	Europæisk forskningscenter for bæredygtige vandteknologier, med fokus på bl.a. genindvinding af fosfor fra spildevand og husdyrgødning.	A, B, C, D, E	https://www.wetsus.nl/phosphate-recovery

Rapport om Opsamling fra fosfornetværket 2015

Formålet med fosfornetværket 2015 var at skabe et åbent forum for dialog mellem de forskellige interessenter, der arbejder med genanvendelse af fosfor i Danmark.

På mødet blev identificeret følgende 5 udvalgte værdikæder:

1. Fosforgenanvendelse på renseanlæg fra spildevand og spildevands slam
2. Fosforgenanvendelse fra spildevandsslam ved udnyttelse i landbruget
3. Fosforgenanvendelse fra slamforbrændingsaske
4. Fosforgenanvendelse fra orgsnisk affald fra husholdninger og servicesektoren
5. Fosforgenanvendelse fra industriens organiske restprodukter

Fra netværksmødet blev der identificeret en række punkter, som der skal arbejdes videre med i 2016. Det vil bl.a. være en viderebearbejdning af de ovenfor nævnte værdikæder; evaluering af gødningsværdien/fosforværdien på kort og lang sigt ; kan der udarbejdes forslag til regulering, der understøtter en øget fosforgenanvendelse samt samarbejde med andre lande og de øvrige fosfornetværk i Europa.



Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

www.mst.dk