



Fosforprodukter av slam – energianvändning och klimatpåverkan

Serina Ahlgren & Erik Kärrman

RISE Rapport 2019:73

Version 2019-12-16

Fosforprodukter av slam – energianvändning och klimatpåverkan

Serina Ahlgren & Erik Kärrman

Foton framsida:

Till vänster granulerad struvit, fotograf Gunnar Thelin.

Till höger pelleterad fosforprodukt från slamaska, fotograf Lena Rodhe.

RISE Research Institutes of Sweden AB

RISE Rapport 2019:73

ISBN: 978-91-89049-01-7

Uppsala 2019

Abstract

Phosphorus products from sludge – energy use and climate impacts

The purpose of this study was to compare the energy use and climate impact of extracting phosphorus (P) from sewage sludge, compared with mineral phosphorus from mining. The two processes that are studied are struvite precipitation and extraction of phosphorus from sludge ash (AshDec). We also looked at the potential recycling rate of plant nutrients in the different systems.

In the study, we have calculated the environmental impact of introducing the processes for P-recovery, related to a conventional sewage treatment plant with chemical precipitation. It is therefore only the differences that arise in comparison with the reference plant that are included in the calculations. You can think like this: there is an existing sewage treatment plant, where you introduce P recycling. All changes in environmental impact that arise in connection with the investment in this new process are burdens the new P-product.

The results show that the AshDec scenario has the best recovery rate of phosphorus and energy balance, while the struvite scenario shows the best return rate of nitrogen and the lowest climate impact. However, the sensitivity analyzes show that the results are strongly influenced by different assumptions. For the AshDec scenario, assumption about nitrous oxide emissions from incineration of sludge as well as the handling of energy surplus is crucial. For the struvite scenario, assumptions around the reconstruction of the sewage treatment plant to biological phosphor cleaning is of great significance, especially if the biogas production is affected.

Innehåll

Abstract	1
Innehåll	2
Förord	3
Sammanfattning	4
1 Inledning	5
1.1 Bakgrund.....	5
1.2 Syfte och avgränsning	5
2 Metod	6
2.1 Funktionell enhet.....	6
2.2 Karaktäriseringsfaktorer.....	6
3 Studerade system	7
3.1 Referensanläggning	7
3.2 P-produkt via slamförbränning och utvinning ur aska	8
3.3 P-produkt via struvitfällning	11
3.4 Mineralfosfor	14
4 Resultat	16
4.1 Återföring av näring.....	16
4.2 Energianvändning	16
4.3 Klimatpåverkan	17
4.4 Känslighetsanalyser	19
5 Diskussion och slutsatser	22
5.1 Jämförelse med tidigare LCA-studier.....	23
5.2 Slutsatser	24
5.3 Fortsatt arbete	25
6 Referenser	26

Förord

Denna rapport är en del av projektet ”Återvinning av fosfor från slam till produkter” som finansieras av Vinnova och pågår mellan 2017 och 2019 under ledning av RISE. Fokus i projektet är att underlätta och öka en recirkulation av den ändliga resursen fosfor (P) från avloppsslam, mellan urbana områden och produktiv jordbruksmark.

Ett stort tack till alla i projektgruppen och referensgruppen som deltagit i utformning av scenarier och diskussion av resultat! Särskilt tack till Gunnar Thelin, EkoBalans, samt Robert Johansson och Erik Pott på Outotec, som bidragit med en hel del dataunderlag för de olika processerna i studien. Tack även till David I'Ons, Gryaab, som hjälpt till med beräkning av energibalansen vid slamförbränning, samt till Bo von Bahr, RISE som bidragit med många kloka synpunkter.

Sammanfattning

Syftet med denna studie var att jämföra energianvändning och klimatpåverkan av att utvinna fosfor (P) från avloppsrenings slam, jämfört med mineralfosfor från gruvdrift. De två processerna som studeras är struvitfällning och utvinning av fosfor ur slamaska (AshDec). Vi beräknar också den potentiella återvinningsgraden av fosfor. Struvit innehåller en del kväve, därför ingår även undviken användning av fossilbaserat mineralkväve i studien.

I studien har vi beräknat miljöpåverkan av att införa processerna för P-återvinning, jämfört med en vanlig avloppsreningsanläggning med kemisk fällning. Det är alltså bara de skillnader som uppstår i jämförelse med referensanläggningen som inkluderas i beräkningarna. Man kan tänka så här: det finns ett existerande avloppsreningsverk där bara en del slam sprids på åkermark, övrigt slam används som deponitäckning och anläggningsjord, en liten del går även till deponi. I detta reningsverk inför man P-återvinning. Alla ändringar i miljöpåverkan som uppstår i samband med investeringen i denna nya process, bokförs på den nya P-produkten.

Resultaten visar att AshDec-scenariot har bäst återföringsgrad av fosfor och god energibalans, medan struvit-scenariot visar bäst återföringsgrad av kväve, och har den lägsta klimatpåverkan. Känslighetsanalyserna visar dock att resultaten starkt påverkas av olika antagande. För AshDec-scenariot är antagande kring lustgasutsläpp vid förbränning av slam avgörande samt hur väl energiöverskottet från förbränning tas om hand. För struvit-scenariot har antaganden kopplade till omläggning av reningsverket till biologisk fosforrening stor betydelse, särskilt om det blir en påverkan på biogasproduktionen.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Denna livscykelanalys (LCA) har utförts inom ramen för ett projekt som finansierats av Vinnova: ”Återvinning av fosfor från slam till produkter” och pågår mellan 2017 och 2019 under ledning av RISE. Fokus i projektet är att underlätta och öka en recirkulation av den ändliga resursen fosfor (P) från avloppsslam, mellan urbana områden och produktiv jordbruksmark.

Det finns flera tillgängliga flöden av P att recirkulera i samhället, så som gödsel, matavfall och avlopp. Fosfor finns även i stora mängder i gruvavfall. I detta projekt är fosforåtervinning från avloppsreningsverk i fokus. Två entreprenörsföretag inom området deltar i projektet, EkoBalans och Outotec, som båda har en P-rik produkt från avloppsslam i sin produktportfölj.

Projektet består av tre arbetspaket; arbetspaket 1 använder innovationsanalysmetoder för att identifiera möjligheter och hinder när det gäller fosfor-recirkulation; arbetspaket 2 består av systemanalys och kemiska analyser för att undersöka halter av de vanligaste föroreningarna i avloppsslam i de producerade produkterna; arbetspaket 3 testar i fältförsök hur dessa fosfor-produkter kan användas i jordbruket med befintlig maskinpark och spridare, med avseende på doseringsnoggrannhet och spridningens jämnhet.

Denna rapport har utförts inom arbetspaket 2.

1.2 Syfte och avgränsning

Syftet med LCA-studien är att jämföra miljöpåverkan av två P-produkter som tillverkas av avloppsreningslam, jämfört med mineral-P från gruvdrift. De två fosfor-produktprocesserna som studeras är struvitfällning och utvinning av fosfor ur slamaska. Syftet är också att identifiera eventuella hotspots i återvinningsprocesserna.

LCA:n har på grund av projektets begränsningar varit förenklad; vi har bara beräknat användning av energi, bidrag till klimatpåverkan och återföringsgrad av fosfor och kväve. Däremot är studien relativt heltäckande vad gäller livscykeln då i de flesta processer i de studerade system inkluderats. Energi och klimatpåverkan av infrastruktur exempelvis byggnader, bassänger, ståltankar o.s.v. inkluderas dock ej. Fler begränsningar listas i diskussionen.

2 Metod

LCA är en metod för att kvantifiera miljöpåverkan av en tjänst eller produkt genom dess livscykel. Metoden finns standardiserad i ISO-14 000 serien.

I studien har miljöpåverkan av att införa en process för P-återvinning beräknats, jämfört med en vanlig avloppsreningsanläggning med kemisk fällning. Det är alltså bara de skillnader som uppstår i jämförelse med referensanläggningen som inkluderas i beräkningarna. Man kan tänka så här: det finns ett existerande avloppsreningsverk, och där inför man P-återvinning. Alla ändringar i miljöpåverkan som uppstår i samband med investeringen i denna nya process, bokförs på den nya P-produkten.

Några av grundförutsättningarna i beräkningarna är:

- Vi antar att alla system inklusive referensfallet har samma reningsgrad, det vill säga samma mängd näringsämnen släpps ut till recipient (ca 5% av P och 27% av N som inkommer med avloppsvattnet), och påverkan på recipient inkluderas därför inte i studien.
- Vi antar att den mängd fosfor i slam som sprids idag (25% av inkommande fosfor till reningsverket) fortsätter att spridas – det är alltså enbart det slam som annars skulle gått till deponitäckning, anläggningsjord och deponi som vi studerar som råmaterial för de nya P-produkterna.
- Studien har ett svenskt perspektiv, därför har svenska medeldata använts i så hög utsträckning som det går.

2.1 Funktionell enhet

Den funktionella enheten är den bas på vilken resultaten uttrycks. I denna studie har vi satt den funktionella enheten till 1 kg P i färdig produkt i Sverige, redo att spridas på åkermark. Användningen av produkten är inte med i studien. Fosfor förekommer i olika form i produkterna vilket kan påverka växttillgängligheten, detta tas upp i diskussionen. Eftersom det finns kväve i struviten, så kommer ett avdrag göras för den undvikna produktionen av kvävegödsel som struviten bidrar med (data från Linderholm et al. (2012)).

2.2 Karaktäriseringsfaktorer

För omräkning av utsläpp av koldioxid, metan och lustgas till koldioxidekvivalenter, används karaktäriseringsfaktorer från IPCC 2013. Energi omräknas till primärenergi CED (cumulative energy demand), vilket beskriver ett energislag i dess primära tillstånd, innan omvandling. För fossila energislag är detta ganska lätt att förstå, det är energiinnehållet i jordskorpan innan det fossila bränslet tas upp. För andra energislag, tex avfall blir det mer komplicerat. Den svenska fjärrvärmemixen har en primärenergifaktor mindre än ett, på grund av den stora mängden avfall som vi använder till fjärrvärme, se Tabell 1.

Tabell 1. Karaktäriseringsfaktorer som använts i studien

	Värde	Enhet	Referens
Potentiell klimatpåverkan			
CO ₂ , fossil	1	kg CO ₂ -ekv/kg CO ₂	IPCC (2013)
CH ₄ , fossil	36	kg CO ₂ -ekv/kg CH ₄	IPCC (2013)
CH ₄ , biogen	34	kg CO ₂ -ekv/kg CH ₄	IPCC (2013)
N ₂ O	298	kg CO ₂ -ekv/kg N ₂ O	IPCC (2013)
Primärenergi, CED			
Elmix, Sverige	2,10	MJ/MJ	Gode et al. (2011)
Elmix, Tyskland	3,01	MJ/MJ	Itten et al. (2014)
Fjärrvärmemix, Sverige	0,79	MJ/MJ	Gode, Martinsson et al. (2011)
Diesel	1,29	MJ/MJ	Ecoinvent databas 2.2
Naturgas	1,11	MJ/MJ	Ecoinvent databas 2.2

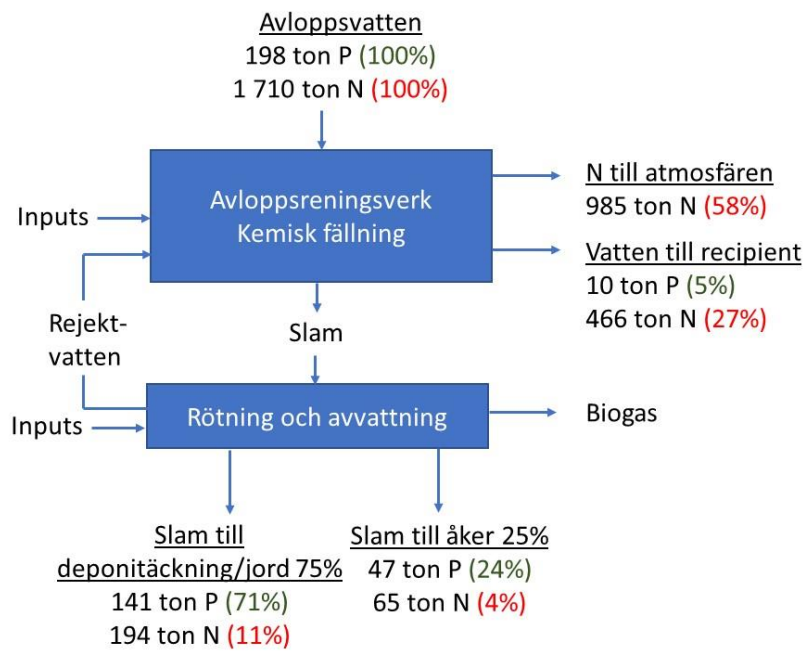
3 Studerade system

I studien har miljöpåverkan av att införa en process för P-återvinning beräknats, jämfört med en vanlig avloppsreningsanläggning med kemisk fällning. Resultaten jämförs sedan med mineral-P som kommer från gruvdrift. Användningen av produkterna inkluderas inte i studien.

3.1 Referensanläggning

Som referensanläggning valdes en ganska stor anläggning med kemisk fällning, som kan ses som representativ för många anläggningar i Norden och Europa. Anläggningens geografiska läge är Malmö som dels har en hamn, och dessutom har möjlighet sprida slam på kringliggande åkermark. En övergripande schematisk bild av näringsflöden i referensanläggningen visas i figur 1. Mycket data till referensanläggningen har hämtats från VA Syds miljöredovisning 2016 för Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö (VA Syd 2016), som är ett reningsverk med 550 000 anslutna personekvivalenter.

Vi antar att 25% av slammet sprids på åkermark, och 75% går till deponitäckning, anläggningsjord, deponi och andra användningsområden.

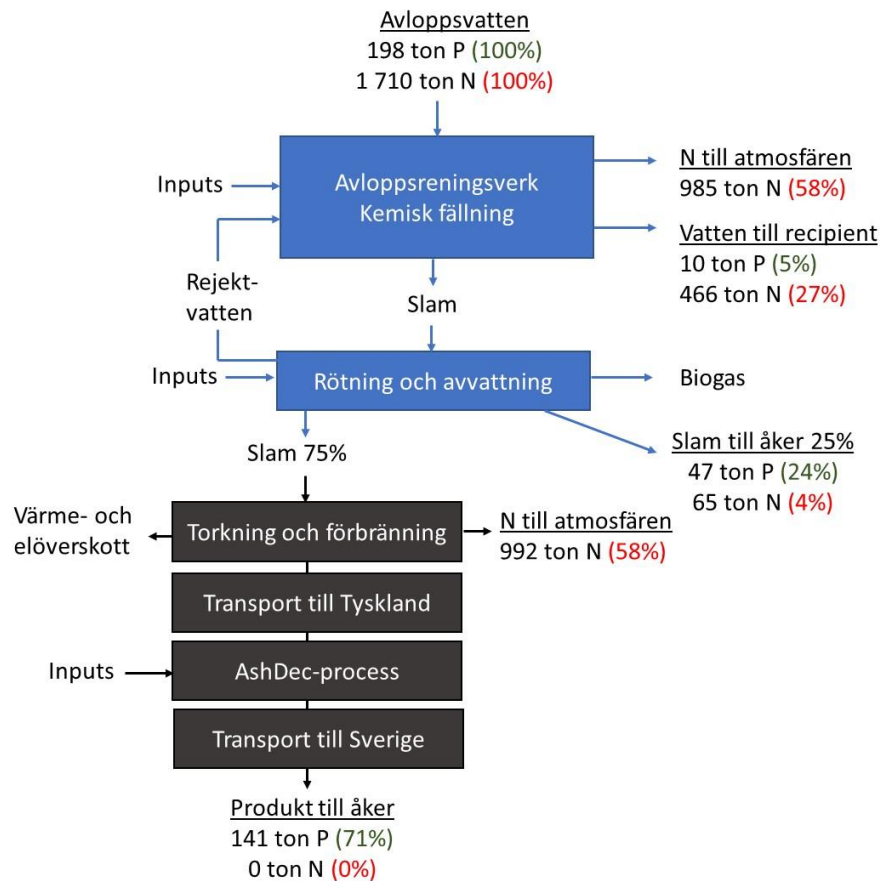


Figur 1. Schematisk bild av årliga näringsflöden i referensanläggningen, siffror i procent anger andel av N och P i förhållande till inkommande mängd med avloppsvatten.

3.2 P-produkt via slamförbränning och utvinning ur aska

I denna produktionskedja är processen i reningsverket lika som i referensfallet, och samma mängd slam sprids till åker. Skillnaden är att det slam som annars skulle gått till deponitäckning, anläggningsjord och deponi förbränns i anslutning till reningsverket (Figur 2).

I och med att slammet används i processen, så undviks deponitäckning, anläggningsjord och deponi. Vi antar att 65% av slammet som inte går till åkermark blir anläggningsjord, 32% deponitäckning och 3% går till deponi, baserat på SCB (2016). Utsläpp från slammet när det transporteras, komposteras och deponeras undviks alltså. Data för dessa undvikna emissioner hämtades från VA-teknik Södra (2018). Man skulle kunna tänka att det nu behöver produceras deponitäckning och anläggningsjord på annat håll, detta har dock inte inkluderats i studien i brist på lämpliga scenarier och brist på data.



Figur 2. Schematisk bild av den studerade förbränning och Ash-Dec processen. Svarta pilar och boxar indikerar att flöden eller processer är annorlunda i jämförelse med den existerande referensanläggningen. Siffror i procent anger andel av N och P i förhållande till inkommande mängd N och P i avloppsvatten.

Vid förbränning av slam bildas energi, som kan användas till fjärrvärme och elproduktion. Slam kan brännas ensamt (monoförbränning) eller i en samförbränning tillsammans med annat material. I en samförbränningsanläggning kan man förvänta sig högre verkningsgrad till el och värme, men man får en blandad aska som blir mer komplicerad att uppgradera. Ett annat alternativ är att förgasa slammet.

Vi har här antagit en monoförbränning. I monoförbränningen används en del av den producerade värmen för att torka slammet innan förbränning, en del av denna värme kan i sin tur återvinnas som fjärrvärme. En del el och värme behövs också för att få igång processen och hålla den vid liv. Energieffektiviteten beräknades med ett beräkningsverktyg framtaget av Gryaab. Energieffektiviteten sattes till 82% (19% och 63% av ingående energi i slam kan omvandlas till el respektive värme) baserat på (Östlund 2003). Mängden nettovärme ut beräknades till 6,4 MJ/kg ts ingående slam och mängden producerad el beräknades till 0,9 MJ /kg ts ingående slam. Tillsammans, omräknat till primäreenergi, blir det 196 MJ per kg P som kan ersätta ordinarie fjärrvärmemix och el på nätet. Ett alternativ till förbränning är att förgasa slammet, vi diskuterar detta vidare i kapitel 4.4 Känslighetsanalyser.

I förbränningsprocessen försvinner allt kväve, men fosfor hamnar i askan. Askan är råmaterial till den fortsatta processen. Mängden aska som kan produceras vid varje

reningsverk är liten; om vi antar 35% av ts askhalt i slam (Östlund, 2003), så får vi i det studerade fallet som är ett reningsverk med 550 000 anslutna personekvivalenter ca 2 100 ton aska per år. Det är därför rimligt att anta att en större anläggning tar in aska från många platser runt om i Europa för Ash-Dec processning. Som en jämförelse kan nämnas att en anläggning för fosforåtervinning från aska som är under konstruktion i Hamburg, Tyskland, kommer behandla 20 000 ton aska per år. I denna studie antar vi att askan fraktas till en anläggning Tyskland med 25 ton lastbil 800 km.

Vid förbränning av slam, kan det bildas lustgas som är en stark växthusgas. Även metan kan bildas. Det finns begränsat med litteratur på området, och de rapporterade utsläppsvärdena visar stora variationer och det är tyvärr ofta inte angett egenskaper hos ingående slam, förbränningsteknik eller förbränningstemperatur. Utsläppen av lustgas anges dessutom på olika basis, per ton ts eller våtvikt slam, per nm^3 avgaser, per ton ingående N i slam, eller som en faktor relaterad till förbränningstemperaturen, vilket gör det svårt att jämföra resultaten. Tumlin et al. (2014) anger 0,99 kg N_2O /kg ts slam, baserat på IPCC (2006), vilket i sin tur är baserat på en tysk anläggning där förbränningstekniken inte är känd. Heimersson et al. (2016) har gjort en genomgång av olika värden som används i livscykelanalyser. Utsläppen på slam-basis anger Heimersson et al (2016) till mellan 0,65-1,51 kg N_2O per ton ts, vilket i sin tur baserar sig på en reviewstudie av Nakakubo et al. (2012). Enligt uppgift (Erik Pott, pers. komm.), hamnar utsläppet av N_2O typiskt på 15-700 mg/ Nm^3 i skorstenen. Med ett antagande om 5 000 nm^3 avgaser per ton ts slam (data från en anläggning i Stuttgart) motsvarar det 0,075-3,5 kg N_2O /ton ts slam. I denna studie antar vi i grundfallet 0,99 kg N_2O /kg ts slam, baserat på IPCC (Guendehou et al. 2006). I känslighetsanalysen testar vi andra antaganden.

I Ash-Dec-processen tillsätts natriumsulfat (Na_2SO_4), natriumhydroxid (NaOH) och kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Mängder av de olika tillsatta ämnena hämtades från Wittgren et al. (2017) och utsläpp för produktion av ämnena hämtades i Ecoinvent databas 3.4. (Tabell 2). En del energi behövs i processen, här antar vi energimix från Tyskland, data från Itten et al. (2014). En del torkad slam behöver också tillföras för att processen ska fungera (ca 1 kg per 10 kg aska enligt Wittgren et al., 2017), vi antar dock här att det slammet tillhör ett annat produktionssystem i Tyskland, och inkluderar därför inte denna i våra beräkningar även fast den rent fysiskt kommer att ingå i samma process.

Tabell 2. Insatsvaror till Ash-Dec-processen och utsläpp från produktion av insatsvaror.

Insatsvara	Mängd	Enhet	Referens
Ca(OH) ₂	0,1	kg/kg P i produkt	Wittgren et al. (2017)
	1,2	kg CO ₂ -ekv/kg prod	Ecoinvent databas 3.4
NaOH	0,1	kg/kg P i produkt	Wittgren et al. (2017)
	1,4	kg CO ₂ -ekv/kg prod	Ecoinvent databas 3.4
Na ₂ SO ₄	0,3	kg/kg P i produkt	Wittgren et al. (2017)
	0,8	kg CO ₂ -ekv/kg prod	Ecoinvent databas 3.4
Naturgas	18	MJ/kg P i produkt	Wittgren et al. (2017)
	57	g CO ₂ -ekv/MJ	Ecoinvent databas 3.4
Elektricitet	3,2	MJ/kg P i produkt	Wittgren et al. (2017)
	175	g CO ₂ -ekv/MJ	Itten et al. (2014)

Efter Ash-Dec-processen pelleteras produkten, så att den blir lätt att återföra till åkermark, i denna process antar vi att naturgas används motsvarande 490 kWh per ton pellets baserat på data i (Kerwin 2010). Den färdiga produkten transporteras sedan tillbaka till Sverige 800 km med lastbil (antagande samma lastbil som transporterar askan till Tyskland).

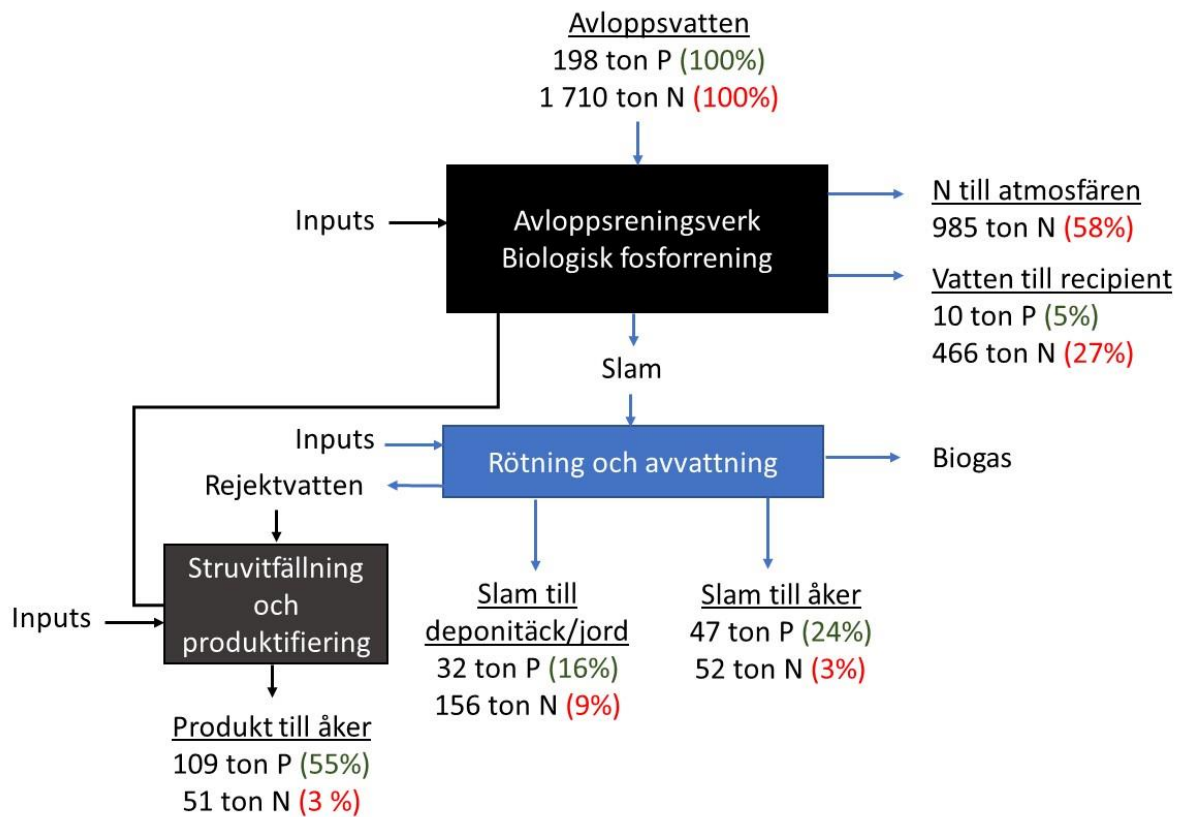
En del restavfall bildas från Ash-Dec-processen, hantering av denna är dock ej inkluderad i denna studie.

3.3 P-produkt via struvitfällning

Struvitprocessen visas schematiskt i Figur 3.

I struvitfällningsprocessen tillsätts flytande magnesiumklorid för att fälla ut fosfor i form av struvit (MgNH₄PO₄ · 6H₂O). Vi antar att 0,8 kg magnesium tillsätts per kg P (Gunnar Thelin, pers. komm.). Utsläppsdata för magnesiumkloridproduktion hämtades från Remy (2015). En del el behövs också i struvitprocessen, vi antog här 4 kWh/kg P i struviten, samt energi till produktifiering (mixning, siktning, krossning av överkorn, granulering) ca 1,5 kWh/kg P (Gunnar Thelin, pers. komm.).

Struviten innehåller 12,6% fosfor och 5,7% kväve. Det kväve som kommer till åkern i struviten antas ersätta mineralkväve. Samtidigt minskar mängden kväve som återförs till åker via slam, men det blir ändå totalt sett mer kväve än i referensfallet. Netto antas 0,35 kg kväve per kg P i struvit kunna ersätta mineralkväve. Data för mineralkvävetillverkning hämtades från Linderholm et al. (2012). Struviten innehåller också en del magnesium, vi antar dock inte att denna ersätter magnesium som annars skulle ha tillförts åkern.



Figur 3. Schematisk bild av den studerade struvitprocessen. Svarta pilar och boxar indikerar att flöden eller processer är annorlunda i jämförelse med den existerande referensanläggningen. Siffror i procent anger andel av N och P i förhållande till inkommande mängd N och P i avloppsvatten.

Förutsättningen för att kunna utvinna struvit ur rejecktvattnet är att reningsverket använder biologisk fosforrening, till skillnad från referensfallet där kemisk fällning används. Vi räknar alltså på miljöpåverkan av en omläggning till biologisk fosforrening. Erfarenheter av omläggning till biologisk fosforrening är dock begränsade, så vi får här föra ett resonemang kring tänkbara effekter och göra antaganden till beräkningarna. Alla antaganden kring omläggning till biologisk fosforrening är alltså förknippade med stora osäkerheter. Vi diskuterar antaganden vidare i kapitel 4.4 Känslighetsanalyser.

Undvikna fällningskemikalier

I beräkningarna inkluderar vi undviken användning av fällningskemikalier. Data för använd mängd fällningskemikalier i referensfallet hämtades från (VA Syd 2016), och klimatpåverkan av tillverkning av fällningskemikalier hämtades från Beräkningsverktyget för klimatpåverkan från avloppsreningsverk (VA-teknik Södra 2018).

Minskad kvävebelastning

Eftersom kväve fälls ut via struvitprocessen, blir nedströms belastning i reningsverket mindre, vilket vi antar leder till minskade utsläpp av lustgas via nitrifikation och denitrifikation. Data hämtade från VA-teknik Södra (2018).

Påverkan på mängd avvattnat slam

Mängden avvattnat rötslam kommer sannolikt att minska i jämförelse med kemisk fällning, en skattning av hur mycket redovisas i (Tabell 3). Mindre slam innebär att frakt och hantering vid deponi kan minskas, data för dessa undvikna emissioner hämtades från VA-teknik Södra (2018).

Tabell 3. Mängd slam i relation till tillsatta fällningskemikalier

Fällningskemikalie	Teoretisk mängd slam i referensanläggningen, i relation till tillsatt fällningskemikalie. Ref: Gunnar Thelin (pers. komm.) (ton ts slam/ton tillsatt kemikalier)	Beräknad minskad mängd slam i struvitscenariot (ton ts slam/ton P i struvit)
Fe	2,5	8
Al	4	3

Avvattning och användning av polymer

Erfarenheter från biologisk rening, är att bioslam är besvärligt att avvattna (Jesper Olsson, pers. komm.). Sämre avvattning betyder högre innehåll av vatten i slammet vilket innebär mer transportarbete när slammet ska spridas. Men det finns studier som pekar på att slam från anläggningar med biologisk fosforrening har bättre avvattningsegenskaper än slam från verk med traditionell kemisk fällning (Jansen et al. 2009). Vi antar här att vi kan uppnå samma avvattning som i referensscenariot.

Polymerförbrukning vid föravvattning av överskottsslam vid omställning till biologisk fosforfällning kan komma att påverkas, men det är osäkert hur. Polymerförbrukningen kan öka då det behövs ett steg att föravvattna hydrolyserat överskottsslam. Å andra sidan, så har vi mindre mängd slam totalt vilket kan innebära en minskad förbrukning av polymer för flockning av slam. Den totala effekten är alltså osäker. Tillverkning av polymer har dock antagligen mycket liten påverkan på klimatberäkningarna, så vi väljer att utesluta ev. ändrad dosering i studien.

Påverkan på biogasproduktion

Kemisk fällning brukar ske i två steg, innan och efter det biologiska kväverenningssteget. Det slam som bildas i första steget kallas primärslam. Primärslammet ger det största bidraget till biogasproduktionen då det är lätt att röta och innehåller en hel del fetter som lätt omvandlas till biogas av mikroorganismerna. Vi omläggning till biologisk rening kan vi få mindre primärslam och därmed en minskad mängd biogas. Dock är det inte ovanligt, särskilt på stora verk, att man har s k simultanfällning och doserar järn eller aluminium i biosteget, men inget alls i försedimenteringen, vilket då innebär att det inte är någon skillnad mellan kemisk och biologisk fosforfällning vad gäller mängden primärslam.

En minskad mängd biogas styrks av (Rybicki et al. 2007) som rapporterar en 30% minskad biogasproduktion vid omläggning till biologisk rening. En snabb jämförelse av två jämförbara reningsverk (med avseende på storlek och ingående belastning) i Sverige visar också att utrotningsgraden är avsevärt mycket lägre i verket med biologisk fosforrening (Jesper Olsson, pers. komm.).

Å andra sidan genereras en mindre mängd slam i biologisk fosforrening, och därmed får vi en lägre belastning på röt-kammaren. Det innebär att uppehållstiden kan ökas, och därmed utrotningsgraden vilket kan leda till en ökad biogasproduktion, något som Rybicki et al. (2007) inte tog hänsyn till. Dessutom kan bioslam hydrolyseras, vilket gör den lättare att rötas.

Den minskade mängden slam i biologisk rening innebär eventuellt också ett minskat behov av uppvärmning av röt-kammare. Ofta används en del av den producerade gasen för att värma anläggningen, så om uppvärmningsbehovet minskar samtidigt som biogasproduktionen kan hållas konstant, så blir det mer biogas till försäljning (Dahlberg, 2014).

Påverkan på biogasproduktionen är alltså komplex. I denna studie väljer vi att anta att den minskade mängden biogas från primärslam kan kompenseras av hydrolys av bioslam och längre uppehållstid i röt-kammaren, och att vi alltså har samma produktion av biogas för struvs-systemet som i referens-fallet. I känslighetsanalysen testar vi olika antaganden kring biogasproduktion.

Revaq-certifiering

Enligt nuvarande regler kan det bli svårt att klara kraven på Cd/P eftersom det blir mindre P i slammet. Dock påverkas inte Cd per kg TS slam, och flera har framfört att detta vore ett vettigare mått för certifieringen. Reglernas utformning kan ändras över tid, och vi har också en pågående utredning kring förbud av slamspridning, som kanske eliminerar problemet, men i nuläget kan detta alltså vara ett hinder för implementering.

3.4 Mineralfosfor

Resultaten för de nya P-produkterna jämförs med konventionellt framställd mineralfosfor, i form av superfosfat. Superfosfat produceras av råfosfat (eller apatit) som bryts ur sedimentära avlagringar eller i bergarter som har bildats genom att magma trängt ut genom jordskorpan. De största producenterna är Kina, USA och Marocko (Formas 2011). Råfosfaterna är uppblandade med sediment av till exempel kalk- och lermaterial och är förorenade med kadmium.

För att göra fosfatet tillgängligt för växterna, behöver råfosfatet processas. För att tillverka superfosfat, får råfosfatet reagera med svavelsyra. I denna process används en del processenergi och det avgår en del koldioxid från själva stenen (IFA, 2009). Svavelsyran tillverkas vanligen genom att oxidera svaveldioxid, som är en biprodukt från avsvavling av fossila bränslen. Reaktionerna är exoterma, och avger stora mängder värme som kan användas till att producera el och värme. Sammantaget innebär det att en modern fosforanläggning kan vara en nettoleverantör av energi (IFA 2009).

I litteraturen är variationerna dock stora, vad gäller energianvändning och utsläpp kopplade till produktion av mineralfosfor. Skillnaderna beror på anläggningens ålder, där äldre anläggningar använder mer energi och nyare mindre, och antaganden kring mängd el och värme som kan tas tillvara i svavelsyratillverkningen. En sammanställning av olika litteraturdata visas i Tabell 4 för enkel superfosfat som är det vanligaste fosforgödselmedlet i Sverige.

Tabell 4. Livscykelanalyser på enkel superfosfat

MJ/kg P	kg CO ₂ e/kg P	Kommentar	Referens
11	0,80	Äldre teknik	Jenssen et al. (2003)
3,4	0,23	Medeleuropeisk	Jenssen & Kongshaug, 2003
-8,7	-0,57	Modern anläggning	Jenssen & Kongshaug, 2003
0,2	0,02	Globalt medelvärde	IFA, 2009
-0,7	-0,05	Dagens bästa i praktiken	IFA, 2009
-1,6	-0,09	Ny anläggning	IFA, 2009
-	0,37	Globalt medelvärde	Kool et al. (2012)
-	0,30	Europa	Kool et al 2012
13	0,60	Inkl transport, primärenergi	Skowrońska et al. (2014)
25	3,05	Äldre data	Davis et al. (1999)
95	4,05	Europa, primärenergi	Ecoinvent databas 3.4
--	1,02	Europa, full LCA	Brentrup et al. (2018)

Värdet för energianvändning i Ecoinvent är orimligt högt, förmodligen beror detta på en hög omvandlingsfaktor för beräkning av primärenergi. Vi bedömer att medeleuropeisk produktion i Jenssen et al. (2003) är en relevant jämförelse i denna studie, trots att uppgifterna är några år gamla.

4 Resultat

4.1 Återföring av näring

I Tabell 5 redovisas hur mycket fosfor och kväve som kan återföras till odling i de olika fallen. Resultaten uttrycks per scenario (inte per produkt som resultaten för energi och klimat). Det är alltså återföringsgraden för tänkta scenarier där avloppsreningsverket både levererar slam, och P-produkt. Det ger ett mått på hur väl hela systemet kan ta tillvara på näringsresurserna i det inkommande avloppsvattnet.

Tabell 5. Återföringsgrad av fosfor och kväve i de olika scenarierna. Siffrorna inom parentes anger återföringsgrad av näringsämnen i struvit/aska + slam som antas spridas på åker

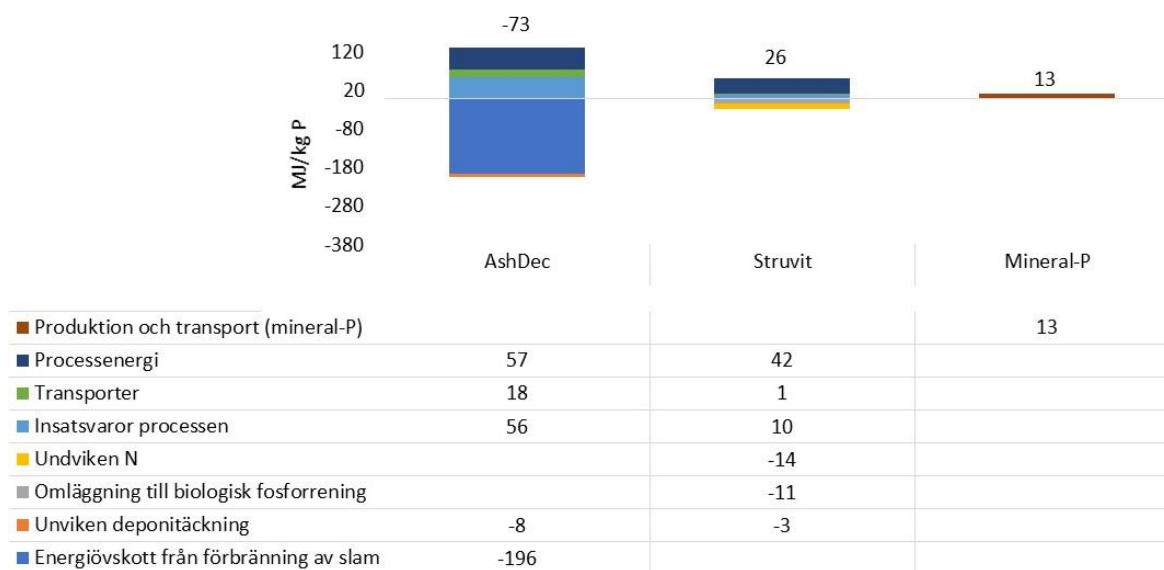
	P till åker % av ingående till reningsverk	N till åker % av ingående till reningsverk
Referensscenario (kemfällning, 25% slam till åker)	24%	4%
Struvit-scenario (struvit + slam till åker)	79% (55 + 24)	6% (3 + 3)
AshDec-scenario (pellets + slam till åker)	95% (71 + 24)	4% (0 + 4)

Resultaten visar att återföringsgraden av kväve är låg i alla scenarier, medan återföring av fosfor varierar. Se även Figur 1-3.

4.2 Energianvändning

I Figur 4 presenteras resultaten för användning av primärenergi i de olika scenarierna. Som tidigare beskrivits, har vi i denna studie beräknat påverkan av att införa en process för P-återvinning, jämfört med en referensanläggning.

En del insatsvaror och energi behövs i tillverkningen av de nya fosforprodukterna, men stora besparingar i energianvändning sker också. Jämfört med mineralfosfor minskar AshDec-scenariet användningen av energi medan struvitfallet ökar energianvändningen.



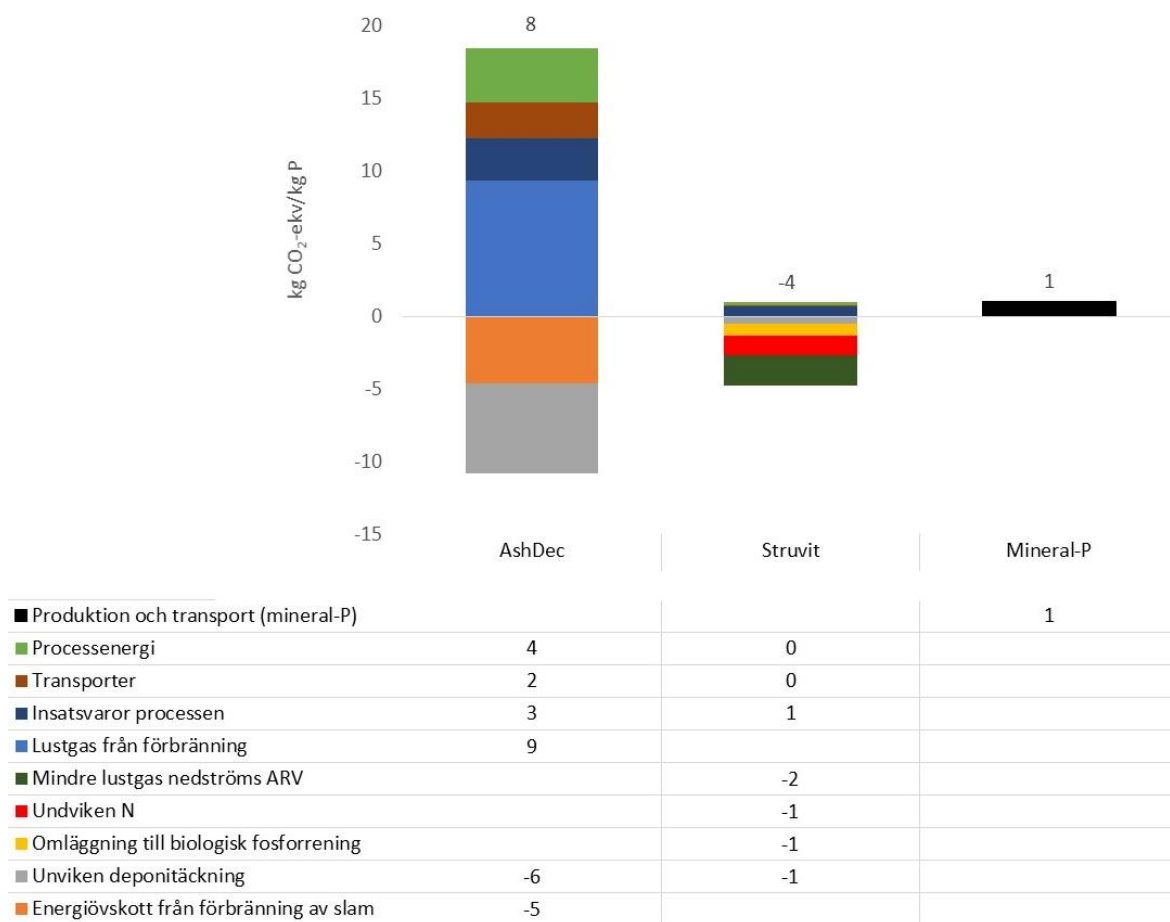
Figur 4. Resultat för de studerade system, uttryckt som MJ primärenergi per kg P i produkt. Siffrorna ovanför staplarna visar totalsumman. AshDec och struvit är beräknade som skillnaden i energianvändning, jämfört med referensfallet. Minustecken betyder att ett energiöverskott genereras jämfört med referensfallet.

I Ash-Dec-scenariot domineras resultatet av de energiöverskott som bildas vid förbränning av slam. En hel del energi används även i processen (naturgas och el) samt för att producera insatsvaror (framförallt natriumsulfat) och transportera aska till Tyskland och färdig produkt tillbaka till Sverige.

I struvitscenariot domineras resultaten av behovet av elektricitet samt energi för att producera magnesiumklorid som behövs i processen. Samtidigt sker en del besparingar kopplade till omläggning till biologisk fosforrening, framförallt i form av minskad användning av fällningskemikalier men även undviken deponitäckning bidrar. Struvitscenariot undviker också en del användning av mineralkväve.

4.3 Klimatpåverkan

I Figur 5 visas de beräknade resultaten för klimatpåverkan av de olika scenarierna. Som tidigare beskrivits, har vi i denna studie beräknat påverkan av att införa en process för P-återvinning, jämfört med en referensanläggning. Det är alltså bara de skillnader som uppstår i jämförelse med existerande avloppsrening som inkluderas i beräkningarna (se metodbeskrivning kap 2).



Figur 5. Resultat för de studerade system, uttryckt som kg CO₂-ekv per kg P i produkt. Siffrorna ovanför staplarna visar totalsumman. AshDec och struvit är beräknade som skillnaden i utsläpp av växthusgaser, jämfört med referensfallet. Minustecken innebär att processen genererar mindre klimatpåverkan än referensfallet.

I Ash-Dec-scenariot har det energiöverskott som bildas vid förbränning av slam stor betydelse för energibalansen (fig 4) men för klimatpåverkan tas nytta av energiöverskottet ut av att det bildas lustgas vid förbränningen. Undviken deponi och deponitäckning har stor inverkan på resultaten. Processenergi (naturgas och el) och produktion av insatsvaror (framförallt natriumsulfat) påverkar även resultaten.

I struvitscenariot är besparingar kopplade till avloppsreningen av betydelse. Dessa besparingar består till största del av minskad användning av fällningskemikalier samt mindre lustgas då belastningen nedströms blir mindre då en del kväve binds in i struviten.

I AshDec undviks deponitäckning och deponi helt, och i struvitfallet minskar mängden slam som går till deponitäckning och deponi. I AshDec-fallet får detta en ganska stor inverkan på klimatberäkningarna, dels då energi för slamhantering undviks dels för att utsläpp av lustgas och metan undviks. I struvitfallet minskar mängden slam, men det innehåller en hel del kväve så besparingarna av lustgasutsläpp jämfört med referensfallet blir mindre.

4.4 Känslighetsanalyser

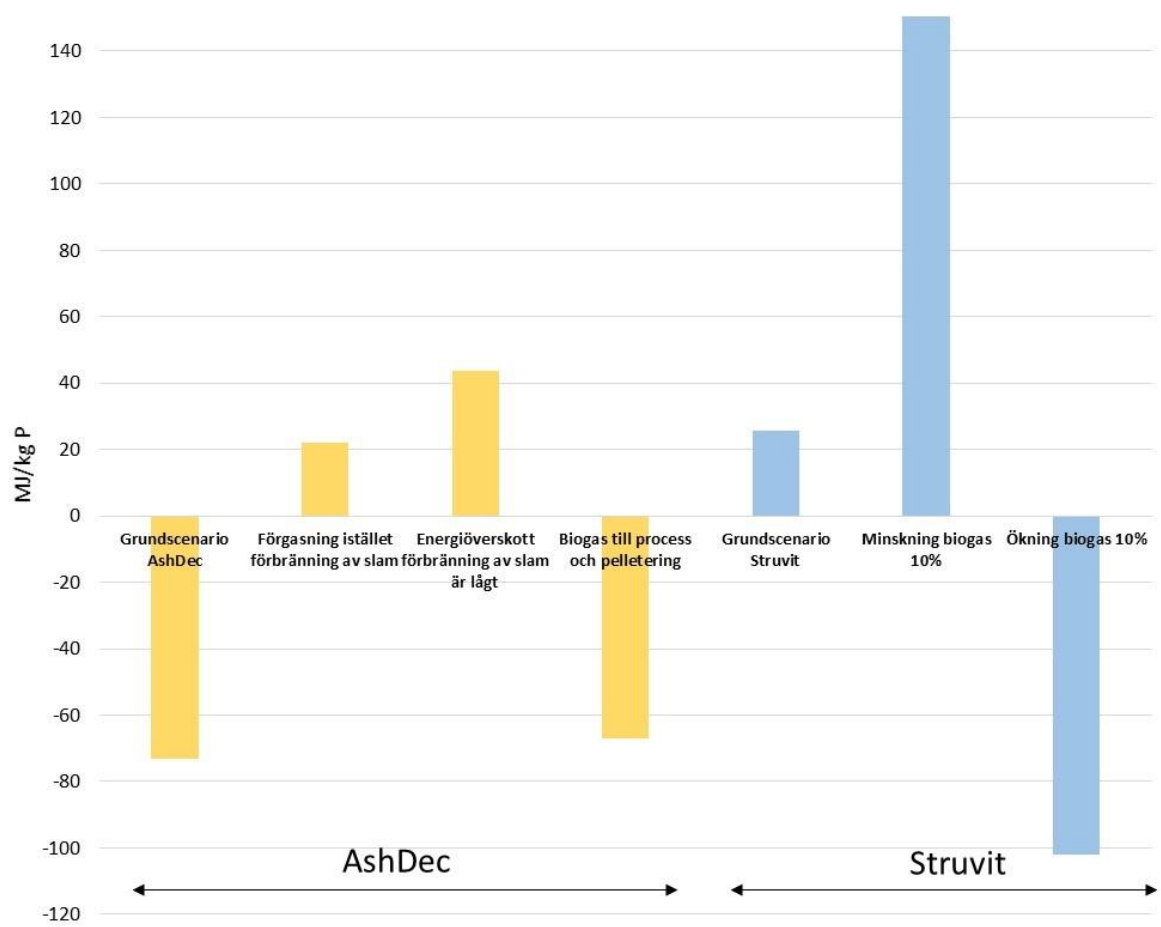
För AshDec gör vi följande känslighetsanalyser:

- Vi testar också vad som händer om vi antar en förgasningsanläggning istället för förbränning, vilket kan vara ett alternativ för mindre städer och regioner där förbränningsanläggningen inte är ekonomiskt hållbar pga. för små slamvolymmer (<100 000 ton/år avvattnat slam 25% TS). Det kan alltså vara en enklare anläggning med lägre investeringskostnaden, men där ingen el produceras, bara värme. Data för en förgasningsanläggning (elbehov 95 MJ per kg P och värmeproduktion 382 MJ per kg P) kommer från Erik Pott (pers. komm.).
- Vi testar påverkan av att använda värden från Remy (2015) som har en mycket lägre antagande för mängd energi som kan produceras (80 MJ primärenergi, jämför med vårt grundantagande 196 MJ).
- Lustgasutsläppen från förbränning varierar mellan 0,075 – 3,5 kg N₂O/kg ts slam.
- Vi har antagit att processenergi till AshDec-processen och pelletering i Tyskland görs med naturgas. Vi testar påverkan på resultaten om vi antar biogas istället, producerad från majs.

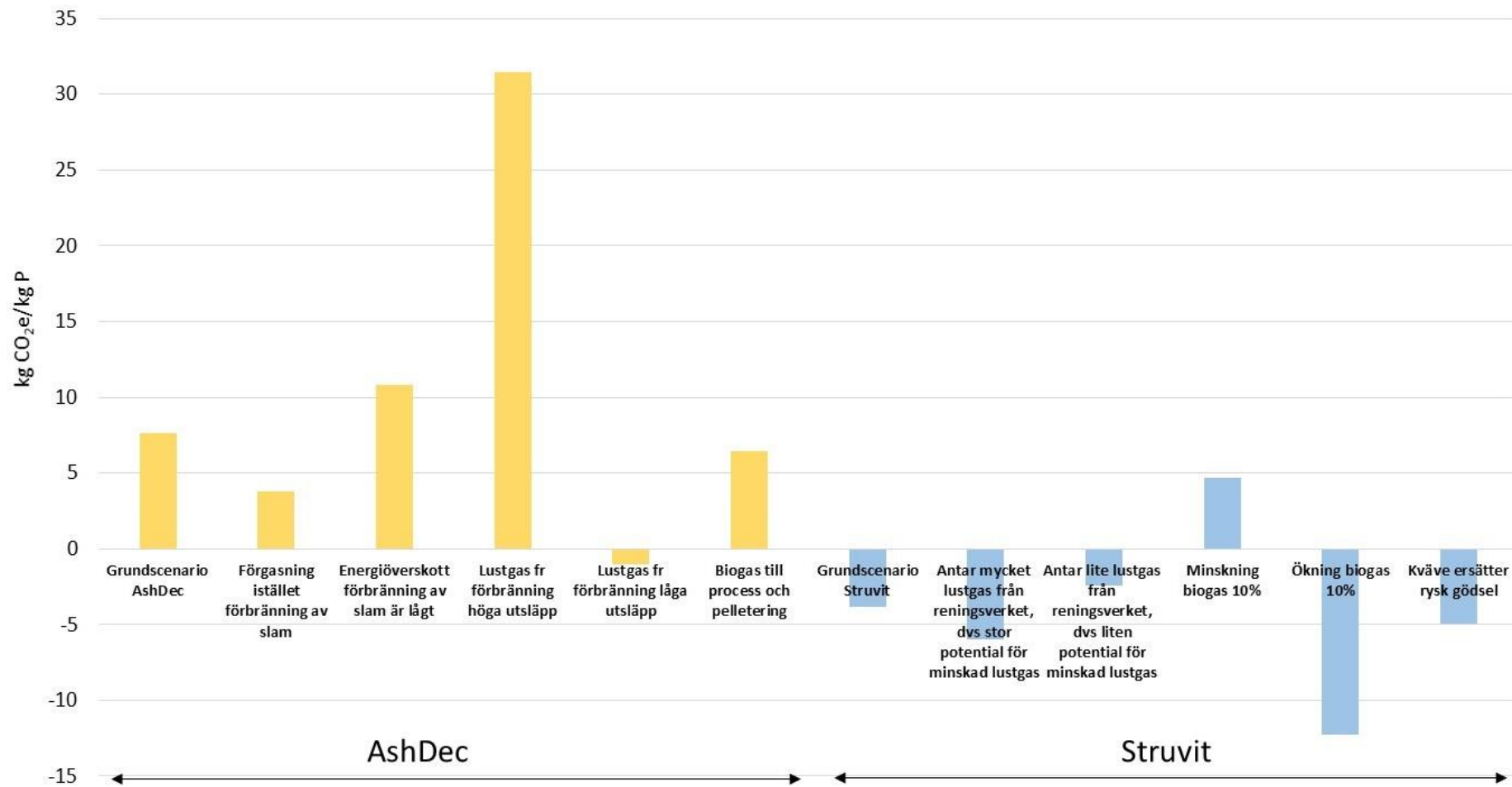
För struvit-systemet gör vi följande känslighetsanalyser:

- En del kväve följer med struviten, och vi har antagit att det därmed blir mindre nedströms utsläpp av lustgas. Vi mätning av lustgas är variationerna stora mellan olika reningsverk och även säsonsberoende. Vanligtvis antas mellan 1-3% av inkommande N omvandlas till lustgas, men upp till 6% rapporteras (Tumlin et al. 2014). I grundfallet antog vi 3%, i känslighetsanalys testar vi resultaten för 1% och 6% omvandling till lustgas.
- Vi testar resultaten för en 10%+/- antagande kring mängd producerad biogas som antas ersätter/ersätts med naturgas.
- Vi antar att kvävet i struviten ersätter kväve från Ryssland med högre klimatavtryck (7,2 kg CO₂-ekv/kg N, ref Brenttrup, 2018).

Resultat av känslighetsanalyser redovisas i Figur 6 och 7.



Figur 6. Resultat av känslighetsanalyser, primärenergi.



Figur 7. Resultat av känslighetsanalyser, klimatpåverkan.

5 Diskussion och slutsatser

Resultaten från grundscenarierna visar att AshDec-scenariot har bäst återföringsgrad av fosfor, och har den lägsta energianvändningen. Struvitscenariot visar bäst återföringsgrad av kväve, och har den lägsta klimatpåverkan. Både AshDec och struvit visar fördelar med referensscenariot (kemisk fällning och spridning av 25% av slammet) och i jämförelse med mineralfosfor.

Känslighetsanalyserna visar dock att resultaten starkt påverkas av olika antagande. För AshDec-systemet är antagande kring förbränning av slam avgörande, det gäller dels lustgasutsläpp men också antaganden kring energieffektivitet och hur mycket av överskottsenergin som kan tas tillvara. För struvit-systemet har antaganden kopplade till omläggning av reningsverket till biologisk fosforrening stor betydelse, där påverkan på biogasproduktionen är av avgörande betydelse.

Som i allt modelleringsarbete innehåller denna studie en mängd antaganden, begränsningar och förenklingar av verkligheten. Några av dessa diskuteras nedan, som bör tas i beaktande när resultaten tolkas:

- I AshDec-systemet går inget slam till anläggningsjord, deponitäckning eller deponi, allt slam som inte går till åker förbränns. På detta sätt avgår koldioxiden snabbt, och vi förlorar möjligheten att lagra in kol; detta har inte beaktats.
- Inga eventuella skillnader i tid som slam lagras eller skillnader i utsläpp kopplat till detta har tagits med i beräkningarna.
- Vi har inte tagit med slammets positiva effekter vid återföring till mark så som ökad mullhalt (Andersson 2015). Vi har dock inte heller vägt in negativa effekter av slamspridning så som anrikning av tungmetaller. Å andra sidan sprids ungefär lika mycket slam i alla scenarier och eftersom vi bara räknar skillnaden mellan scenarierna jämfört med referensfallet borde detta inte ha påverkan.
- Klimatpåverkan av infrastruktur d v s byggnader, bassänger, vägar, maskiner och så vidare är inte inkluderade. Dessa utsläpp brukar ha rätt så liten betydelse i LCA-studier. I detta fall studerar vi dock en övergång från kemisk till biologisk fosforrening, vilket kan innebära nybyggnation av bassänger vid reningsverket som potentiellt skulle kunna ha en påverkan på slutresultatet.
- Effekterna vid omläggning till biologisk fosforrening är grovt skattade i denna studie. Här skulle det behövas mycket mer underlag. Dessutom finns stora kunskapsluckor, vi vet till exempel inte om det blir mer eller mindre av metan och lustgas i reningsprocessen, detta måste studeras närmare i andra studier för att se om det får någon betydelse för LCA-resultaten.
- I AshDec-fallet har vi antagit oförändrad biogasproduktion. Att röta slammet innebär att mängden kol i slammet minskar, och mindre energi kan utvinnas i förbränningen. Man kan fundera över rimligheten att ha två energiutvinningssteg, men eftersom investering i rötning redan är gjord i flertalet reningsverk och det finns en marknad för biogas, kan man anta att biogas kommer att fortsätta produceras även vid ett införande av slamförbränning, men det är inte helt givet.

- Vi har här behandlat fosfor som likvärdigt i alla scenarier, men i själva verket kan växttillgängligheten skilja sig åt; ett kilo fosfor är kanske inte lika effektiv som gödning som ett annat kilo. Detta behöver studeras i mer detalj i andra projekt.
- Vidare bör det påpekas att denna studie bara har studerat klimatpåverkan och energianvändning. Det finns många andra faktorer att ta hänsyn till vid jämförelse av olika fosforprodukter, till exempel potential för övergödning och försurning, samt anrikning av kadmium som kan skilja sig åt mellan de olika systemen. Innehåll av föroreningar i de studerade produkterna har studerats inom ramen för detta projekt, och redovisas i projektets slutrapport.

5.1 Jämförelse med tidigare LCA-studier

Att jämföra resultat mellan olika LCA-studier är generellt sett svårt, då systemen ofta inte är identiska och har olika avgränsningar och olika val av data. Syftet med studier skiljer sig ofta åt, vilket påverkar val av funktionell enhet och komplicerar jämförelser.

I relation till avloppsvattenrening finns en rad olika möjligheter att definiera den funktionella enheten, t.ex. personekvivalenter, flöde, belastning eller avskiljning av en specifik mängd N, P eller COD (Tumlin et al. 2014).

I en studie kring slamutnyttjande säger Svanström et al. (2016) att det finns två principiellt olika möjligheter för studier av hantering av avloppsslam: per ton slam eller per ton fosfor. Om syftet är att skapa ett beslutsunderlag för hur man på bästa sätt tar hand om en viss mängd slam, är ton slam en lämplig funktionell enhet. Om syftet är att utvärdera hur man på bästa sätt förser åkermark med fosfor från slam så är ton fosfor att föredra som funktionell enhet.

Svanström et al. (2016) poängterar också att systemen är multifunktionella och inkluderar funktioner såsom rening av avloppsvatten, omhändertagande av slam, produktion av biogas och näringsåterföring till åkermark och att dessa funktioner måste beaktas i en LCA-studie till exempel genom systemexpansion.

I denna studie har vi valt att studera klimatpåverkan av att införa en process för P-återvinning, jämfört med en vanlig avloppsreningsanläggning med kemisk fällning. Det är alltså bara de skillnader som uppstår i jämförelse med referensanläggningen som inkluderas i beräkningarna. Detta är rätt ovanligt, men det finns exempel på studier som jämför kemisk och biologisk fosforrening som avloppsbehandlingsalternativ (Coats et al. 2011).

I princip alla LCA-studier av utnyttjande av näringsämnen i avloppsslam betraktas slam som fritt tillgänglig, som bara finns och som behöver tas omhand (Pradel et al. 2016). Om detta synsätt ändrar sig och slammet börjar ses som en värdefull resurs kan det behöva allokeras en del av den miljöpåverkan som uppkommer i avloppshanteringskedjan, vilket ytterligare skulle försvåra jämförelsen mellan olika LCA-studier.

Med detta sagt, kan vi ändå göra några nedslag i litteraturen av tidigare LCA-studier. Mängden publikationer är ganska omfattande, vi kan här bara nämna några (Tabell 7).

Tabell 7. Jämförelse klimatpåverkan från olika LCA-studier

Studie	P struvit (kg CO ₂ - ekv/kg P)	P förbränning & utvinning ur aska (kg CO ₂ - ekv/kg P)	Kommentar
Denna studie	-4	8	Konsekvensstudie, miljöpåverkan av att införa nya processer i existerande reningsverk
Känslighetsanalyser denna studie	-12 till 5	-1 till 31	Se kapitel 4.4
Linderholm et al. (2012)	3	40	Värdena ungefärliga (utlästa ur figur). Ingen nytta i samband m struvit. Antar att det går åt mycket fossil olja vid slamförbränning (monoförbränning), en viss del el och värme produceras men inte nog för att kompensera för oljan
Svanström et al. (2016)	/	2	Värdena ungefärliga (utlästa ur figur och omräknade). Inkluderar rötning av slam innan förbränning, biogas antas ersätta naturgas. Monoförbränning av slam m mkt liten energiåtervinning
Wiktor et al. (2018)	/	-9 till 7	Värdena ungefärliga (utlästa ur figur och omräknade). Spannet reflekterar olika scenarier för torkning och förbränning av slam, och olika längd lagring av slam
Remy, 2015	-10	-2	Inkluderar ersättning av mineralfosfor. Struvitsscenario inkluderar mindre belastning på reningsverk. Energiåtervinning förbränning av slam både el och värme, Tysk elmix

Vi kan se att det är väldigt stora variationer mellan olika studier, men även mellan olika scenarier och känslighetsanalyser inom samma studie. För struvit verkar det vara avgörande om studien inkluderar nyttan av införandet av processen så som minskad nedströms belastning i reningsverket. För AshDec är antagande kring slamförbränningen avgörande, de flesta studier räknar med monoförbränning men antaganden kring förtorkning av slam, stödbränsle och energiåtervinning varierar stort, och det varierar även kring antaganden av klimatnytta av ersatt el och värme.

5.2 Slutsatser

Vad kan vi egentligen säga om de nya produkterna? Känslighetsanalys och jämförelse med andra studier visar stora variationer vilket gör det svårt att dra några slutsatser kring vilken teknik som är den bästa. Vi kan heller inte med säkerhet säga att klimatpåverkan blir lägre än mineralfosfor. Men å andra sidan är det inte primärt ett klimatproblem vi försöker lösa, utan ett resursproblem där mineralfosfor är en begränsad tillgång. Fosforgödsel bidrar också till övergödning, framförallt på grund av läckage från åkermark och i mindre utsträckning på grund av tillverkning. I denna studie

har vi inte haft möjlighet att undersöka hur de nya produkterna beter sig vid användning, vad avser växttillgänglighet, läckagerisk och ackumulering av kadmium.

Även om det är svårt att dra långtgående slutsatser från denna studie kan vi dock göra flera intressanta observationer vad gäller systemens olika karaktär. AshDec-scenariot har bäst återföringsgrad av fosfor, medan struvit-scenariot visar bäst återföringsgrad av kväve, och verkar ha den lägsta klimatpåverkan. För AshDec-systemet är det viktigt att se till att slamförbränningen sker på ett effektivt sätt med låga utsläpp av lustgas och att överskottsenergin tas väl om hand. För struvit-systemet är det viktigt att omläggning av reningsverket till biologisk fosforering sker på ett klimatriktigt sätt och att produktionen av biogas inte minskar.

5.3 Fortsatt arbete

Det finns ett intresse att framgent kunna jämföra även andra systemlösningar för att återvinna näringsämnen från avlopp. För att dessa jämförelser ska kunna göras behövs ett arbete med att utvidga systemgränserna. Exempel på detta är:

- Teknisk systemgräns. Var börjar och slutar systemet? I denna jämförande studie sattes systemgräns vid reningsverk. I framtida studier vill man kanske också jämföra med källsorterande system och skulle då behöva gå uppströms och sätta systemgräns vid genererade avloppsfraktioner i hushåll och andra ställen där de genereras. Vidare metodutveckling av hur näringsämnen nyttjas i jordbruket behöver också tas fram.
- Fler påverkanskategorier. Denna studie fokuserade på energianvändning och klimatpåverkan. För att göra en mer genomgripande miljömässig jämförelse behöver också andra miljöpåverkanskategorier analyseras som t ex eutrofiering, försurning, resursknapphet och ekotoxicitet.
- Påverkan från infrastruktur och kapitalvaror. I denna studie ingick inte miljöpåverkan från infrastruktur och kapitalvaror. Dessa delar är inte försumbara men är svåra att analysera. För framtida studier behövs det utvecklas en metod för att väga in också denna miljöpåverkan.

6 Referenser

Andersson, P. (2015). "Slamspridning på åkermark-fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2014." Hushållningssällskapens rapportserie 17.

Brentrup, F., et al. (2018). "Updated carbon footprint values for mineral fertilizer from different world regions." 11th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2018 (LCA Food) Bangkok, Thailand.

Coats, E. R., et al. (2011). "A comparative environmental life-cycle analysis for removing phosphorus from wastewater: biological versus physical/chemical processes." Water Environment Research **83**(8): 750-760.

Dahlberg C. 2014. Kostnadsjämförelse struvitåtervinning och simultanfällning. PM till EkoBalans.

Davis, J. and C. Haglund (1999). Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production: Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-report No 654. Gothenburg.

Formas (2011). Formas Fokuserar: Återvinna fosfor - hur bråttom är det? <http://www.formas.se/Om-Formas/Formas-Publikationer/Pocketbocker-Formas-fokuserar/Återvinna-fosfor--hur-brattom-ar-det/>. B. Johansson.

Gode, J., et al. (2011). Miljöfaktaboken 2011. Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter [Estimated emission factors for fuels, electricity, heat and transport in Sweden]. Värmeforsk, report no 1183. Stockholm, Sweden.

Guendehou, G. S., et al. (2006). "Incineration and open burning of waste. Waste IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Inventories (Chapter 5). http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf." : 77-102.

Heimersson, S., et al. (2016). "Life cycle inventory practices for major nitrogen, phosphorus and carbon flows in wastewater and sludge management systems." The International Journal of Life Cycle Assessment **21**(8): 1197-1212.

IFA (2009). Fertilizers, Climate Change and Enhancing Agricultural Productivity Sustainably. International Fertilizer Industry Association. First edition, IFA, Paris, France, July 2009.

IPCC (2013). Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Itten, R., et al. (2014). Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid, Version 1.3. treeze Ltd., Uster, Switzerland.

Jansen, J. I. C., et al. (2009). "Biologisk fosforavskiljning i Sverige – Erfarenhetsutbyte och slamavvattning. Rapport Nr 2009-09. Svenskt Vatten Utveckling."

Jenssen, T. and G. Kongshaug (2003). Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. Proceedings No. 509. International Fertiliser Society, York, UK. .

Kerwin, K. (2010). Final Environmental Impact Statement for the Proposed Abengoa Biorefinery Project near Hugoton, Stevens County, Kansas (DOE/EIS-0407). Vol 2 appendices. US dep of Energy.

Kool, A., et al. (2012). LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization GHG Emissions of N, P and K fertilizer production. Blonk Consultants, Gouda, the Netherlands.

Linderholm, K., et al. (2012). "Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture." Resources, Conservation and Recycling **66**: 27-39.

Nakakubo, T., et al. (2012). "Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery." Journal of Cleaner Production **32**: 157-172.

Pradel, M., et al. (2016). "From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge—a review." Journal of Cleaner Production **131**: 60-75.

Remy, C. (2015). P-REX. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. Deliverable D 9.2 Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash. Project supported by the European Commission within the Seventh Framework Programme Grant agreement No. 308645.

Rybicki, S. and M. Cimochoicz-Rybicka (2007). "Impact of a biological phosphorus removal on biogas recovery."

SCB (2016). "Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014. Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri. Statistiska meddelanden MI 22 SM 1601."

Skowrońska, M. and T. Filipek (2014). "Life cycle assessment of fertilizers: a review." International Agrophysics **28**(1): 101-110.

Svanström, M., et al. (2016). Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring. Rapport Nr 2016-13. Svenskt Vatten Utveckling.

Tumlin, S., et al. (2014). "Klimatpåverkan från avloppsreningsverk." SWWA (Swedish Water and Wastewater Association), Stockholm.

VA-teknik Södra (2018). "Beräkningsverktyg klimatpåverkan ver 3 <https://va-tekniksodra.se/klimatpaverkan-berakningsverktyg/>."

VA Syd (2016). "Sjölunda Avloppsreningsverk Malmö. Miljörapport 2016. <https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Rapporter/Miljorapporter/2016/Miljrapport-2016-Sjlunda.pdf>."

Wiktor, M. and I. Johansson (2018). Using LCA and LCC in Planning Industrial Symbiosis: A study of the handling of sewage sludge in Malmö, Sweden, Examensarbete Linköpings universitet.

Wittgren, H. B., et al. (2017). Fosfor från avloppsslam i en cirkulär ekonomi. VA Syd slutrapport till Energimyndigheten, Dnr 2016-004135, Projektnr 42539-1.

Östlund, C. (2003). Förbränning av kommunalt avloppsvattenslam. VA-Forsk Rapport Nr B 2003-102.

Personlig kommunikation:

Gunnar Thelin, Founder/Business developer, Ecobalans

Erik Pott, Product Manager, Outotec

Jesper Olsson, Processteknikforskare, RISE

Through our international collaboration programmes with academia, industry, and the public sector, we ensure the competitiveness of the Swedish business community on an international level and contribute to a sustainable society. Our 2,200 employees support and promote all manner of innovative processes, and our roughly 100 testbeds and demonstration facilities are instrumental in developing the future-proofing of products, technologies, and services. RISE Research Institutes of Sweden is fully owned by the Swedish state.

I internationell samverkan med akademi, näringsliv och offentlig sektor bidrar vi till ett konkurrenskraftigt näringsliv och ett hållbart samhälle. RISE 2 200 medarbetare driver och stöder alla typer av innovationsprocesser. Vi erbjuder ett 100-tal test- och demonstrationsmiljöer för framtidssäkra produkter, tekniker och tjänster. RISE Research Institutes of Sweden ägs av svenska staten.



RISE Research Institutes of Sweden AB
Box 7033, 750 07 UPPSALA
Telefon: 010-516 50 00
E-post: info@ri.se, Internet: www.ri.se

Jordbruk och livsmedel
RISE Rapport 2019:73
ISBN:978-91-89049-01-
7