



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam

Miljøprojekt nr. 1459, 2013

Titel:

Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam

Redaktion:

COWI A/S: Janus Kirkeby, Camilla Rosenhagen, Linda Høibye, Ole Godsk Dalgaard, Trine Lund Neidel, Mikkel Kromann, Julie Priess Hansen

KU SCIENCE: Sander Bruun

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-92903-81-5

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. 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

Forord.....	7
Sammenfatning.....	8
Summary and Conclusion.....	19
Ordforklaring.....	29
1. Indledning	31
1.1 Baggrund.....	31
1.2 Formål.....	31
1.3 Review proces.....	32
2. Systembeskrivelse	33
2.1 Scenarier.....	33
2.2 Den funktionelle enhed	34
2.3 Generelle betragtninger for scenarierne	35
2.3.1 Tørstofindhold	36
2.3.2 Udrådnets spildevandsslam	36
2.3.3 Anlægsstørrelse	36
2.4 Mængder og sammensætning for spildevandsslam	37
3. Metode for miljøvurdering	40
3.1 LCA metode og påvirkningskategorier	40
3.2 Tidshorisont	42
3.3 Allokering.....	43
3.4 Værktøjer.....	43
3.4.1 EASEWASTE	43
3.4.2 USEtox.....	44
3.4.3 GaBi 5 og Ecoinvent-databasen.....	45
3.5 Dataindsamling.....	45
3.5.1 Indsamling af data fra behandlingsanlæg og forsyninger	46
3.5.2 Handelsgødning	47
3.6 Følsomhedsanalyser	48
3.7 Risikovurdering	48
4. Forudsætninger for miljøvurdering.....	49
4.1 Generelle miljømæssige forudsætninger	49
4.1.1 El- og varmeproduktion og substitution	49
4.1.2 Transporter	50
4.1.3 Tilgængelighed for fosfor i slam	50
4.1.4 Fortrængning af handelsgødning	51
4.1.5 Modellering af metallernes skæbne	53
4.2 Forudsætninger for scenarierne	54
4.2.1 Afvanding	54
4.2.2 Direkte jordbrugsanvendelse (basisscenarie).....	54
4.2.3 Udrådning på renseanlæg.....	55
4.2.4 Mineralisering	56

4.2.5	Bioforgasning på biogasfællesanlæg	57
4.2.6	Kompostering.....	58
4.2.7	Slamforbrænding	60
4.2.8	Fosforudvinding fra slamaske	62
4.2.9	Deponering og nyttiggørelse af slamaske i isoleringsmateriale	63
4.2.10	Slamtørring	63
4.2.11	Anvendelse på landbrugsjord	65
4.2.12	Tørring hos Kommunekemi og termisk forgasning af slam	66
4.3	Datakvalitet for processer.....	67
5.	Resultater af miljøvurdering	69
5.1	Kategoriserede resultater	69
5.1.1	Drivhuseffekt.....	69
5.1.2	Forsuring	71
5.1.3	Næringssaltbelastning	73
5.1.4	Øvrige ikke-toksiske miljøeffekter	74
5.1.5	Potentielle toksiske miljøeffekter	75
5.2	Normaliserede miljøeffekter	75
5.2.1	Ikke-toksiske miljøeffekter	76
5.2.2	Normaliserede toksiske miljøeffekter	78
5.3	Ressourceforbrug.....	83
5.4	Følsomhedsanalyser	85
5.4.1	Sammensætning af spildevandsslam	85
5.4.2	Transportafstande	88
5.4.3	Energiforbrug (udrådning, afvanding og tørring)	88
5.4.4	Naturgasbaseret el	90
5.4.5	Naturgasbaseret fjernvarme	91
5.4.6	Energiproduktion (slamforbrænding/kondensering)	92
5.4.7	Kontrolleret struvitudfældning og produktion af fosforgødning.....	93
5.4.8	Kulstofbinding.....	95
5.4.9	Emissioner af drivhusgasser fra kompostering, lagring og mineralisering	96
5.4.10	Slam erstatter gylle (og ikke handelsgødning).....	97
5.4.11	Stort fælles slamforbrænding	99
5.5	Konklusion på miljøvurdering	102
5.6	Risikovurderinger af anvendelse af slam	104
5.6.1	Norsk risikovurdering.....	104
5.6.2	Vurdering af fem stofgrupper i spildevandsslam	105
5.6.3	Hvidbogsprojekt for BJORJ.....	106
6.	Metode for samfundsøkonomisk vurdering	108
6.1	Generel velfærdsøkonomisk metode.....	108
6.1.1	Ikke-værdisatte effekter.....	109
6.1.2	Usikkerheder	109
6.1.3	Fordelingsmæssige konsekvenser	109
6.2	Centrale forudsætninger i den velfærdsøkonomiske analyse	109
6.2.1	Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter.....	110
6.2.2	Diskonteringsraten	111
6.2.3	Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor.....	112
6.2.4	Geografisk afgrænsning	112
6.2.5	Investeringer	113
6.2.6	Enhedsomkostninger	113
6.3	Budgetøkonomisk analyse	114
7.	Forudsætninger for samfundsøkonomisk vurdering.....	115

7.1	Generelle økonomiske forudsætninger	115
7.2	Screening af kritiske faktorer	116
7.3	Ressourcepriser.....	116
7.4	Transportomkostninger.....	118
7.4.1	Omkostningsbestemt transport.....	118
7.4.2	Slutdisponering af slam inkl. markedsbaseret transport (scenarie 1-4 og 7-11).....	119
7.5	Forudsætninger for scenarierne	120
7.5.1	Slam direkte til jordbrugsformål	120
7.5.2	Afvanding	121
7.5.3	Udrådning	121
7.5.4	Mineralisering og jordbrugsformål	121
7.5.5	Bioforgasning på biogasfællesanlæg	121
7.5.6	Kompostering og jordbrugsformål.....	122
7.5.7	Slamforbrænding på renseanlægget.....	122
7.5.8	Oparbejdning af fosfor	123
7.5.9	Slamtørring og udbringning på landbrugsjord	123
7.5.10	Slamtørring og medforbrænding på eksisterende affaldsforbrændingsanlæg	124
7.5.11	Slamtørring og medforbrænding på cementfabrik eller lign.	124
8.	Resultater af samfundsøkonomisk vurdering	125
8.1	Resultater	125
8.1.1	Hovedkonklusioner, velfærdsøkonomi	128
8.1.2	Usikkerheder	130
8.2	Følsomhedsanalyser	130
8.2.1	Økonomiparametre i følsomhedsanalyse	131
8.2.2	Konklusioner på følsomhedsanalyser af velfærdsøkonomiske beregninger	131
8.2.3	Øvrige overvejelser.....	133
8.2.4	Samlet ranking af scenarier	134
8.3	Budgetøkonomiske konsekvenser	136
	Referencer	139
9.	Bilag 145	
Bilag 1:	Miljøfremmede stoffer i spildevandsslam.....	147
Bilag 2:	Valg af Livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning	149
Bilag 3:	Nye estimater for urenheder i fosfor-handelsgødning.....	162
Bilag 4:	Forudsætninger for LCA	173
Bilag 5:	Bilag 5: LCA resultater	189
Bilag 6:	Sammenligning af anvendelse af organiske gødninger	212
Bilag 7:	Økonomiske resultater	217
Bilag 8:	Review på LCA	241
Bilag 9:	Review på samfundsøkonomi.....	246
Bilag 10:	Indkomne bemærkninger til slutrapporten.....	249
Bilag 11:	Oversigt af vurderede scenarier:	251

Forord

I denne rapport undersøges de miljø- og samfundsøkonomiske effekter ved 13 forskellige scenarier, suppleret med alene en miljøvurdering af en 14. behandlingsform. Scenarierne er fremkommet ved en dialog mellem Miljøstyrelsen, følgegruppen og COWI A/S. Rapportens resultater skal danne baggrund for en politisk vurdering om den fremtidige håndtering af spildevandsslam.

Rapporten består af en livscyklusvurdering (LCA) og en samfundsøkonomisk vurdering (SØK), udført af COWI A/S. Projektet er udført i perioden januar 2012 til december 2012. For at sikre det afleverede arbejdes kvalitet er rapporten undervejs og ved projektets afslutning blevet peer reviewet af to eksterne eksperter. Der skal lyde en stor tak til COWI A/S for det meget omfattende arbejde, som er kommet dette projekt til gode.

Projektet har været tilknyttet en følgegruppe, der bestod af repræsentanter fra Natur-Erhvervsstyrelsen, DANVA, Vandcenter Syd, Randers Spildevand, Lynettefællesskabet I/S, Aalborg Forsyning Kloak A/S, Århus Vand, HedeDanmark og Miljøservice fra BGORJ. Miljøstyrelsen har ved sammensætningen af følgegruppen forsøgt at sikre, at de forskellige tilgange til anvendelse af spildevandsslam er blevet repræsenteret. Deltagerne i følgegruppen har aktivt bidraget undervejs i processen, og Miljøstyrelsen takker for de mange gode og konstruktive input og diskussioner undervejs i projektet..

Sammenfatning

COWI og KU SCIENCE har foretaget en livscyklusvurdering og en samfundsøkonomisk vurdering af 13 forskellige scenarier for håndtering af spildevandsslam.

De vurderede scenarier er konstrueret som optimerede situationer i en fremtid omkring år 2020. Alle anlæg, som vurderes i scenarierne, er derfor forudsat nydesignet efter de bedst tilstedeværende teknologier. Endvidere er det forudsat, at oplandets varmforsyning har en brændsels- og emissionssammensætning svarende til landsgennemsnittet, og at den marginale elforsyning er baseret hovedsageligt på kul.

I dette projekt betragtes to typer slam, som typisk produceres på henholdsvis mindre renseanlæg og på større anlæg. Slammet fra mindre anlæg antages at være aerobt stabiliseret. Dette slam føres typisk til slammineralisering eller til afvanding med efterfølgende bortskaffelse. Slam fra større anlæg antages at blive udrådnat og afvandet, hvorefter slammet bortskaffes. Nedenfor beskrives de scenarier, der er opstillet for de to typer spildevandsslam.

Slam fra mindre anlæg, som har undergået en aerob stabilisering:

1. Afvanding til ca. 25 % TS og direkte anvendelse på landbrugsjord
2. Afvanding til ca. 25 % TS, kompostering og anvendelse på landbrugsjord
3. Mineralisering og anvendelse på landbrugsjord
4. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og biogasfællesanlæg og anvendelse på landbrugsjord
5. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og transport til et centralt renseanlæg med udrådning og slamforbrænding inkl. fosforudvinding fra aske
6. Afvanding til ca. 25 % TS og transport til central slamforbrænding inkl. fosforudvinding

Slam fra større anlæg, hvor slammet består af både primær slam og sekundært slam. I alle scenarier undergår slammet udrådning og afvanding til 30 % TS:

7. Direkte anvendelse på landbrugsjord
8. Kompostering og anvendelse på landbrugsjord
9. Tørring og til forbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg
10. Tørring og til medforbrænding (Aalborg Portland)
11. Tørring og til landbrugsjord
12. Dedikeret slamforbrænding inkl. fortørring, med fosforudvinding fra slamaske
13. Dedikeret slamforbrænding inkl. fortørring men uden fosforudvinding fra slamaske (deponering)
14. Tørring af slam på Kommunekemi og udnyttelse på forgasningsanlæg inkl. fosforudvinding (*kun miljøvurdering*)

Scenarierne er fremkommet ved en dialog mellem Miljøstyrelsen, følgegruppen og COWI. De endelige forudsætninger for hvert scenarie er bestemt gennem interview med de involverede forsyningsselskaber, således at scenarierne i vurderingen bliver så realistiske som muligt.

Den funktionelle enhed

Fordi der er to generiske typer slam, som kan have forskellige egenskaber, og som produceres på forskellige typer renseanlæg, er det nødvendigt i nærværende vurdering at operere med to funktionelle enheder. Resultaterne bliver derfor ligeledes opdelt i to, da de to typer slam ikke i alle henseender er direkte sammenlignelige.

De funktionelle enheder er:

1. Anvendelse for 1 ton tørstof spildevandsslam aerobt stabiliseret (scenarier 1 - 6)
2. Anvendelse for 1 ton tørstof primær og sekundær spildevandsslam til udrådning (scenarier 7 - 14)

Den første type slam er aerobt stabiliseret og kan umiddelbart anvendes eller bortdisponeres. Slamtype 2 er en blanding af primær og sekundær slam, som ikke er stabiliseret, og som skal føres til videre behandling (her minimum udrådning). Et ton tørstof slam svarer til en årlig slamproduktion fra ca. 55 personækvivalenter i Danmark.

Miljøvurdering

Det overordnede formål med miljøvurderingen, som er foretaget som en livscyklusvurdering (LCA), er at afdække de miljømæssige fordele og ulemper ved forskellige anvendelses- og disponeringsmetoder for spildevandsslam, se kap. 3. Resultaterne viser de *potentielle* miljøpåvirkninger, som under visse særlige omstændigheder kan forventes at indtræffe.

Figurerne 1 og 2 skal læses sådan, at negative værdier (dvs. søjler under 0-linjen) viser undgåede miljøgener og altså er udtryk for positive konsekvenser for miljøet, mens positive værdier i figuren (dvs. søjler over 0-linjen) viser effekter, som er negative for miljøet. Miljøeffekterne er omregnet til en fælles enhed i form af personækvivalenter, PE (1 PE svarer til en gennemsnitspersons årlige miljøbelastning i den pågældende miljøpåvirkningskategori – oftest belastningen fra en gennemsnits-europæer opgjort i referenceåret 2004).

Miljømæssige resultater for aerobt stabiliseret slam (ikke-toksiske effekter)

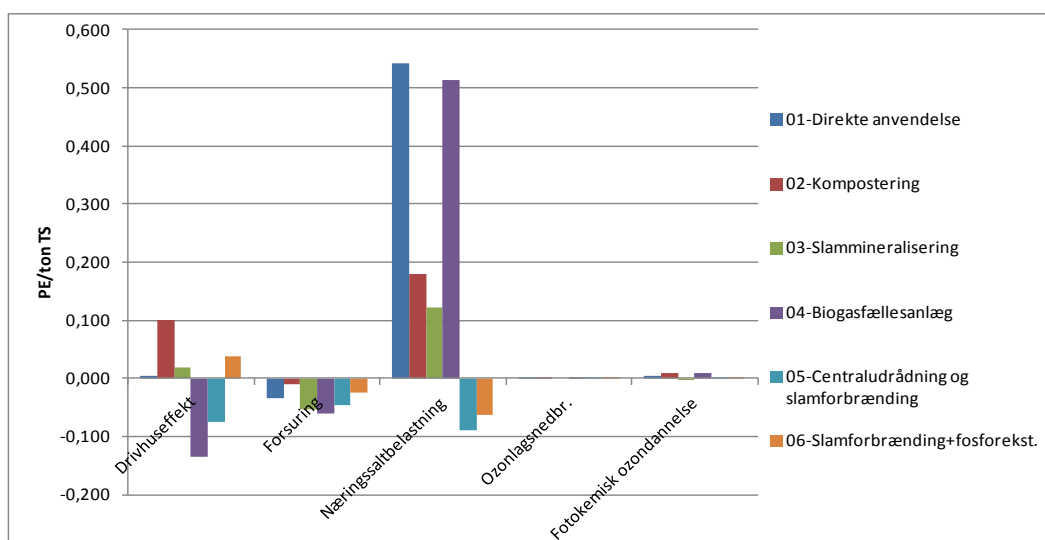
Næringssaltbelastningen skyldes hovedsageligt en udvaskning af nitrat, når slam eller komposteret slam anvendes på landbrugsjorden i stedet for handelsgødning¹. De største potentielle påvirkninger sker for Sc. 1 (direkte anvendelse) og Sc. 4 (biogasfællesanlæg). Den faktiske næringssaltbelastning vil være meget afhængig af den konkrete jordtype og de faktiske forhold omkring landbrugsjorden. Er jorden eksempelvis sandet, bliver overflade-afstrømningen væsentlig mindre og næringssaltbelastningen fra slam på jord bliver tilnærmelsesvis uden betydning. Anvendelse af komposteret eller mineraliseret slam (Sc. 2 og 3) reducerer nitratudvaskningen væsentligt, men der er stadig en potentiel belastning i forhold til anvendelse af handelsgødning.

Udledningen af drivhusgasser fra slam-anvendelse varierer væsentligt for de forskellige behandlingsmetoder. Kompostering af slam (Sc. 2) har dog en væsentlig øget udledning, som skyldes anvendelsen af halm, som alternativt kunne have været anvendt til kraftvarme-produktion (idet biomasse antages at være en begrænset ressource). Samtidig tabes en væsentlig andel af kvælstoffet ved komposteringsprocessen i forhold til direkte anvendelse af slam på landbrugsjord. Det betyder, at der fortrænges en mindre mængde handelsgødning, og besparelsen mht. udslip fra produktion af handelsgødning bliver tilsvarende mindre.

¹: Det er generelt tilfældet at der sker en større næringssaltbelastning for anvendelse af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af handelsgødning.

Slammineralisering medfører en påvirkning på drivhuseffekten på grund af en relativ høj udledning af lattergas (antagelsen er behæftet med nogen usikkerhed). Scenarie 4, hvor slammet udrådnes på et biogasfællesanlæg, har den største undgåede udledning af drivhusgasser, da der her sker en produktion af elektricitet og fjernvarme, som fortrænger fossile brændsler. Samlet er der en undgået udledning på ca. 800 kg CO₂-ækvivalenter per ton tørstof slam behandlet².

Forsuringspotentialerne fra slamhåndtering skyldes i høj grad udledning af ammoniak, svovldioxid og kvælstofoxider (NO_x). Udledning af svovldioxid og NO_x er oftest energirelateret, og derfor afspejler resultaterne for forsurening i nogen grad energibalancerne. Anvendelse af slam på jord, hvor næringssaltene i slam erstatter fosforhandelsgødning, medfører en væsentlig undgået udledning af NO_x fra produktion af fortrængt handelsgødning, og scenarier, hvor slam erstatter handelsgødning medfører således den største undgåede udledning af sure gasser.



FIGUR 1 NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

Miljømæssige resultater for udrådnet slam (ikke-toksiske effekter)

Forholdene vedr. forskellene i resultaterne for næringssaltbelastning er det samme som ved tolkning af Figur 1 (se fodnote 1). Anvendelsen af udrådnet slam uden anden behandling medfører potentielt en høj næringssaltbelastning på grund af en mulig udvaskning af nitrat. Den faktiske påvirkning er dog i høj grad afhængig af de lokale forhold for jordbund og afgrøder.

For slam, som indledningsvist bliver udrådnet er der for alle scenarier en undgået udledning af drivhusgasser (negativ værdi), da udrådningen medfører en væsentlig produktion af el og varme fra udnyttelsen af den producerede biogas.

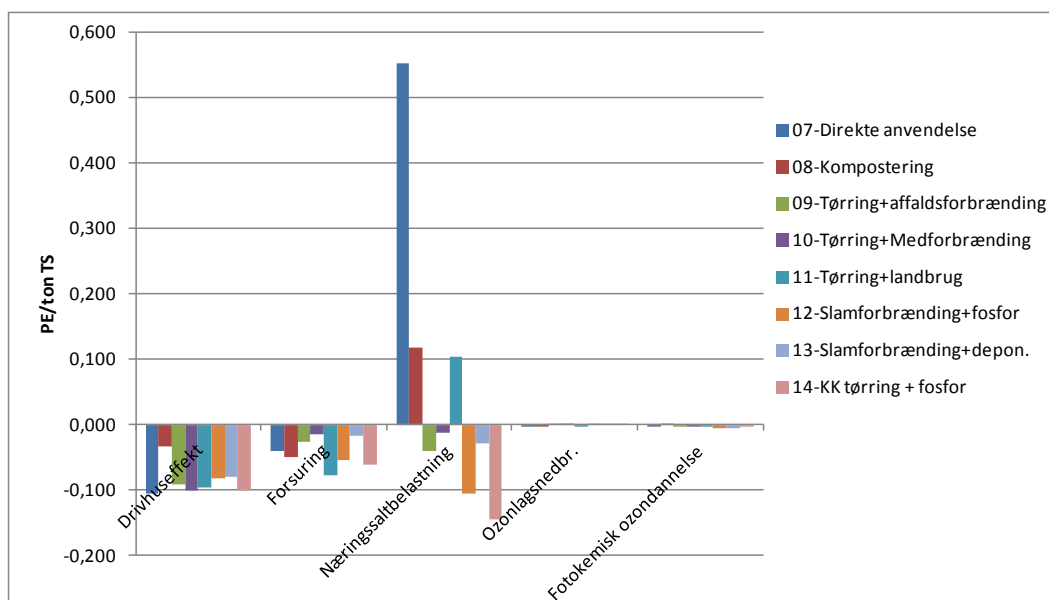
Tørring af slam med hhv. nyttiggørelse på et affaldsforbrændingsanlæg og på en cementfabrik, har stort set ens resultater. Dog er nyttiggørelse på en cementfabrik marginalt bedre, da kul bliver erstattet direkte med en virkningsgrad på 95 %, hvor der på et affaldsforbrændingsanlæg produceres el og varme, med en samlet lavere CO₂ fortrængning.

² se evt. afsnit 5.1.1

Scenarie 11, hvor slam tørres og udbringes på landbrugsjord, har en relativ stor fordel, da der her er antaget, at der udledes væsentlig mindre lattergas fra jorden efter udbringning af tørret slam i forhold til vådt slam. Denne antagelse er dog behæftet med en vis usikkerhed, og dette forhold undersøges nærmere i følsomhedsanalyserne.

Scenarie 12 og 13, som er slamforbrænding henholdsvis med og uden fosforekstraktion fra slamaske, medfører begge en undgået CO₂ udledning, som skyldes udrådningen. Selve slamforbrændingsprocessen medfører samlet en relativ lille CO₂ udledning, da den undgåede udledning fra substitueret varmeproduktion ikke fuldstændig opvejes af udledningen fra egetforbruget af energi og kemikalier, som kræves til forbrændingsprocessen. Fosforekstraktionen medfører en relativ lille undgået udledning af drivhusgasser.

For udrådnat slam er der i alle scenarier et relativ væsentligt besparet forsuringspotentiale pga. udrådningen og den deraf følgende biogasproduktion. Derudover gælder ligeledes, at den største undgåede udledning sker ved de scenarier, hvor slam erstatter gødning. Scenarie 11 medfører den største undgåede udledning, da det er antaget, at der udledes en væsentlig mindre mængde ammoniak fra udbringning af tørret slam.

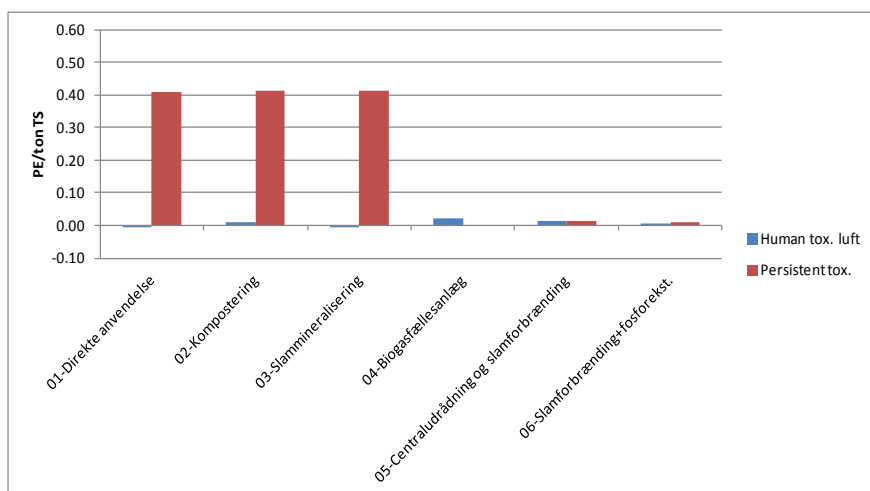


FIGUR 2 NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR UDRÅDNAT SLAM, SC. 7-14

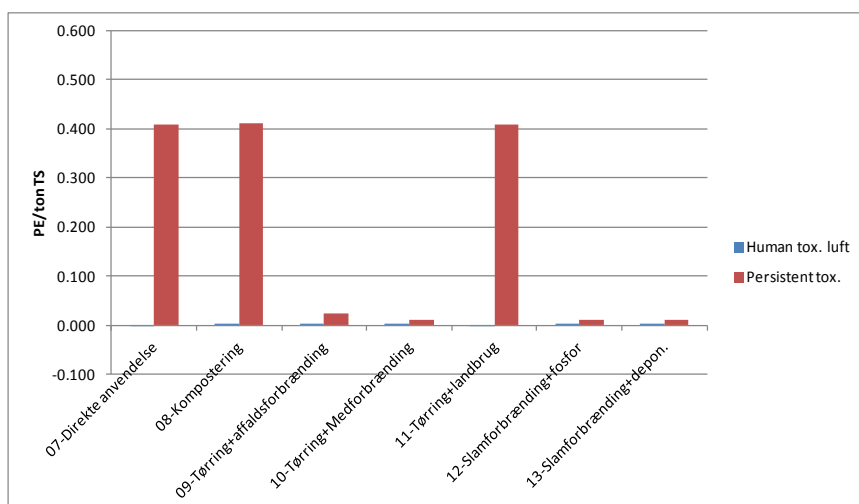
Potentiel toksicitet fra slamhåndtering

EASEWASTE anvendes i denne vurdering af de toksiske miljøeffekter, som potentielt opstår ved håndtering og disponering af spildevandsslam. Resultaterne viser, at der er en væsentlig højere potentiel påvirkning på persistent toksicitet³ i forhold til human toksicitet via luft. Bidraget til persistent toksicitet skyldes hovedsageligt indholdet af kviksølv og kobber, som er i slammet, som bringes på landbrugsjorden, se Figur 3 og Figur 4.

³ Persistent toksicitet repræsenterer gennemsnittet for økotoksicitet for jord og vand, samt for human toksicitet for jord og vand



FIGUR 3 NORMALISEREDE RESULTATER FOR HUMAN OG PERSISTENT TOKSICITET FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6



FIGUR 4 NORMALISEREDE RESULTATER FOR HUMAN OG PERSISTENT TOKSICITET FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

Bidragene til miljøeffekten persistent toksicitet skyldes hovedsageligt anvendelse af slam på landbrugsjord for de scenarier, hvor slam udspreddes på landbrugsjord. Slamforbrænding bidrager ligeledes til denne miljøeffekt men i væsentlig mindre skala. Øvrige aktiviteter som eksempelvis transport, udrådning og slamlagring bidrager stort set ikke til den beregnede persistente toksicitet.

For netop at fokusere og prioritere vigtigheden af at modellere toksiciteten mest korrekt ud fra den nyeste og mest opdaterede viden om stoffers egenskaber, er der foretaget yderligere toksicitetsvurderinger med brug af USEtox. Resultaterne herfra har dog vist sig, at USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer ikke er velegnet til toksicitetsvurdering for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord.

Det skal endvidere gøres opmærksom på, at der selv ved gentagen anvendelse af slam over en længere periode ikke vurderes, at der vil ske en ophobning af metaller i et sådant omfang, at det vurderes at nærme sig skadelige koncentrationer (PNEC) for jordlevende organismer (VKM, 2009), såfremt slammet opfylder de gældende danske regler.

Fosfor-ressourcen

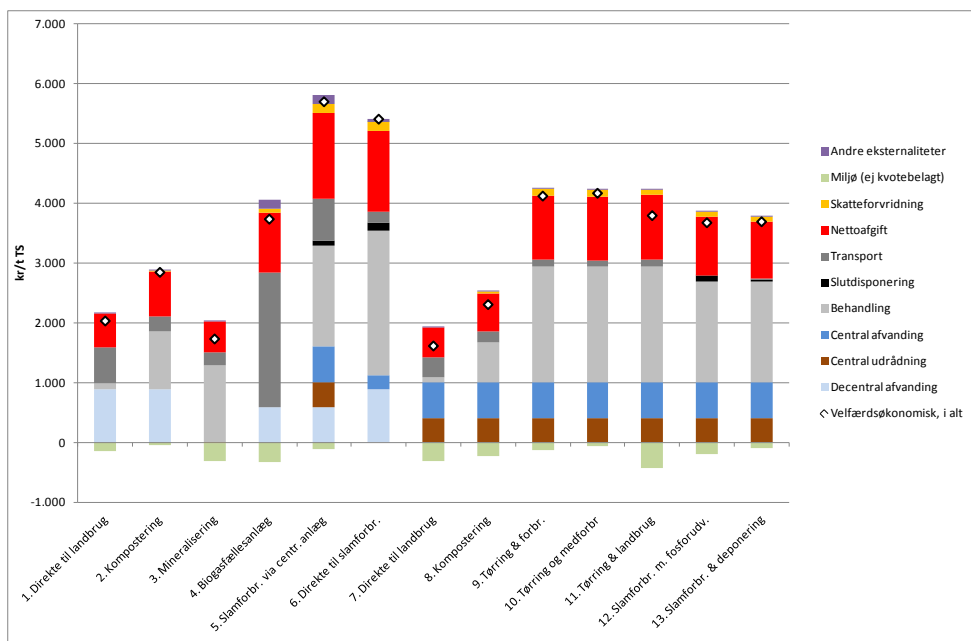
Resultaterne for ressourcetræk er ligeledes opgjort i personækvivalenter, som indikerer størrelsen af det årlige forbrug relateret til en gennemsnitsperson (er opgjort for en gennemsnitlig verdensborger med forbrug og ressource-reserver ca. omkring år 2005 /set i forhold til den samlede mængde af ressourcen, der findes pr. verdensborger). Fosfor og stenkul er de væsentligste af de ressourcer, som er vurderet. Ved nyttiggørelse af næringssaltene i slam i scenarie 1-4 og 7-8 undgås et ressourcetræk på fosfor på ca. 31 kg eller svarende til 1,1 personækvivalent per ton tørstof slam. I scenarie 12, hvor slam forbrændes på dedikerede slamforbrændingsanlæg med efterfølgende fosforekstraktion fra slamasken, undgås et lidt lavere ressourcetræk. Besparselsen er her ca. 1,0 PE per ton tørstof slam. Fosforbesparelsen er beregnet som den summerede besparelse over en 100 års periode, hvor det antages, at fosfor i slam erstatter fosfor i handelsgødning i forholdet 1:1.

Ressourcebesparelsen af fosfor ved udbringning af slam er ca. 30 kg per ton tørstof slam, svarende til ca. 1,1 PE. Fosfor er herved den væsentligste af de vurderede ressourcer. Ved nyttiggørelsen af al spildevandsslam i Danmark, vurderes en genanvendelse af fosformængde på ca. 4000 ton svarende til ca. 150.000 PE.

Samfundsøkonomisk analyse

Den velfærdsøkonomiske analyse viser, at mineralisering er den billigste behandlingsform for det decentrale slam, mens direkte udbringning på landbrugsjord efter udrådning og afvanding er den billigste behandling for centrale anlæg. Dette kræver dog, at slammet er tilstrækkeligt rent efter eventuel endt behandling, og at landmænd i nærheden vil modtage det. Det dyreste er at forafvande slammet på de decentrale anlæg, for derefter at køre det til et centralt anlæg til yderligere afvanding og forbrænding.

De samlede resultater af den velfærdsøkonomiske vurdering fremgår af figuren nedenfor. Det skal bemærkes, at behandlingsformerne har andre fordele og ulemper end de økonomiske, og ikke alle effekter er værdisat i disse beregninger.



FIGUR 5 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKØSTNINGER VED SCENARIO 1-13.

Note: Den lille bjælke, Andre eksternaliteter, dækker støj, slid på infrastruktur og ulykker i forbindelse med transport. Den mørkegrå bjælke, Transportomkostninger, dækker i scenarie 1-4 og 7-11 også

betalingen til slutanvendelse/-disponering. Den gule bjælke dækker skatteforvridningstab, og den røde den nettoafgiftsfaktor, som ganges på omkostningerne i forbindelse med de velfærdsøkonomiske omkostninger. Den sorte bjælke, Slutdisponering, dækker deponering af askefraktionen. Miljøeffekterne omfatter emissioner til luften fra anlæg og transport i ind- og udland. Værdien af CO₂-emissioner, der er underlagt EU's CO₂-kvotesystem, er ikke i figuren opgjort som en del af posten "Miljøeffekter, men er indregnet via omkostningerne ved forbrugt og fortrængt energi (under posten "Behandling").

De decentrale scenarier 1-6 kan sammenlignes på tværs og scenarierne 7 -13 med central udrådning kan sammenlignes på tværs, mens øvrig sammenligning på tværs skal foretages med særlig forsigtighed, da slam med forskellige egenskaber og fra forskellige typer renseanlæg således sammenlignes. Udgangspunkterne rundt om i landet kan variere og gøre nogle behandlingsformer mere oplagte lokalt end andre, også i 2020.

Behandlingsomkostningerne i denne rapport dækker en kæde af behandlinger (et scenarie) af et ton slam TS fra rensningsanlægget til slutdisponeringen af slammet. Behandlingsenheden er et ton slam TS, som overgår fra rensningsanlægget til videre behandling i et af de 13 scenarier, og dette "oprindelige" ton TS følges gennem hele scenariet. Når slammet f.eks. er udrådnat, er der kun 0,68 ton TS, som går videre til f.eks. tørring. Det er meget væsentligt at være opmærksom på dette, når omkostninger sammenlignes, f.eks. i en sammenligning med omkostninger fra andre analyser. Data om massestrømme, fysiske mængder, transportlængder mv. tager udgangspunkt i miljøanalysen og dennes forudsætninger.

Det er forholdsvis meget energi, der kan udvindes ved udrådning af slammet, og transport, - især af vådere slam - er dyrt og bør reduceres om muligt.

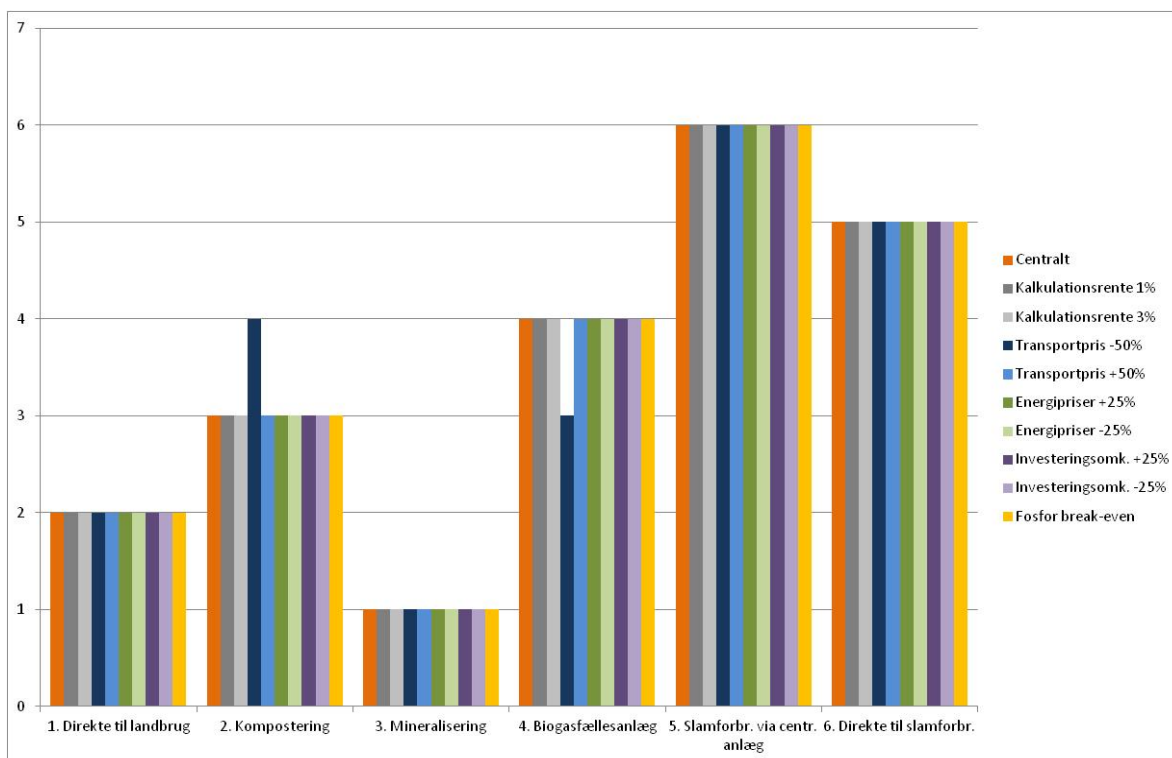
I den lille sorte bjælke i figur 5: "Omkostninger til slutdeponering" indgår også udvinding og salg af fosfor. Omkostningen er større for de scenarier, hvor fosforen udvindes, hvilket betyder, at salget af fosfor ikke kan opveje den ekstra omkostning, der er til at udvinde det. Dette afhænger dog af priser og efterspørgsel efter fosfor. Dette er nok en konservativ antagelse, da Kommunekemi vurderer, at man kan opnå et virksomhedsøkonomisk overskud ved udvinding af fosfor fra slamaske⁴.

Den store forskel mellem scenarie 5 og 6 er, at flydende slam i scenarie 5 køres til central udrådning og derefter afvandes sammen med det øvrige slam på anlægget og forbrændes. I scenarie 6 køres decentralt afvandet slam til centralt anlæg for yderligere slutaftvanding og forbrænding. De mange behandlingselementer giver høje omkostninger.

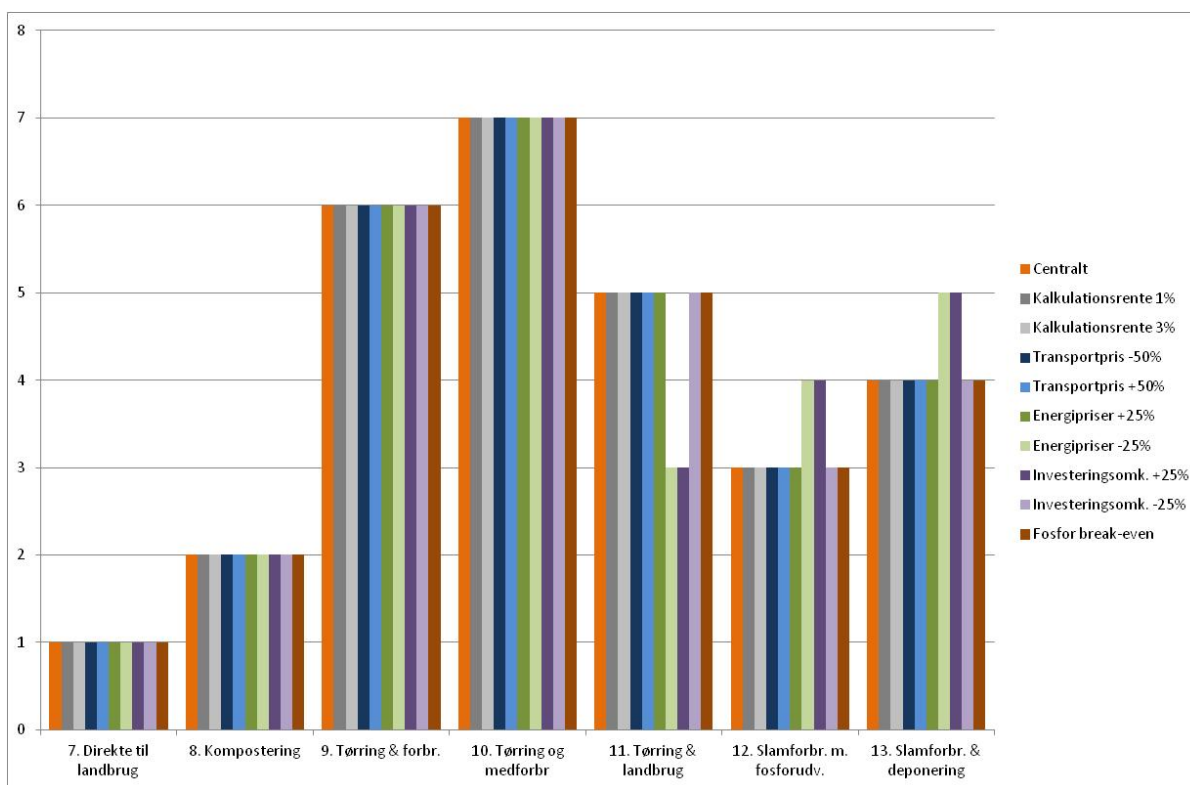
Miljøomkostningerne er opgjort inklusiv transportens miljøomkostninger (ekskl. støj, som opgøres under transport).

Ved følsomhedsanalyser (vist i figur 6) skifter den billigste behandlingsform ikke plads, mens en ændring i omkostningen for den markedsbestemte pris for transport og slutdisponering i scenarierne 2 og 4 kan få scenarierne til at skifte placeringer i den indbyrdes rangordning. Ændringer i investeringsomkostninger, energipriser og omkostninger til udvinding af fosfor betyder noget for scenarie 11, 12 og 13. At en behandlingsform ikke skifter plads tyder på, at resultatet er forholdsvis robust. Decentrale og centrale behandlingsformer er ranket hver for sig i figur 6 og figur 7.

⁴ Se regneeksempel i bilagsrapportens bilag 7.2.10



FIGUR 6 INDBYRDES RANGORDEN AF SCENARIO 1 TIL 6 EFTER VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 1-6



FIGUR 7 INDBYRDES RANGORDEN AF SCENARIO 7 TIL 13 EFTER VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 7-13. 1 ER BILLIGST OG 6 HHV. 7 ER DYREST

De budgetøkonomiske analyser for de kommunale selskabers omkostninger viser samme rangordning af scenarierne som de velfærdsøkonomiske, selvom de faktiske værdier er

anderledes. Størrelsen på de velfærdsøkonomiske og de budgetøkonomiske omkostninger vises i tabel 1.

TABEL 1 VELFÆRDSØKONOMISKE OG BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIERNE (KR. PR. TON TS), SCENARIO 1-13.

	Kr. pr. ton TS												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Velfærdsøk:	2.031	2.844	1.731	3.732	5.695	5.404	1.613	2.305	4.119	4.165	3.792	3.673	3.690
Budgetøk:	2.001	2.644	1.882	3.621	5.257	4.972	1.817	2.354	3.996	3.984	3.906	3.655	3.579

Et stort dedikeret slamforbrændingsanlæg kan i mange tilfælde vurderes at ville give større sikkerhed for afsætning af den producerede slam. Der må kunne antages betydelige stordriftsfordele på selve anlægsomkostningerne til et 2 mio. personækvivalenter anlæg f.eks. sammenlignet med Lynettens anlæg på 1,1 mio. personækvivalenter. Det vurderes som sandsynligt med stordriftsfordele på op til 25 % af anlægsomkostningerne. Dette skal sammenholdes med forventede øgede omkostninger til transport.

Samlet vurdering

Resultatet af projektet kan sammenfattes i følgende punkter:

Miljø

- **Generelt:** Der er ikke ét scenarie for håndtering af spildevandsslam, der er bedst i alle de medtagne miljøeffektkategorier. Der kan derfor ikke udpeges ét scenarie, der miljømæssigt set er det foretrukne.
- **Udrådning:** Udrådning og energiudnyttelse af den producerede biogas anses for at være miljømæssigt fordelagtigt, da der herved produceres el og varme, som fortrænger fossilt baseret energi.
- **Næringssaltbelastning:** Næringssaltbelastningen er den ikke-toksiske miljøparameter, som potentielt har størst værdi. Udledningen af næringssalte er vurderet til at være højere fra marker, hvor der anvendes slam end fra marker, hvor der kun anvendes handelsgødning og ikke andre organiske gødninger. Der er især en potentiel næringssaltbelastning, når aerobt eller udrådnat slam anvendes direkte, mens udledningen reduceres væsentligt, hvis slammet forinden komposteres.
- **Drivhuseffekten:** For udledning af drivhusgasser er der ikke nævneværdige forskelle mellem scenarierne, såfremt slammet udrådnes. Dog kan slamkompostering, hvis der anvendes halm, medføre en signifikant indirekte CO₂-udledning, da halm alternativt kunne anvendes til kraftvarmeproduktion og herved erstatte fossile brændsler.
- **Fosforressourcen:** Det antages at fosforindholdet i slam på lang sigt kan optages af planter og herved reducere ressourcetrækket på fosfor, som er en begrænset ressource.
- **Toksicitet:** Resultaterne fra toksicitetsberegningerne har vist, at USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer ikke egner sig til vurdering af potentiel toksicitetsbelastning for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord.

Velfærdsøkonomi

- **De billigste scenarier.** Mineralisering er beregnet til at være den billigste behandlingsform for slam fra de *decentrale* anlæg. Dernæst kommer afvanding

decentralt og efterfølgende udbringning på landbrugsjord. Udrådning, afvanding og derefter udbringning på landbrugsjord er den billigste behandlingsform for *centralt* udrådnets slam. Dernæst kommer kompostering.

- **De dyreste scenarier.** Kørsel af vådt slam til forbrænding eller lang kørsel til slamforbrænding uden udrådning er de dyreste løsninger for decentralt behandlet slam.
- **Tørring og forbrænding** er de dyreste behandlingsformer for de centrale scenarier.
- **Miljøgevinster.** De fleste scenarier (undtagen scenarie 6) har negative værdisatte miljøeksternaliteter, dvs. der er miljøgevinster. Miljøeksternaliteterne har ikke betydende indflydelse på de samlede behandlingsomkostninger. Særligt har det betydning i hvilket omfang, der "lækkes" metan og/eller lattergas i behandlingsscenarioet. Der er en betydelig usikkerhed forbundet med dette, som kan rykke ved den samlede værdi for miljøgevinst ved behandlingen.
- **Landbrugsjord (Scenarie 1, 7 og 11):** De scenarier som bringer slammet ud på landbrugsjord har også en omkostning til slamlagring. Omkostningen til selve lagringen af afvandet slam er særlig høj i forhold til tørret slam, fordi det fylder betydeligt mere og har risiko for at afgive emissioner.
- **Kompostering (Scenarie 2 og 8):** Kompostering ligger i mellemgruppen mht. omkostninger. Brugen af halm, som her defineres som en knap ressource, der ellers kunne have erstattet kul, fordyrer scenariet.
- **Mineralisering (Scenarie 3):** Mineralisering er en billig løsning med de fastlagte forudsætninger i denne vurdering. Investeringsomkostningens størrelse har stor betydning for den samlede omkostning.
- **Udrådning (Scenarie 5 og 7-13):** Ved at opgøre udrådningen og energiproduktionen som separat delbehandling, fremgår det relativt store energioverskud tydeligt.
- **Biogassællesanlæg (Scenarie 4):** Afsætning af slam til et biogassællesanlæg bliver en relativt dyr løsning, da det er slam med lavt tørstofindhold (6 %), som køres rundt på vejene, og anlæggene får en markedsbestemt afsætningspris baseret på en pris pr/ton. Øgning af tørstofindholdet ville kunne sænke omkostningerne i dette scenarie betydeligt.
- **Tørring (Scenarie 9-11):** Tørring til 90 % TS fremstår som en særlig dyr behandling. Der er ud fra interviews vurderet, at tørring til 90 % tørstof har et stort energiforbrug, og har relativt store løn- og vedligeholdelsesomkostninger på eksisterende anlæg. Tørring er dog en af de teknologier, hvor der burde være en god mulighed for en teknologisk udvikling/ og økonomisk effektivisering, frem mod 2020, hvilket ikke er medtaget her.
- **Transport af slam med lavt TS (Scenarie 4 og 5):** For de to scenarier, som transporterer slam med lavt TS over en relativt lang afstand, er konklusionen, at transporten fordyrer behandlingen væsentligt.
- **Fra decentral til central behandling (Scenarie 6):** At køre decentralt afvandet slam på 25 % TS forholdsvis langt for derefter yderligere at øge tørstofindholdet tilstrækkeligt, til at det kan indfyres i slamforbrændingsanlægget, er en dyr behandlingsform.
- **Håndtering.** Tørring og/eller forbrænding har nogle klare fordele mht. håndtering og transport, ligesom det kan være en oplagt løsning med forbrænding af forurenede slam, eller hvor afsætning til nærliggende landbrugsarealer ikke er muligt.
- **Indvinding af fosfor (Scenarie 5,6 og 12):** Indtægten ved salg af fosfor fra aske betyder ikke så meget i det samlede regnskab. Her er det antaget, at omkostningerne til udvinding er større end indtægterne ved salg. Begge er indeholdt i betegnelsen

"omkostninger til slutdeponering", der derfor er lidt større i de scenarier, som har udvinding af fosfor fra aske. Det antages, at verdensmarkedsprisen for fosfor er 20 kr./kg i 2020 i udgangspunktet, og at udvinding kan betale sig budgetøkonomisk ved en pris på 30 kr./kg og samfundsøkonomisk ved en lidt lavere pris på grund af miljøfordele ved at substituere kunstgødning.

Budgetøkonomi

- Fordelingen af de budgetøkonomiske omkostninger afviger ikke meget fra de samfundsøkonomiske fordele selvom de faktiske tal er anderledes. Der er ikke betydelige fordelingsmæssige effekter.
- **Afgifter til staten** varierer således, at de er størst i de dyre, energiforbrugende scenarier og billigst ved direkte udbringning på landbrugsjord, mineralisering og kompostering. Momsen er højest i scenarie 5 og 6.
- **Indvinding af fosfor fra aske.** Omkostningerne til fosforindvinding er sat ret højt i beregningerne.

Summary and Conclusion

CCOWI and the University of Copenhagen, Faculty of Science, have carried out a life cycle assessment and an economic assessment of 13 different scenarios for handling sewage sludge. The scenarios assessed are designed being optimized situations for the future around year 2020. All treatment facilities that are assessed in the scenarios are represented by the best available technologies.

The environmental assessment is conducted as a consequential life cycle assessment (LCA). The assessment includes the non-toxic environmental impact categories global warming, acidification, nutrient enrichment, photochemical smog and stratospheric ozone depletion as well as the toxic environmental impact. The economic assessment includes a socio-economic cost benefit analysis and a private cost analysis. Both the environmental and the economic assessments have undergone external peer reviews.

In this project, two types of sludge which typically are produced from respectively smaller decentralised waste water treatment plants (WWTP) or large waste water plants. Sludge from smaller plants is assumed to be aerobically stabilized. This sludge is typically dewatered and used on agricultural land or sent to a sludge mineralization facility with subsequent disposal. Sludge from larger plants is assumed to be digested and dewatered, after which the sludge is disposed of. The following describes the scenarios set for the two types of sewage sludge that is assessed in this report.

Sludge from smaller, decentralised WWTP, which have undergone aerobic stabilization:

1. Dewatering to approx. 25% TS and direct application on agricultural land
2. Dewatering to approx. 25% TS, composting and use on agricultural land
3. Sludge mineralization and use on agricultural land
4. Pre-dewatering of approx. 6.5% TS and anaerobic digestion at a manure based biogas facility and use on agricultural land
5. Pre-dewatering of approx. 6.5% TS and transport to a central waste water treatment plant with anaerobic digestion and sludge incineration incl. phosphorus extraction from ash
6. Dewatering to approx. 25% TS and transport to central sludge incineration incl. phosphorus extraction

Sludge from larger WWTP where the sludge consists of both primary sludge and secondary sludge. In all scenarios sludge undergo digestion and dewatering to 30% TS:

7. Direct use of agricultural land
8. Composting and use of agricultural land
9. Drying and incineration at waste incineration plants
10. Drying and co-combustion in cement industry
11. Drying and for farmland
12. Dedicated sludge incineration incl. pre-drying, with phosphorus recovery from sludge ash
13. Dedicated sludge incineration incl. pre-drying without phosphorus recovery from sludge ash (landfill)

14. Drying of sludge on Kommunekemi and recovery of energy at a thermal gasification plant incl. phosphorus extraction (only life cycle assessment)

The scenarios are defined through a dialogue between Danish EPA, the monitoring group and COWI. The final conditions for each scenario are determined through interviews with the involved utilities, so that the scenarios in the assessment are as realistic as possible.

The functional unit

Because there are two generic types of sludge, which may have different characteristics and are produced in various types of sewage treatment plants, it is necessary in this evaluation to operate in two functional units. The results are therefore also divided into two, since the two types of sludge not in all respects are directly comparable.

The functional units are:

1. The use of 1 tonne dry matter (DM) sewage sludge aerobically stabilized (scenarios 1 - 6)
2. The use of 1 tonne dry matter (DM) primary and secondary sewage sludge for digestion (scenarios 7 to 14)

The first type of sludge is aerobically stabilized and can be used directly or be disposed of. Sludge type 2 is a mixture of primary and secondary sludge that is not stabilized and is kept for further processing (eg. minimum digestion). One tonne of dry sludge is equivalent to an annual sludge production from approx. 55 persons in Denmark.

Environmental Assessment

The overall purpose of the environmental assessment, carried out as a life cycle assessment (LCA), is to identify the environmental pros and cons of different use and disposal methods for sewage sludge, see chapter 3. The results show the potential environmental impacts, which in certain circumstances can be expected to occur.

Figures 1 and 2 should be read so negative values (i.e. columns below of the x-axis) show the avoided environmental impacts and therefore represent a positive impact on the environment, while positive values in the figures (i.e. columns above the x-axis) show the impacts which is worse for the environment. The environmental impacts are converted into a common unit in the form of person equivalents, PE (1 PE corresponds to an average annual per capita environmental impact for each of the environmental category - usually calculated as the load from an average European calculated in the reference year 2004).

Environmental performance of aerobically stabilized sludge (non-toxic effects)

The potential nutrient enrichment impact is mainly due to leaching of nitrate when sludge or composted sludge applied to farmland instead of fertilizer⁵. The largest potential impact occurs at Sc. 1 (direct application) and Sc. 4 (biogas plants). The actual nutrient enrichment will be very dependent on the site specific soil type and the circumstances for the application of the farmland. If the soil is sandy, surface runoff becomes considerably smaller and nutrient loads from sewage sludge on land is nearly irrelevant, whereas if the soil consist of clayey soils runoff contributes significantly to nutrient enrichment. The use of composted or mineralized sludge (Sc. 2 and 3) reduce nitrate leaching significantly, but there is still a potential impact in relation to the use of fertilizers.

⁵ It is generally the case that there is a greater nutrient enrichment for use of organic fertilizers compared with the use of fertilizers.

Emissions of greenhouse gases from sludge application vary considerably for the different treatment options. Composting sludge (Sc. 2) leads to a significant increase in indirect emission of greenhouse gases due to the use of straw that could have been alternatively used for CHP⁶-production (since biomass is assumed a limited resource). At the same time a substantial portion of the nitrogen is lost in the composting process compared to direct application of sludge on agricultural soils. This means that the amount of displaced fertilizer is reduced at composting compared to direct use, and the saving in terms of emissions from the production of fertilizers is reduced correspondingly.

Sludge mineralization has an impact on the greenhouse effect due to a relatively high emissions of nitrous oxide (assumption is somewhat uncertain). Scenario 4, where the sludge is digested in a biogas plant, contributes to the largest avoided greenhouse gas emissions, due to a production of electricity and district heating from the produced biogas. The produced energy replaces fossil fuels. Overall, the avoided emissions from biogas (Sc. 4) of sludge are approx. 800 kg CO₂ equivalent per tonne of dry matter sludge treated.

The potential of acidification from sludge handling is largely due to emissions of ammonia, sulphur dioxide and nitrogen oxides (NO_x). Emissions of sulphur dioxide and NO_x are mostly energy related and therefore results of acidification in some degree reflect energy balances. The use of sludge on land where nutrients in sludge replaces phosphorus fertilizer, causing a significant avoided emissions of NO_x from production of displaced commercial fertilizer and scenarios where sludge replace commercial fertilizer renders the greatest avoided emissions of acid gases.

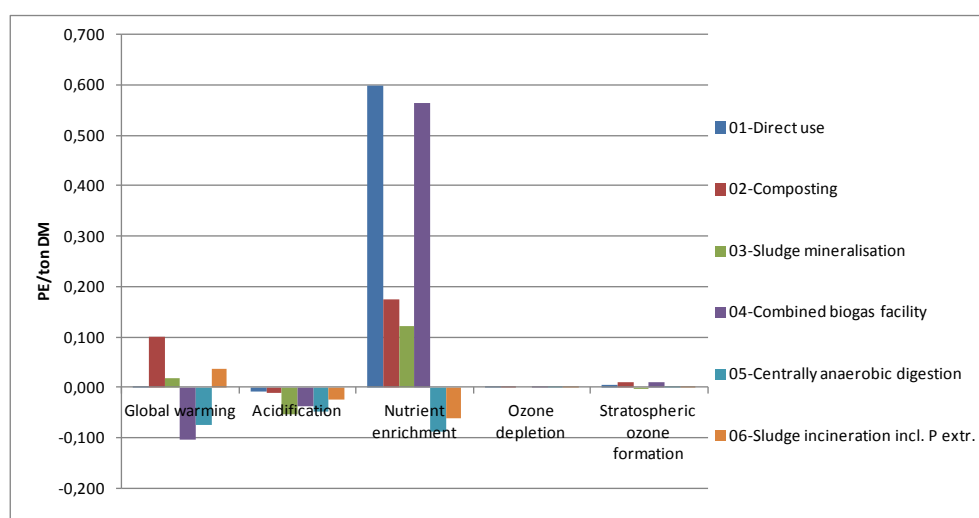


FIGURE 1 NORMALISED RESULTS FOR NON-TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS FOR AEROBIC STABILISED SLUDGE, SC. 1-6

Environmental results for digested sludge (non-toxic effects)

The situation concerning differences in the results for nutrient enrichment is the same as the interpretation of Figure 1 (see footnote 5). The use of digested sludge without other treatment leads to potentially high nutrient enrichment due to a possible leaching of nitrate. The actual effect depends largely on the local conditions of soil and the crops grown.

For sludge, which initially will be digested there is in scenarios 7-14 avoided emissions of greenhouse gases (negative value) as digestion leads to a significant production of electricity and heat from the utilization of the produced biogas.

⁶ Combined heat and power

The two scenarios representing drying with respectively recovery at a waste incineration plant and a cement kiln have virtually the same results. However, coal is displaced directly with an efficiency of 95 % when dried sludge is utilized in a cement kiln. This management of sludge performs marginally better as combustion at a dedicated waste incineration causes displacement of electricity and heat, which overall gives a lower CO₂ displacement.

Scenario 11, where sludge is dried and spread on farmland, has a relatively large advantage because it is assumed that emissions of nitrous oxide from use of dry sludge used on agricultural soils are significantly lower than from use of wet slurry. This assumption is, however, subject to some uncertainty, and this relationship further explored in sensitivity analyzes.

Both scenario 12 and 13, where sludge is sent to incineration respectively with and without extraction of phosphorous from sludge ash, result in avoided CO₂ emissions mainly due to anaerobic digestion of the sludge. The sludge incineration process itself leads to a relatively low positive CO₂ emission, as the avoided emissions from substituted heat not is completely offset by emissions from own consumption of energy and chemicals required for the combustion process. Extraction of phosphorous from sludge ash results in a relatively small amount of avoided greenhouse gas emissions.

For digested sludge there is in all scenarios a relatively significant avoided acidification potential due to digestion and the resulting biogas production. In addition, the largest avoided emissions are achieved by the scenarios in which sludge replaces fertilizer. Scenario 11 results in the greatest avoided emissions as a significantly smaller amount of ammonia is assumed emitted from the application of dried sludge.

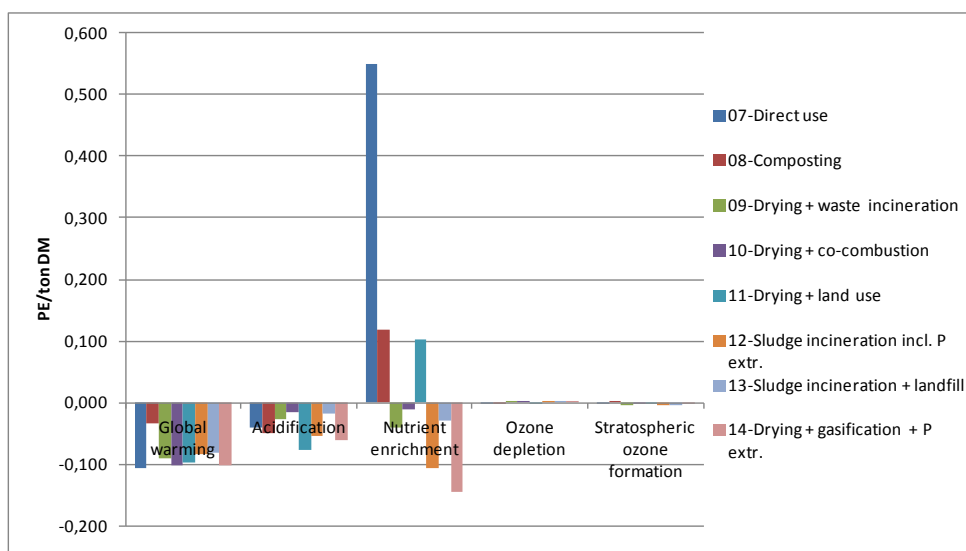


FIGURE 2 NORMALISED RESULTS FOR NON-TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS FOR DIGESTED SLUDGE, SC. 7-14

Potential toxicity of the sludge handling

EASEWASTE is used in this assessment for the screening of the toxic environmental effects potentially caused by the management and disposal of sewage sludge. The results show that there is a much higher potential exposure to persistent toxicity⁷ compared to human toxicity via air. Contributed to persistent toxicity is mainly due to the content of mercury and copper, which is in the sludge, as applied to agricultural land, see Figure 3 and Figure 4.

⁷ Persistent toxicity represents an average of ecotoxicity of soil and water, and human toxicity of soil and water

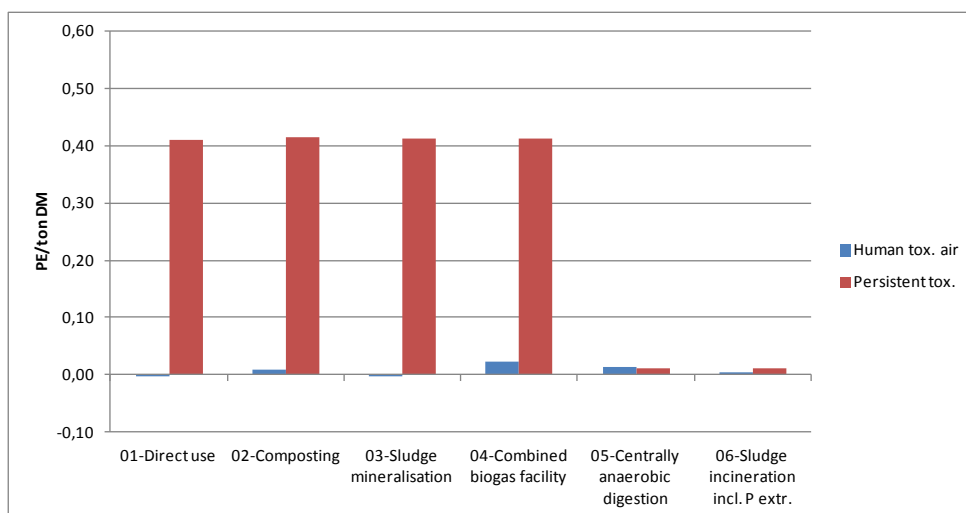


FIGURE 3 NORMALISED RESULTS FOR HUMAN AND PERSISTENT TOXICITY FOR AEROBIC STABILISED SLUDGE, SC. 1 - 6

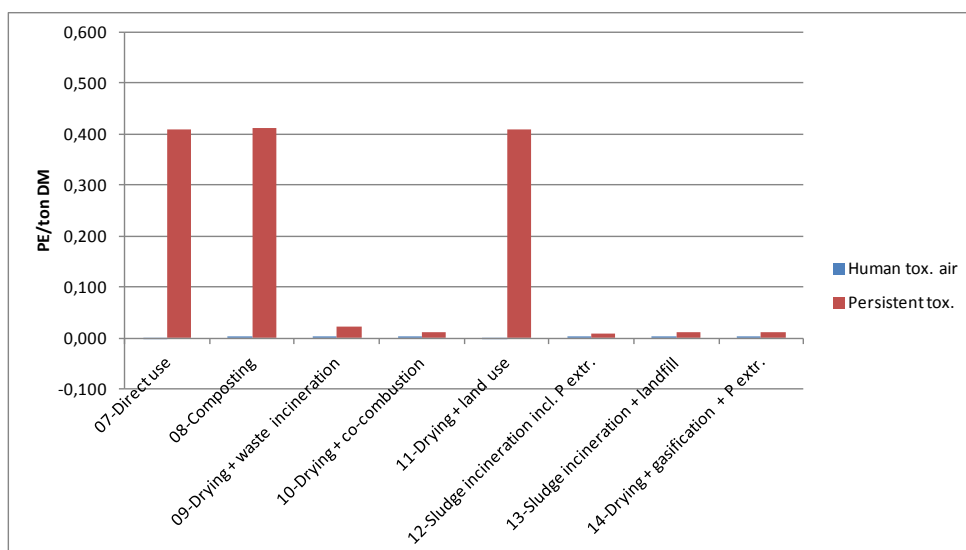


FIGURE 4 NORMALISED RESULTS FOR HUMAN AND PERSISTENT TOXICITY FOR DIGESTED SLUDGE, SC. 7 - 14

The contributions to the environmental impact persistent toxicity are mainly from the use of sludge on agricultural land for the scenarios in which sludge is spread on farmland. Sludge incineration also contributes to this environmental impact but in much smaller scale. Other activities such as transport, digestion and sludge storage do not contribute significantly to the calculated persistent toxicity.

For just to focus and prioritize the importance of modelling the toxicity most accurate from the latest and most updated knowledge about the properties of substances, there have been additional toxicity estimates using USEtox. The results have shown that USEtox with the current characterization is not suitable for Toxicity assessment for the application of sewage sludge on agricultural land.

It should also be noted that even after repeated use of sludge over a longer period is not assumed that there will be an accumulation of metals to such an extent that it is estimated to approach dangerous concentrations (PNEC) for soil organisms (VKM, 2009), where the sludge meets the applicable Danish rules.

Use of the phosphorus resource

The results of resource consumption is also measured in person, which indicates the size of the annual consumption related to the average person (is calculated for an average citizen of the world of consumption and resource reserves of approx. Around 2005 / compared to the total amount of the resource that available at. citizen of the world). Phosphorus and coal is the most important of the resources that are assessed. By utilization of nutrients in sludge in Scenario 1-4 and 7-8 avoided a resource drain on phosphorus approx. 31 kg or equal to 1.1 population equivalent per tonne of dry sludge. In scenario 12th where sludge is incinerated in dedicated sludge incineration with subsequent extraction of phosphorous from sludge ash, avoided a slightly lower resource consumption. The savings are here about. 1.0 PE per tonne of dry sludge. Phosphorus saving is calculated as the summed savings over a 100 year period in which it is assumed that phosphorus in sludge replaces phosphorus in fertilizers in the ratio 1:1.

Resource savings of phosphorus in sludge is about. 30 kg per tonne of dry matter sludge, corresponding to approx. 1.1 PE. Phosphorus is thus the most important of the assessed resources. By the recovery of all sewage sludge in Denmark assessed the recycling of phosphorus amount of approx. 4000 tonnes, corresponding to approx. 150,000 PE.

Economic assessment

Whereas welfare-economic analysis shows that mineralisation is the cheapest method for treatment of sludge from smaller local waste water treatment plants. The cheapest method for treatment at central treatment plants is direct disposal on farmland after digestion and dewatering. Both require good quality sludge complying with the Danish regulation. The most expensive method is pre-dewatering of sludge at smaller local plants followed by transportation to central plants for additional dewatering and incineration.

The overall findings of the welfare-economic evaluation are shown in Figure 5 below. It should be noted that the different treatment methods offer other advantages and disadvantages than those strictly related to these economic considerations and that some impacts have not been valued in the calculations.

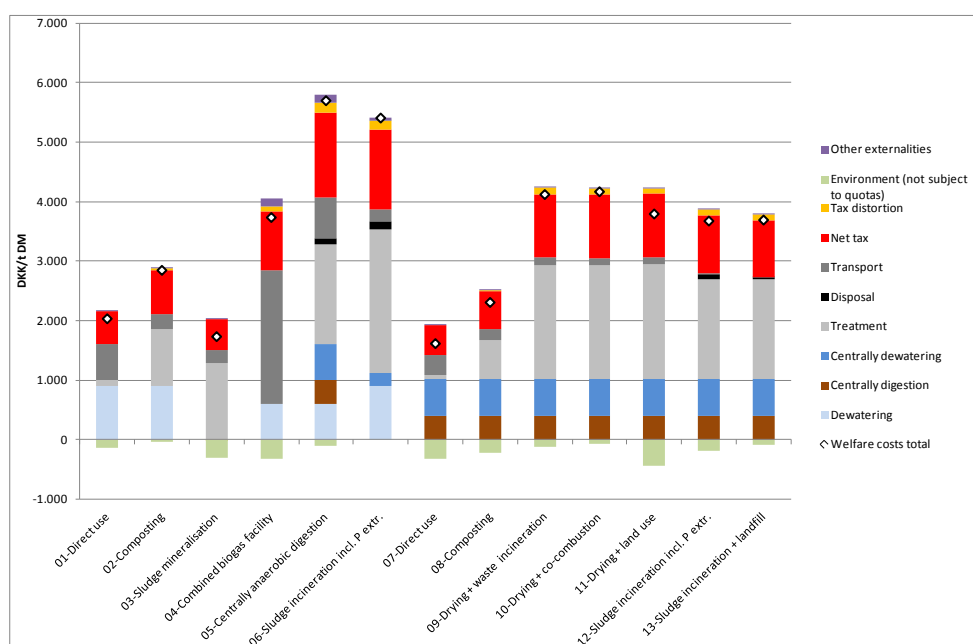


FIGURE 5 WELFARE-ECONOMIC COSTS OF SCENARIOS 1-13

Note: the purple bar, other externalities, covers noise, impact on infrastructure and accidents during transport. The dark grey bar, Transport costs, covers scenarios 1-4 and 7-11, including payment for end uses/final disposal. The yellow bar denotes tax distortion losses and the red bar, the net tax factor by which the costs are multiplied in connection with the welfare-economic costs. The black bar, final disposal, covers disposal of the ash fraction. The environmental impacts cover emissions to the air from plants and domestic and international transportation. In the figure, the value of CO₂ emissions falling within the EU CO₂ quota trading system are not recorded under the item “Environmental impacts”, but are instead included through the costs of used and displaced energy (under the item “treatment”).

The scenarios 1-6 for sludge from smaller de-centralised waste water treatment plants are comparable across scenarios, and scenarios 7-13 involving central digestion are also comparable across scenarios. Special caution should be taken in all other cross-scenario comparisons, as this would lead to comparisons of sludge with different characteristics and from different treatment plants. The starting points across the country may vary, rendering some treatment methods more obvious than other treatment methods at the local level, also in 2020.

The treatment methods discussed in this report cover a chain of treatments (one scenario) for one tonne of sludge dry matter (DM) from it leaves the treatment plant until its final disposal. The treatment unit is one tonne of sludge DM, which is released from the treatment plant and is sent on for further treatment in one of the 13 scenarios. This “original” tonne of DM is followed through the entire scenario. For example, once digested, the sludge only weighs 0.68 tonne, which is transferred to e.g. a drying process. Such factors are important to keep in mind in cost comparisons, also of costs identified by other analyses. Data on mass flows, physical quantities, length of transportation etc. are based on the environmental analysis and the underlying assumptions.

The amount of energy that can be extracted from digestion of sludge is relatively high, and transportation – especially of wet sludge – is expensive and should be reduced to the extent possible.

The small black bar in Figure 5, Costs of final disposal, also covers extraction and sales of phosphorus. The costs of scenarios in which the phosphorus is extracted are higher. This means that the sale of phosphorous cannot offset the extra cost of extracting it. However, this is dependent on prices and the demand for phosphorous. This might be a conservative estimate.

The major difference between scenarios 5 and 6 is that in scenarios 5, liquid sludge is pre-dewatered to app. 6.5 % DM and transported to central digestion after which it is dewatered and incinerated together with other sludge types at the plant. In scenario 6, sludge, which has been dewatered locally, is transported to a central plant for final dewatering and incineration. The many steps involved result in high costs.

Environmental costs also represent the environmental costs of transportation (excl. noise that is included under transportation).

In sensitivity analyses the cheapest treatment method keeps its rank, however, changing the cost of the market-determined price of transportation and final disposal in scenarios 2 and 4 may induce a shift in the scenario ranking. Changes to investment costs, energy prices and costs of extracting phosphorus will affect scenarios 11, 12 and 13. If a treatment form keeps its rank when important parameters changes, the result is probably relatively robust. Budgetary economic and welfare-economic analyses of the costs of municipal companies result in the same ranking of scenarios, even though the actual values differ. The magnitude of the welfare-economic and budgetary economic costs is given in Table 1.

TABLE 1 WELFARE-ECONOMIC AND BUDGETARY ECONOMIC COSTS OF SCENARIOS (DKK PER TONNE), SCENARIOS 1-13

	Danish Kr. pr. ton DM												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Socio econ:	2.031	2.844	1.731	3.732	5.695	5.404	1.613	2.305	4.119	4.165	3.792	3.673	3.690
Budget econ:	2.001	2.644	1.882	3.621	5.257	4.972	1.817	2.354	3.996	3.984	3.906	3.655	3.579

In many cases, a major dedicated sludge incineration plant would give greater certainty that the sludge can be treated and handled at all times. Considerable economies of scale could be expected in the construction costs of a 2 million person equivalent plant, e.g. in comparison with Lynettens plant of 1.1 million person equivalents. It seems probable that economies of scale up to 25% of the construction costs are realistic. This should be seen against the expected increase in transportation costs.

Overall assessment

The results of the project can be summarised as follows:

Environmental assessment

- **General conclusion:** There are no single scenario for sewage sludge handling that is better in all the assessed environmental impact categories. A single scenario cannot be appointed as the more preferred.
- **Digestion:** Digestion and energy of the produced biogas is considered to environmentally advantageous, as this produces electricity and heat, which displace fossil-based energy.
- **Nutrient enrichment:** Nutrient load is non-toxic environmental parameter, which potentially has the greatest value. The discharge of nutrients is estimated to be higher from fields where used sludge than from fields where only commercial and not other organic fertilizers. There is a potential nutrient enrichment when aerobically or digested sludge used directly, while emissions are reduced significantly if the sludge prior to composting.
- **Greenhouse Effect:** The greenhouse gas emissions are not significant differences between the scenarios, where sludge is digested. However, sludge composting, if used straw, lead to a significant indirect CO₂ emissions as straw alternatively be used for cogeneration, thereby replacing fossil fuels.
- **Phosphorous:** It is assumed that the phosphorus content of the sludge in the long term can be absorbed by plants and thereby reduce resource drain on phosphorus, which is a limited resource.
- **Toxicity:** The results from toxicity calculation have shown that USEtox with the current characterization factors is not suitable for the assessment of potential toxicity of application of sewage sludge in agriculture.

Economic assessment

Welfare economics

The cheapest scenarios. According to calculations, mineralisation is the cheapest method for treatment of sludge from *local* plants. Second cheapest is local dewatering followed by disposal on farmland. Digestion, dewatering followed by disposal on farmland is the cheapest treatment method for digested sludge at *central* plants. Third cheapest is composting.

The most expensive scenarios. Scenarios with long distance transportation of wet sludge from smaller decentralised WWTP's to larger WWTP with digestion and incineration and to incineration plants without digestion are the two most expensive solutions for sludge treated at smaller decentralised plants.

Environmental gains. Most scenarios (except scenario 6) include environmental externalities that have been negatively valued, meaning that there are environmental benefits. The importance of environmental externalities from air pollution is not that high. Of particular importance is the extent to which methane and/or nitrous oxide is "leaked" in the treatment scenario. This factor is surrounded by considerable uncertainty, which may significantly change the overall environmental benefit of the treatment method if not valued correctly.

Farmland (scenarios 1, 7 and 11). The scenarios, which involve disposal of sludge on farmland, also have costs of sludge storage. The cost of storing dewatered sludge is particularly high compared with dried sludge as dewatered sludge takes up much more space and may give rise to emissions.

Composting (Scenarios 2 and 8). In terms of costs, composting is in the intergroup. Defined as a scarce resource in this study, straw, which could have replaced coal, makes this scenario more expensive.

Mineralisation (scenario 3). Based on the assumptions defined in this study, mineralisation is a cheap solution. The investment costs greatly influence the overall costs.

Digestion (scenarios 5, 7 and 13). By determining digestion and the derived energy production separately, the relatively high energy surplus becomes significant.

Centralised biogas plant (scenario 4). Delivering of sludge to centralised biogas plants is a relatively expensive solution, as it involves transportation of sludge with a low dry matter content (6%) and the plants will obtain a market-determined sales price based on price per tonne. Increasing the dry matter content would lower the costs of this scenario significantly.

Drying (scenarios 9-11). Drying to 90% DM appears to be a particularly expensive treatment method. Based on interviews, it is assessed that drying to 90% dry matter has a high energy consumption and relatively high salary and maintenance costs at existing plants. However, drying is a treatment method with potential for technological development and improved economic efficiency towards 2020 (not included in this study).

Transportation of sludge with a low DM content (scenarios 4 and 5). In these two scenarios, sludge with a low DM content is transported long distances, and the conclusion is that transportation makes the treatment method much more expensive.

From local to central treatment (scenario 6). Long-distance transportation of locally dewatered sludge with a DM of 25% and subsequent increase of the dry matter to the level where the sludge is suited for incineration is an expensive treatment method.

Handling. There are obvious advantages of drying and/or incineration in terms of handling and transportation. Likewise, incineration may be an obvious solution to dispose of polluted sludge or to handle a situation where disposal on nearby farmland is impossible.

Extraction of phosphorus (scenarios 5, 6 and 12). Revenue from the sales of phosphorus from ash does not matter very much in the overall accounts. It is assumed that the costs of extraction are higher than the sales revenue. Both items are included under the item "costs of final disposal", which is consequently slightly higher in the scenarios, which involve extraction of phosphorus from ash. Basically, it is assumed that the world market price of phosphorus will be 20 DKK/kg in 2020 and that extraction is profitable at a price of 30 DKK/kg from a budgetary economic perspective and at a slightly lower price from a socio-economic perspective due to the environmental benefits of substituting fertilizers.

Budgetary economy

The distribution of the budgetary economic costs does not deviate much from the socio-economic advantages even though the actual figures differ. There are no significant, distributive effects.

State fees vary so that fees are highest in the expensive, energy-consuming scenarios and cheapest in the scenarios involving sludge disposal on farmland, mineralization and composting. The value added tax is highest in scenarios 5 and 6.

Extraction of phosphorus from ash. The costs of phosphorus extraction have been set rather high in the calculations.

Ordforklaring

Aerob	: Iltholdige forhold
Anaerob	: Iltfrie forhold
CTU	: Comparative Toxic Unit, Enhed for toksicitet i USEtox
Karakteriseringsfaktor	: En miljøfaktor for en udledning til miljøet, som bestemmer hvor meget udledningen bidrager til en potentiel miljøkategori, f.eks. har metan en karakteriseringsfaktor for drivhuseffekten på 25 kg CO ₂ -ækvivalenter
LCA	: Livscyklusvurdering (Life Cycle Assessment)
PAF	: Potentially Affected Fraction
PE	: Personækvivalenter, som anvendes som enhed for de normaliserede miljøpotentialer fra livscyklusvurderingen.
Personækvivalenter	: Personækvivalenter anvendes både som enhed for miljøpotentialer og som enhed for kapacitet på anlæg som behandler spildevand og slam. I nærværende rapport anvendes "PE" generelt som enhed for miljøpotentialer og "personækvivalenter" generelt som enhed for kapacitet.
Petcoke	: Er det samme som petroleum coke. Denne type kul indeholder en høj andel af carbon (90-95%), har lavt indhold af aske, højt indhold af svovl samt en mindre del, der fordamper. Petcoke (7.500 kCal/kg) har et højere energiindhold end alm. kul (ca. 5.700-6.000 kCal/kg) (http://www.reuters.com/article/2009/07/01/coal-petcoke-idUSL109243920090701) (http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=4618) http://en.wikipedia.org/wiki/Petroleum_coke
Primær slam	: Slam fremkommet ved mekanisk behandling af spildevand, udtaget fra en primær tank (råslam)
Sekundær slam	: Slam fremkommet ved biologisk behandling af spildevand, udtaget fra efterklaringstanke mv.
Slam mineralisering	: Mineralisering af slam er en proces, hvor miljøfremmede stoffer og smitstoffer samt organisk materiale omsættes i store slambede i løbet af 8-10 år
Slam granulat	: Tørret slam
SSP	: Single superfosfat
Stabilisering	: Ved slamstabilisering mindskes slammets evne til at udsende ildelugt, dets indhold af mikroorganismer samt dets samlede vægt.
TS	: Tørstof
TSG (glødetab)	: Tørstof glødetab angiver, hvor stor en del af tørstoffet, der forsvinder ved glødning (eller "afbrænding"), og er dermed et godt mål for, hvor stor en del af slammets indhold, der er

	organisk materiale
TSP	: Triple superfosfat
Udrådning	: Anaerob nedbrydning hvor der dannes metan og kuldioxid (= bioforgasning)
UMIP	: Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter. Livscyklusvurderingsmetode udviklet i Danmark

1. Indledning

1.1 Baggrund

Der blev i Danmark i 2009⁸ produceret ca. 144.000 tons TS slam fra de kommunale og private rensningsanlæg. Heraf blev ca. 75.000 tons TS (52 %) udspreddt på landbrugsjord, ca. 34.000 tons TS (24 %) til forbrænding, ca. 17.000 tons TS (12 %) til slammineraliseringsanlæg, ca. 835 tons TS (1 %) til deponi, ca. 9.900 tons tørstof (7 %) til eksport og ca. 5.600 tons TS (4 %) til andet.

Anvendelse af spildevandsslam (udbragt direkte eller efter en viderebehandling) på landbrugsjord regnes for anden endelig materialenyttiggørelse pga. udnyttelse af slammets næringsstoffer og kulstof. Der har dog længe hersket tvivl om bæredygtigheden omkring anvendelse af spildevandsslam til jordbrugsformål pga. slammets mulige indhold af miljøfremmede stoffer. Kommunerne har derfor forskellige strategier for anvendelse af deres spildevandsslam.

Ifølge affaldshierarkiet skal anden endelig materialenyttiggørelse af affald (herunder spildevandsslam) prioriteres frem for nyttiggørelse af affaldets energi, såfremt dette er i overensstemmelse med livscyklusbetragtninger af de forskellige behandlingsformer og genanvendelsesmuligheder.

Spildevandsslam indeholder en række plantenæringsstoffer, herunder væsentlige mængder fosfor, som er en begrænset ressource. Fosfor er et essentielt næringsstof for al plantevækst, og tilførsel af fosfor til landbrugsjorden er afgørende for en høj landbrugsproduktion. Der er øget opmærksomhed på at sikre fortsat forsyning med fosfor, som kun udvindes i få lande. De kendte reserver er anslået at række til mellem 48 og 235 år af Rosemarin (Rosemarin, 2010) og til 100 og 400 års forbrug (Stoumann Jensen, 2011). Markedsprisen har været generelt stigende over de sidste 15 år, og årsproduktionen af fosfor handelsgødning forventes at toppe om 25 år.

Anden endelig materialenyttiggørelse af spildevandsslam og af fosfor i andre affaldstyper er fremhævet specifikt i de seneste affaldsstrategier som et væsentligt område. I Danmark findes de største mængder fosfor i husdyrgødning, men der er også betydelige mængder i bl.a. spildevandsslam og kød- og benmel. Spildevandsslam er dermed en af de ressourcer, der giver mulighed for genanvendelse af betydelige mængder fosfor.

1.2 Formål

Det overordnede formål med dette projekt er at afdække de miljømæssige og samfundsøkonomiske fordele og ulemper ved forskellige behandling og bortskaffelsesalternativer for spildevandsslam. Dette belyses ved at udføre en livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse af forskellige behandlingsteknologier for spildevandsslam. Resultatet af analyserne er en sammenligning af de valgte teknologier,

⁸ Nyeste data for Danmark (Miljøstyrelsen, 2012a)

der afdækker alle relevante konsekvenser med hensyn til miljø, ressourcer og samfundsøkonomi.

Resultaterne afrapporteres som potentielle miljøpåvirkninger i en række miljøpåvirkningskategorier og kan anvendes til at rangordne behandlingsalternativerne inden for disse miljøpåvirkningskategorier. Der benyttes ikke vægtning. Derfor er det kun i det tilfælde, at én af behandlingsmetoderne er bedre i samtlige miljøpåvirkningskategorier, at denne behandlingsmetode kan siges at være den bedste løsning miljømæssigt set.

1.3 Review proces

Miljøstyrelsen har ønsket en relativt omfattende review proces af projektet. Review processen består af 4 trin fordelt over hele projektforsløbet og er opdelt i hhv. LCA og samfundsøkonomi.

Trin 1 indeholder en gennemgang af formål og afgrænsning, herunder valg af databaser og beskrivelse af scenarier.

Trin 2 gennemføres i forbindelse med afslutning af dataindsamling, herunder valg af følsomhedsanalyser.

Trin 3 indeholder en gennemgang af 1. udkast til rapport, mens trin 4 er en gennemgang af den endelige rapport efter tilretning af review kommentarer.

Ved hvert trin i review processen fremsender projektgruppen materiale til reviewer, der herefter returnerer kommentarer til Miljøstyrelsen og projektgruppen. Projektgruppen svarer på review med et kort notat, der drøftes med Miljøstyrelsen. De punkter, som der er enighed om at rette til efter reviewers anvisning, tilrettes. Punkter, hvor man ikke følger reviewers kommentarer, samles i et bilag til rapporten (Bilag 8 og 9), således at det klart vil fremgå, hvor der ikke har været enighed mellem reviewer, projektgruppe og Miljøstyrelsen.

Review af LCA delen af projektet er foretaget af Anders Schmidt og Nanja Hedal Kløverpris fra Force Technology, mens review af den samfundsøkonomiske del af projektet er foretaget af Cathrine Hagem fra det norske SSB, Statistisk Sentralbyrå.

2. Systembeskrivelse

2.1 Scenarier

Der produceres spildevandsslam på alle renseanlæg, og der er væsentlige forskelle på hvorledes dette slam håndteres. Der er også væsentlige forskelle på hvilke processer, som går forud for slamproduktionen afhængig af opbygningen på de enkelte renseanlæg. Det forsøges kontinuerligt at optimere processerne på renseanlæggene for at minimere den slammængde, som skal håndteres, samtidig med at kvaliteten af slammet forbedres.

De store forskelle på renseanlæggene betyder også, at egenskaberne for slam kan variere, og sammensætning og håndtering af slammet derfor ikke altid er direkte sammenligneligt.

Slammængderne i Danmark fordeler sig således, at ca. halvdelen af slammet er udrådnat anaerobt, mens resten hovedsageligt er stabiliseret ved aerobe processer og eller med kalk (Miljøstyrelsen, 2012a).

TABEL 2 SLAMMÆNGDEN FORDELT PÅ STABILISERINGSMETODER. PROCENT AF DEN SAMLEDE TØRSTOFMÆNGDE (MILJØSTYRELSEN, 2012A)

År	Anaerob	Aerob	Kalk	Ingen	I alt
2007	50	36	7	7	100
2008	49	36	8	7	100
2009	49	36	7	8	100

I dette projekt betragtes derfor to typer slam, som typisk produceres på henholdsvis mindre anlæg og på større anlæg. Slammet fra mindre anlæg antages at være aerobt stabiliseret. Dette slam føres typisk til mineralisering eller til afvanding med efterfølgende bortskaffelse. Slam fra større anlæg antages at blive udrådnat og afvandet, hvorefter slammet bortskaffes. Nedenfor beskrives de scenarier, der er opstillet for de to typer spildevandsslam.

Slam fra mindre anlæg, som har undergået en aerob stabilisering:

1. Afvanding til ca. 25 % TS og direkte anvendelse på landbrugsjord
2. Afvanding til ca. 25 % TS, kompostering og anvendelse på landbrugsjord
3. Mineralisering og anvendelse på landbrugsjord
4. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og biogasfællingsanlæg og anvendelse på landbrugsjord

5. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og transport til et centralt renseanlæg med udrådning og slamforbrænding med inkl. fosforudvinding fra aske
6. Afvanding til ca. 25 % TS og transport til central slamforbrænding inkl. fosforudvinding.

Slam fra større anlæg, hvor slammet består af både primær slam og sekundært slam. I alle scenarier undergår slammet først udrådning og afvanding til 30 % TS:

7. Direkte anvendelse på landbrugsjord
8. Kompostering og anvendelse på landbrugsjord
9. Tørring og til forbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg
10. Tørring og til medforbrænding (Aalborg Portland)
11. Tørring og til landbrugsjord
12. Dedikeret slamforbrænding, inkl. fortørring, med fosforudvinding fra slamaske
13. Dedikeret slamforbrænding inkl. Fortørring men uden fosforudvinding fra slamaske (deponering)
14. Tørring af slam på Kommunekemi og udnyttelse på forgasningsanlæg inkl. fosforudvinding (*kun miljøvurdering*)

Scenarierne er fremkommet ved en dialog mellem Miljøstyrelsen, følgegruppen og COWI A/S. De endelige forudsætninger for hvert scenarie er bestemt gennem interview med de involverede forsyningsselskaber, således at scenarierne i vurderingen bliver så realistiske som muligt.

Miljøvurderingen for scenarie 14 - tørring af slam hos Kommunkemi med efterfølgende termisk forgasning og fosforekstraktion - er udført af Syddansk Universitet, Institut for Kemi-, Bio- og Miljøteknologi og er ikke vurderet i forhold til velfærdsøkonomi.

2.2 Den funktionelle enhed

Fordi der er to generiske typer slam, som kan have forskellige egenskaber, og som produceres på forskellige typer renseanlæg, er det nødvendigt i nærværende vurdering at operere med to funktionelle enheder. Resultaterne bliver derfor ligeledes opdelt i to, da de to typer slam ikke i alle henseender er direkte sammenlignelige.

De funktionelle enheder defineres til:

1. Anvendelse for 1 ton tørstof spildevandsslam aerobt stabiliseret
2. Anvendelse for 1 ton tørstof primær og sekundær spildevandsslam til udrådning

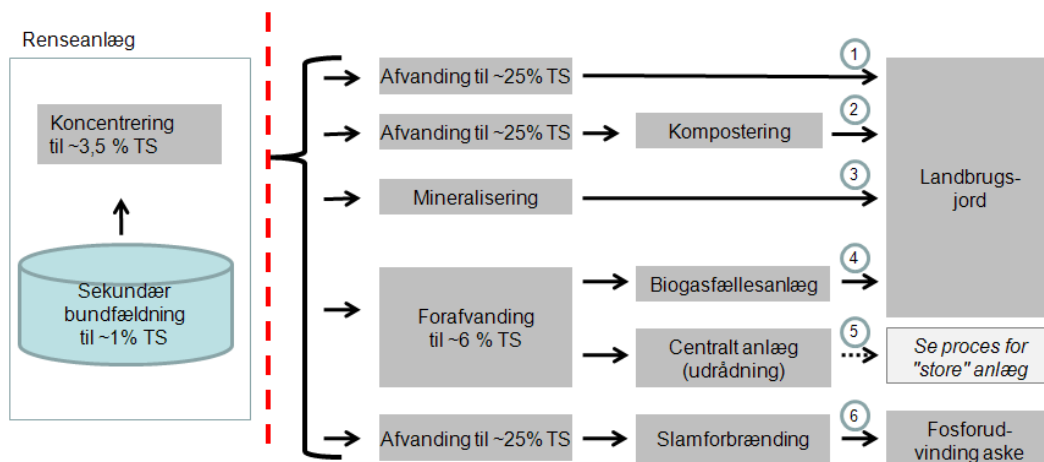
Den første type slam er aerobt stabiliseret og kan umiddelbart anvendes eller bortdisponeres. Slamtype 2 er en blanding af primær og sekundær slam, som ikke er stabiliseret, og som skal føres til videre behandling, (her minimum udrådning).

Det er en forudsætning for begge typer spildevandsslam, at de overholder grænseværdierne i bekendtgørelsen om anvendelsen af affald til jordbrugsformål (Bek. nr. 1650, 2006).

Et ton tørstof slam svarer til en årlig slamproduktion fra ca. 55 personækvivalenter i Danmark.

2.3 Generelle betragtninger for scenarierne

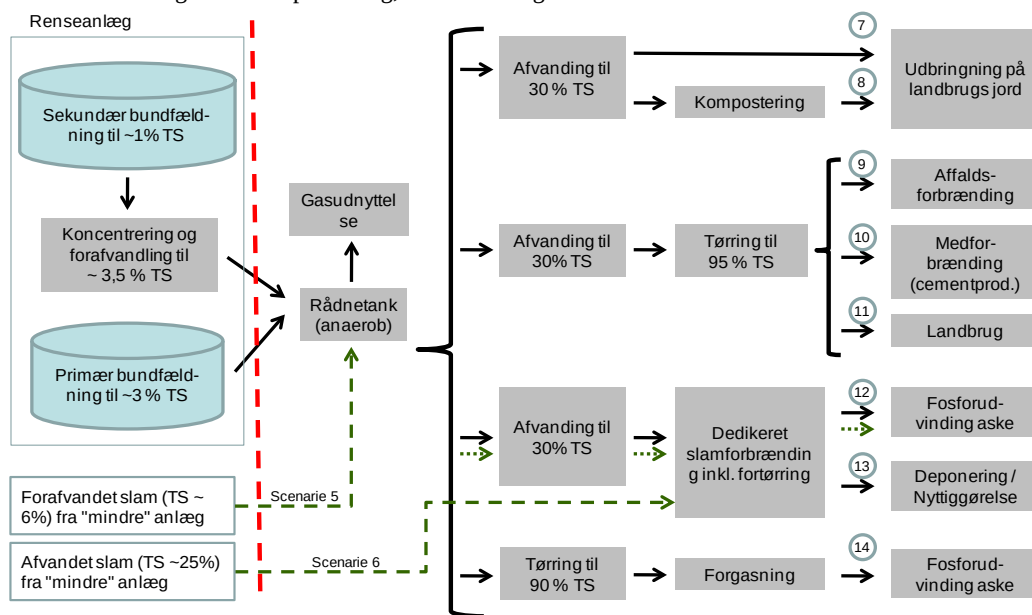
Mindre renseanlæg har typisk kun én type slam, sekundært slam. Dette slam antages at kunne håndteres ved direkte udbringning på landbrugsjord, kompostering, mineralisering, bioforgasning og slamforbrænding, som vist på Figur 8.



FIGUR 8 SLAMBEHANDLING PÅ ANLÆG MED SMÅ MÆNGDER SLAM

Note: Den stiplede røde linje angiver afgrænsningen for scenarieberegningen. Der regnes kun på omkostninger og effekter på processer til højre for den røde linje.

På større renseanlæg vil der i langt de fleste tilfælde forefindes både primær slam og sekundært slam, hvor der for mindre anlæg ofte kun forefindes sekundært slam. Primærslam behandles typisk ved en anaerob udrådning, og er derfor ikke egnet til mineralisering eller bioforgasning på biogasfællelses anlæg (se afsnit 2.3.2). Slam fra større renseanlæg antages derfor at kunne håndteres ved afvanding og eventuelt efterfølgende tørring eller slamforbrænding eller kompostering, som vist i Figur 9.



FIGUR 9 SLAMBEHANDLING PÅ ANLÆG MED STØRRE MÆNGDER SLAM

Note: Den stiplede røde linje angiver afgrænsningen for scenarieberegningen. Der regnes kun på omkostninger og effekter på processer til højre for den røde linje.

Der er en række forskelle på de forskellige scenarier i forhold til kravene til slammets tørstofindhold, udrådning mv. Dette beskrives nedenfor.

2.3.1 Tørstofindhold

Kravene til slammets tørstofindhold varierer mellem teknologierne. Slam direkte til jordbrugsformål og kompost bliver i dag afvandet til cirka 20- 25 % for at spare transportomkostninger. Slam til slamforbrænding og tørring med efterfølgende forbrænding afvandes til ca. 30 % TS for at spare energi til tørringsprocessen. Modsat må TS ikke overstige 3-4 % for mineraliseringsanlæg, idet større TS indhold kan have en negativ påvirkning på driften af anlægget. I denne vurdering antages det, at ikke-udrånnet slam afvandes til 25 % TS, og udrånnet slam afvandes til 30 % TS.

Slam til bioforgasning på biogasfællesanlæg er angivet til 6 til 8 % tørstofindhold, da dette er tilfældet ved de få biogasfællesanlæg, som i dag modtager spildevandsslam. Da slammet forgasses sammen med store mængder gylle, er et højere tørstofindhold ikke nødvendigvis et problem, da blandingen af slam og gylle vil have et tilstrækkeligt lavt TS-indhold. Hvor stor en del af slammet, der afvandes, vil derfor primært være et spørgsmål om transportomkostninger, og derfor afgøres af afstanden til biogasfællesanlægget.

2.3.2 Udrånnet spildevandsslam

Mineralisering og bioforgasning på biogasfællesanlæg forudsætter, at slammet ikke er udrånnet anaerobt på selve renseanlægget. For mineralisering skyldes dette, at der kan opstå driftsproblemer med tilstopninger i anlægget. I tilfældet med bioforgasning på biogasfællesanlæg giver udrånning på renseanlægget ikke mening, da metanpotentialitet herved reduceres, og den efterfølgende bioforgasning vil give et for ringe udbytte.

For slam til jordbrugsformål og til kompostering er det muligt at benytte både aerobt stabiliseret og udrånnet slam. Slam til forbrænding er som oftest udrånnet slam (gælder de 3 danske anlæg, hvor der i dag er forbrænding af slam). Der er dog medtaget et scenarie, hvor aerobt stabiliseret slam køres til slamforbrænding, hvilket kan repræsentere en ordning for et mindre anlæg, som har en fælles slamforbrænding med et eller flere andre renseanlæg.

2.3.3 Anlægsstørrelse

Endelig er slambehandlingsanlæggene også forskellige i forhold til, hvor store mængder slam der skal til for at give rimelig økonomi i anlægget. Direkte udbringning, mineralisering og transport til bioforgasning og kompostering kan ske for alle størrelser renseanlæg, mens dedikeret slamforbrænding og tørring med efterfølgende forbrænding kræver en større slammængde for at kunne være økonomisk rentabel.

TABEL 3 ANTAGNE KAPACITETER FOR SLAMBEHANDLINGSANLÆG TIL BRUG I DEN ØKONOMISKE VURDERING

Behandlingsmetode	Kapacitet Person- ækvivalent	Slammængde, ind Kg TS/dag % TS	tons slam/dag
Tørringsanlæg	100.000	6.000 28	21
Slamforbrændingsanlæg	300.000	18.000 28	64
Rådnetanke	100.000	6.000 3,5	171
Komposteringsanlæg	50.000	3.000 28	11
Mineraliseringsanlæg	20.000	1.200 1	120

I projektet antages og regnes med markedspriser for slam, som leveres til bioforgasning, medforbrænding (Aalborg Portland) og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg. Begrundelsen er, at der allerede i dag eksisterer et sådant marked for afsætning af slamprodukter, i dag dog ofte med bilaterale aftaler, hvor rensningsanlæggene kan afsætte

slammet der, hvor det er mest økonomisk fordelagtigt. Markedspriserne har gennem de seneste år været meget svingende, men faldende (se yderligere under kap. 7).

Markedstilgangen betyder, at det kan være yderst svingende, hvor meget slam et gyllebaseret bioforgasningsanlæg, Aalborg Portland eller et eksisterende affaldsforbrændingsanlæg modtager. Derfor er det ikke relevant at beregne behandlingsomkostningerne ud fra anlæggets omkostninger, da disse ikke er dimensionerede i forhold til modtagelse af slam.

2.4 Mængder og sammensætning for spildevandsslam

I denne vurdering betragtes 1 ton tørstof spildevandsslam efter koncentrering af slammet, men før eventuel udrådning og afvanding. Tørstofindhold er på dette trin i processen på ca. 3-5 %. Sammensætningen af spildevandsslammet repræsenterer et vægtet gennemsnit af dansk spildevandsslam (se nedenstående tabel).

TABEL 4 GENNEMSITLIG SAMMENSÆTNING AF DANSK SPILDEVANDSSLAM

Næringsstoffer	kg/ton tørstof	Kilde
Kvælstof	49,85	1
Fosfor	28,85	1
Kalium	4,5	1
Tungmetaller	g/ton tørstof	
Cadmium	0,915	1
Kviksølv	0,74	1
Bly	27,95	1
Nikkel	19,8	1
Krom	21,15	1
Zink	584	1
Kobber	223	1
Arsen	5,31	1
Molybdæn	7,7	2
Selen	1,6	2
Vanadium	18	2
Tin	26	2
Miljøfremmede organiske stoffer	g/ ton tørstof	
LAS	136,5	1
PAH	1,06	1
NPE	2,575	1
DEHP	10,75	1
Bromerede flammehæmmere	mg/ton tørstof	
PBDE-total	225	3
Lægemidler	mg/ ton tørstof	
Oxytetracycline	110	3
Ibuprofen	5100	3
Ketaprofen	5,9	4
Tetracycline	441	4
PCB	mg/ton tørstof	
I alt	42,6	3
Polyflourerede stoffer	mg/ ton tørstof	
I alt	74	3
Trichlosan	mg/ ton tørstof	
Trichlosan	2100	5

Note: Kilde /1/ Miljøstyrelsen, 2012A; /2/ MST, 2012B; /3/ Miljøstyrelsen, 2012C; /4/ Eriksson, Jan, 2001; /5/ Sternbeck m.fl., 2007

Sammensætningen af slam afhænger af den forudgående behandling, som er sket på rensesanlægget. Det analyserede slam er som oftest det slam, som forlader rensesanlægget, og den viste sammensætning repræsenterer derfor en blanding af slam, som er aerobt stabiliseret og anaerobt stabiliseret.

Da der gennem den aerobe stabilisering kan ske en nedbrydning af nogle af de miljøfremmede stoffer, kan koncentrationen af disse være højere i primær slam. Samtidig sker der en betydelig nedbrydning af organisk stof ved udrådning, hvorfor der sker en opkoncentrering af blandt andet metaller, når sammensætningen oplyses på tørstofbasis.

Bilag 1 beskriver grupperne af miljøfremmede organiske stoffer og angiver hvilke af de miljøfremmede stoffer, der inkluderes i livscyklusvurderingen (USEtox).

Det organiske materiale i slammet (målt som TSG, glødetab) nedbrydes både igennem en aerob stabilisering og en anaerob stabilisering. Ud fra slamanalyser fra både større og mindre anlæg med og uden rådnetanke, er indholdet af organisk materiale vurderet for både aerobt og anaerobt stabiliseret slam.

Brændværdien af slammet er afhængig af det organiske indhold i slammet. Slammets brændværdi er derfor beregnet på askefri tørstof (glødetabsbasis) og er på ca. 20 GJ/ton TSG.

TABEL 5 SPILDEVANDSSLAMS INDHOLD AF GLØDETAB, TOC OG DETS BRÆNDVÆRDI (BASERET PÅ ANALYSER FRA FORSYNINGER, SOM HAR DELTAGET I DATAINDSAMLINGEN)

Indhold	Aerobt stabiliseret slam	Udrådnat slam
Glødetab (TSG) (% af TS)	63	57
TOC (% af TS)	36	33
Brændværdi (GJ/ton TS)	12,5	11,4

3. Metode for miljøvurdering

3.1 LCA metode og påvirkningskategorier

Livscyklusvurderingen udføres så vidt muligt i overensstemmelse med principperne for livscyklusvurdering som beskrevet i DS/EN ISO standard 14040 og 14044. Der tages udgangspunkt i UMIP 97 metoden med opdaterede normaliseringsreferencer fra 2004 for en europæer (Laurent et al, 2011a) for så vidt angår de ikke-toksiske miljøeffekter.

Livscyklusvurderingen i nærværende projekt er udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre et givent system, i dette tilfælde implementering af alternative behandlingsmetoder til håndtering af spildevandsslam, opgøres. Ved konsekvens-LCA benyttes marginale processer, dvs. data for de processer, som antages reelt at blive påvirket af systemet. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Der findes en lang række miljømæssige påvirkningskategorier, som er mere eller mindre relevante for vurdering af scenarier for håndtering af spildevandsslam. Nedenfor er listet de påvirkningskategorier, som vurderes at være mest relevante for dette projekt:

Ikke toksiske miljøeffekter:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Næringssaltbelastning
- Fotokemisk ozondannelse

Toksiske miljøeffekter:

- Human toksicitet cancer og ikke-cancer (for slam til jord)
- Human toksicitet til luft (for alle processer ekskl. slam til jord)
- Økotoksicitet for jord (for slam til jord)
- Økotoksicitet til vand kronisk (for alle processer ekskl. slam til jord)
- Ødelagt grundvandsressource

Ressourcemæssige effekter

- Fosfor
- Stenkul
- Naturgas
- Råolie
- Brunkul

De potentielle miljøeffekter omregnes for hver påvirkningskategori til en fælles enhed i form af personækvivalenter (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person. Denne omregning kaldes normalisering. Nedenstående tabel viser normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter for de miljøeffekter, der er inkluderet i projektet.

TABEL 6 ANVENDTE NORMALISERINGSREFERENCER FOR DE INKLUDEREDE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	#Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference)
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	7730
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	54,8
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ -ækv.	NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄	45,9
Fotokemisk ozondannelse (høj NO_x)	kg C ₂ H ₄ -ækv.	NO _x , VOC	15,8
Human toksicitet via luft	m ³ luft	VOC, tungmetaller	3,58 * 10 ¹⁰
Human toksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, Dioxin	4,72* 10 ⁴
Human toksicitet, cancer via jord	Antal tilfælde (CTU ⁹)	Tungmetaller, VOC	0,0000325
Human toksicitet, ikke-cancer via jord	Antal tilfælde (CTU)	Tungmetaller, VOC	0,000814
Økotoksicitet vand kronisk	PAF m ³ dag ¹⁰	PAH, Tungmetaller	2,96* 10 ⁶
Økotoksicitet jord	PAF m ³ dag	Tungmetaller, VOC	8720
Ødelagt grundvandsressource	m ³ vand	Tungmetaller, VOC	2900

#Normaliseringsreferencer for Europa for 2004 er anvendt, som beskrevet af Laurent et al. (2011).

Som supplement til UMIP-metodens miljøvurderingskategorier medtages yderligere en kategori, der er væsentlig i forhold til de miljømæssige aspekter omkring affald. "Ødelagt grundvandsressource" kvantificerer, hvor meget grundvand en udsivning fra et deponi eller en materialeudnyttelse, for eksempel anvendelse af organiske gødninger (herunder

⁹ Estimeret stigning i dødelighed i hele den menneskelige population som følge af udledt stofmængde

¹⁰ Potentially Affected Fraction of Species integreret over tid og volumen som følge af udledt stofmængde

spildevandsslam) på landbrugsjord, potentielt kunne ødelægge på grund af udvaskningen af salte, organisk stof og tungmetaller (Christensen m.fl., 2006).

De toksiske miljøeffekter vurderes ved anvendelse af den internationalt anerkendte metode og dertil hørende beregningsværktøj, USEtox. Ved normalisering af de tre miljøeffekter, økotoksicitet i ferskvand, human toksicitet med cancer effekter samt human toksicitet uden cancer effekter, anvendes normaliseringsreferencer for Europa, der er udviklet specifikt til USEtox modellen (Laurent et al, 2011b). For de resterende toksiske effekter anvendes de normaliseringsreferencer for EU15 fra 2004 til UMIP 97 metoden (Laurent et al, 2011a).

Ved normalisering tages der ikke stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan i stedet gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politisk opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være (Wenzel m.fl., 1997). I nærværende rapport benyttes karakterisering og normalisering, men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og i henhold til ISO 14040 standarderne ikke må udføres i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig.

Ressourceforbruget er også opgjort i dette projekt. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR), hvor det faktiske forbrug sættes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer. Personreserven beskriver således ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over. Normaliseringsreferencer for de ressourcer, som er opgjort i projektet, er vist i Tabel 7.

TABEL 7 NORMALISERINGSREFERENCER OG FORSYNINGSHORISONT FOR DE RESSOURCER, DER ER INKLUDERET I VURDERINGEN

	Produktion	Reserve	Normalise- ringsreference	Forsynings- horisont	Kilde
	ton/år	ton	kg/pers/år	år	
Fosfor	20.000.000	2.358E+9	28	118	1
Stenkul			602	124	2,3,4
Naturgas	2.261.000.000	151.000.000.000	353	67	2
Råolie	3.867.900.000	161.900.000.000	604	42	2
Brunkul			264	254	2,3,4

Kilder: /1/ Phosphorousfutures, /2/ BP, 2005, /3/ Wenzel m.fl., 1997, /4/ EIA, 2003

3.2 Tidshorisont

Der tages udgangspunkt i eksisterende, men moderne anlæg. Ved energiforbrug og produktion tages udgangspunkt i det forventede energisystem i 2020 for både el og fjernvarme. Energidata til brug for modellering af affaldssystemet, bl.a. marginal el og varme, bygger derfor på publicerede fremskrivninger til 2020 hovedsagelig foretaget med Energistyrelsens Ramses-model.

LCA'en referenceår fastlægges til 2020. Livscyklusvurderingens resultater antages at være gældende mindst ti år frem i tiden fra 2020. De anvendte teknologier til slambehandling er dog ikke fremskrevet, men der er så vidt muligt anvendt BAT¹¹ teknologier. Dog kan udvikling i behandlingsteknologier samt ændringer af bagvedliggende systemer, herunder

¹¹ Best Available Techniques

transport og energisystemer have indflydelse på livscyklusvurderingens holdbarhed, men dette er således ikke medtaget i denne vurdering.

Den benyttede LCA-metode integrerer samtlige miljøpåvirkninger inkl. drivhuseffekt over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

3.3 Allokering

Allokering kan benyttes ved opgørelse af emissioner og energi- og ressourceforbrug for processer, der har flere outputs. Da denne rapport benytter konsekvens-LCA tilgangen, er der dog, i det omfang det er muligt, anvendt substitution i stedet for allokering, hvilket betyder, at slamhåndteringen fratrækkes emissioner ved en undgået produktion. En parallel til denne metode er systemudvidelse, hvor emissioner ved den manglende funktionalitet adderes til systemet. Dette er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044, som anbefaler brug af systemudvidelse (som svarer til substitution) før allokering.

Der anvendes generelt systemudvidelse i stedet for allokering i dette projekt. Dog kan allokering forekomme implicit i baggrundsprocesser såsom f.eks. produktion af el og varme og for andre materialer, som anvendes eller fortrænges. Allokeringsprincip vil fremgå og beskrives for relevante processer.

3.4 Værktøjer

I dette afsnit beskrives de værktøjer og databaser, der er anvendt i nærværende projekt.

3.4.1 EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet til miljøvurdering af affaldssystemer. Til forskel fra andre programmer til LCA, hvor brugeren selv opbygger sine systemer fra bunden, indeholder EASEWASTE rammen til et affaldssystem, hvor brugeren selv definerer affaldssammensætning, indsamlingssystem, transport og behandlingskæde. Desuden indeholder programmet mange affaldsspecifikke data, der direkte eller med modifikationer kan anvendes i denne opgave.

Selvom håndtering af spildevandsslam ikke udgør et traditionelt affaldssystem, er EASEWASTE meget velegnet til denne opgave, da behandlingen af spildevandsslam ikke adskiller sig væsentligt fra behandling af andre affaldsfraktioner. EASEWASTE indeholder skabeloner, der kan passe til alle de foreslåede behandlingsteknologier, hvilket betyder, at man ved tilføjelse af relevante inputdata kan opbygge de rigtige systemer for f.eks. direkte jordbrugsanvendelse, kompostering, forbrænding og tørring.

Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning beregner EASEWASTE masseflow, ressourceforbrug og emissioner fra de systemer, som defineres af brugeren. Hvor der sker materialenyttiggørelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år, og dette er således den tidsperiode, som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006).

EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Desuden indeholder modellen data for

udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles, og data herfor gemmes og indgår i beregningerne. Det er derfor muligt at modellere hver enkelt proces til behandling og anvendelse for spildevandsslam ud fra de oplysninger, som indhentes fra de enkelte forsyningsselskaber. Således tager modelleringen udgangspunkt i eksisterende moderne anlæg, som samtidig repræsenterer nye anlæg.

EASEWASTE indeholder et detaljeret modul til modellering af anvendelse af organisk affald til jordbrugsformål. Dette modul kan håndtere data omkring tilbageholdelse af kulstof i jord, emissioner af kvælstof fra forskellige gødningsprodukter og udnyttelse af gødningsværdien i slammet. Tilbageholdelse af kulstof i jorden modelleres som "tilbageholdt drivhuseffekt". Modulet er opbygget i samarbejde med KU SCIENCE (tidligere Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole), Institut for Jordbrug og Økologi, som bl.a. har udført projektet "Værdisætning af kulstof i jord" for Miljøstyrelsen, (se Bruun et al 2012)

3.4.2 USEtox

USEtox er en model til karakterisering af potentielle humane og økotoxiske miljøpåvirkninger i hele livscyklus. USEtox er udviklet af et hold af eksperter og forskere fra arbejdsgruppen Toxic Impacts under UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Modellen blev færdiggjort og lanceret i 2011.

Formålet med udvikling af USEtox var at skabe en international konsensusmodel til sammenligning af kemikalier baseret på deres potentielle påvirkning af mennesker og økosystemer ved anvendelse af principperne for livscyklusvurdering. Arbejdsgruppens opgave var også at udarbejde og vedligeholde en model til beregning af karakteriseringsfaktorer, hvilket er essentielt for USEtox' fortsatte succes. Dette arbejde er fuldført, men arbejde pågår til stadighed mht. forbedring af USEtox.

3.4.2.1 Valg af USEtox til beskrivelse af de toksiske effekter

USEtox betragtes p.t. som værende det bedste værktøj på markedet til miljøvurdering og modellering af tungmetaller i et livscyklusperspektiv, selvom der er potentialer for forbedringer til beskrivelse af potentielle human- og økotoxiske påvirkninger.

USEtox indeholder data for 3.078 organiske stoffer og 21 uorganiske stoffer. For disse stoffer og stofgrupper er der et større antal karakteriseringsfaktorer end tidligere inkluderet i andre modeller. Desuden indeholder USEtox også muligheden for beregning af egne karakteriseringsfaktorer baseret på data om stoffet eller stofgruppen.

Samlet set har følgende overvejelser medført valg af USEtox til beregning af de potentielle toksiske effekter i dette projekt:

- Beregningerne er transparente
- Man kan selv beregne karakteriseringsfaktorer (der er opstillet beregningsramme hertil)
- Der er flere stoffer og stofgrupper end andre lignende databaser
- Modellen er baseret på international konsensus

På basis af ovenstående er USEtox valgt som værktøj til vurdering af toksicitetspotentialerne fra anvendelse af spildevandsslam på jord.

3.4.2.2 Håndtering af usikkerheder i de toksiske beregninger

I forhold til de toksiske effekter er der en vis usikkerhed på resultaterne, bl.a. pga.:

- Stoffer i slammet, som der ikke måles for
- Stoffer i slammet, som ikke findes i den valgte database til vurdering af stoffernes potentielle miljøpåvirkning,

Dette er en kendt og tilbagevendende problematik ved beskrivelse og vurdering af potentielle miljøpåvirkninger - specielt for spildevand og slam, som indeholder et stort antal stoffer og stofgrupper.

For at verificere, at de mest betydende stoffer og stofgrupper er modelleret, er der foretaget et litteraturstudie. Dette arbejde har bekræftet formodninger om, at de mest betydende potentielle miljøpåvirkninger, der er mulige at beskrive i en livscyklusvurdering, er inkluderet.

Derudover foretages der relevante følsomhedsanalyser med henblik på vurdering af antagelsers betydning - herunder effektfaktorer, koncentrationer mv.

Resultaterne af tidligere gennemførte risikoanalyser inddrages ligeledes (kvalitativt) i vurdering af resultaterne (se afsnit 3.7).

3.4.3 GaBi 5 og Ecoinvent-databasen

GaBi 5 er et beregningsværktøj, der udbydes af firmaet PE International. Værktøjet anvendes primært i forbindelse med livscyklusvurdering af services, produkter og funktioner. Til dette formål indeholder GaBi 5 en række foruddefinerede processer, der reducerer tidsforbruget til opbygning af en samlet LCA. Dog er der også mulighed for selv at opbygge eget produktsystem, processer og flows, således der er behov for individuel modellering af specifikke forhold.

Desuden indeholder GaBi 5 en række af de anerkendte LCA metoder til beregning af potentielle miljøpåvirkninger, Eksempler herpå er UMIP (Danmark), CML (Holland), ReCiPe (Holland) m.fl. PE International har desuden givet tilsagn om, at den nye anerkendte samling af metoder for hver enkelt effektkategori, der er udviklet af EU Kommissionens Joint Research Centre, også vil blive inkorporeret i GaBi. Tidspunkt herfor kendes ikke i skrivende stund.

GaBi 5 indeholder som udgangspunkt en standard GaBi database fra PE International. Derudover fungerer en lang række databaser sammen med GaBi5, bl.a. Ecoinvent databasen, der er udviklet og vedligeholdes af Ecoinvent Centre. Ecoinvent Centre blev dannet i 1997 (blev kaldt The Swiss Centre for Life Cycle Inventories), og er et kompetencecenter under The Swiss Federal Institute of Technology Zürich og Lausanne, Paul Scherrer Institutet, The Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research og The Swiss Federal Research Station Agroscope Reckenholz-Tänikon.

Ecoinvent databasen indeholder ligesom GaBi databaserne et stort antal data for processer indenfor transport, affaldshåndtering, energiforsyning, kemikalier, metaller mv., som efter behov anvendes til nærværende miljøvurdering.

Ecoinvent er én af de mest anerkendte databaseleverandører indenfor livscyklusvurdering og har derfor et stort antal brugere. Desuden er databasen indeholdt i flere LCA værktøjer - herunder som nævnt GaBi5.

3.5 Dataindsamling

Der er i dette projekt lagt stor vægt på at indsamle opdaterede data fra moderne fungerende behandlingsanlæg med de teknologier, der repræsenterer de valgte scenarier. Både miljømæssigt og økonomisk er anlæggene derfor modellerede ud fra reelle driftsdata for fungerende danske anlæg. Der er indsamlet data fra minimum to anlæg for hver behandlingsteknologi når muligt (se næste afsnit 3.5.1). Indsamlede data om slambehandlingsteknologierne er kvalitetssikret, så data kan repræsentere et nyt/kommende anlæg, som det vil være opbygget i dag. Dette sker, da de indsamlede informationer fra

eksisterende anlæg ikke altid afspejler nye, moderne anlæg, som nærværende vurdering skal baseres på.

For øvrige processer i vurderingen (transport, energiproduktion, produktion af handelsgødning osv.) anvendes eksisterende data fra databaser (EASEWASTE, Ecoinvent osv.). For hver proces vurderes, hvilke data der må anses for at være mest repræsentative og opdaterede i forhold til behovet i netop dette projekt.

3.5.1 Indsamling af data fra behandlingsanlæg og forsyninger

I nærværende projekt er der indsamlet informationer om massestrømme, energibalancer og økonomiske forhold omkring konkrete relevante behandlingsanlæg for spildevandsslam. Nedenstående tabel viser hvilke anlæg og forsyninger, der indgår i dataindsamlingen.

TABEL 8 FORSYNINGER OG VIRKSOMHEDER SOM HAR DELTAGET I DATAINDSAMLINGEN

Slam til direkte jordbrugsformål:	• Svendborg Forsyning • Aarhus Vand • HedeDanmark
Mineraliseringsanlæg:	• Fredensborg Forsyning • Kolding Spildevand • Esbjerg Forsyning
Bioforgasning på biogasfællesanlæg (gyllebaseret):	• Blåbjerg Biogas
Kompostering:	• Odense Nord Miljøcenter • Komtek Miljø (nu Komtek Miljø af 2012 A/S)
Slamforbrænding:	• Lynetten I/S • Krüger
Tørringsanlæg:	• Roskilde Forsyning • Aalborg Forsyning Kloak A/S • Randers Centralrenseanlæg
Struvit udfældning og fosfor udvinding:	• Krüger • Aarhus vand/Norconsult
Tørring og medforbrænding i cementproduktion:	• Aalborg Portland

Informationer fra ovenstående kilder anvendes både til livscyklusvurderingen og til den økonomiske analyse. Der er både indhentet informationer om processer på renseanlægget, som er en del af spildevandsrensning med fokus på udrådning og på afvanding og fra anlæg, som behandler slammet. I visse tilfælde sker disse to processer på samme anlæg.

Til miljøvurderingen er blandt andet indsamlet oplysninger om sammensætning af slammet samt energibalancer på udrådning, afvanding og behandling. Herved opnås en fuldstændig massestrøms- og energibalance for både udrådning, afvanding og endelig slambehandling.

Udover ovennævnte anlæg anvendes supplerende informationer fra yderligere renseanlæg og behandlingsfaciliteter, hvor der er særlige oplysninger om eksempelvis energistrømme og diffuse luftemissioner. Derudover er der spurgt til kapacitet på anlægget samt til de tekniske løsninger til slambehandling.

3.5.2 Handelsgødning

Anvendelse af slam til jordbrugsformål medfører substitution af både N, P og K gødning. Der er dog i dette projekt lagt særlig vægt på forholdene omkring fosforhandelsgødning, idet datagrundlaget for fosforhandelsgødning indtil nu har været relativt sparsomt, og da der har været store variationer på de potentielle miljøpåvirkninger fra produktion af fosforhandelsgødning fra forskellige kilder.

Der er foretaget en vurdering af hvilke af de eksisterende LCI'er i EASEWASTE og GaBi 5 databaser, der anvender de mest repræsentative data for udvinding, produktion og anvendelse af fosforhandelsgødning. I det følgende beskrives hvilke valg, der er truffet, og den overordnede argumentation herfor. For en grundig gennemgang af argumentationen for valg af LCI, se Bilag 2 og 3.

De to overordnede fokusområder i vurderingen er:

- Vurdering af værdierne for fosfor og tungmetaller udledt til ferskvand fra forarbejdningsprocessen, da disse emissioner har været årsag til meget høje miljøpåvirkninger i tidligere miljøvurderinger (Bilag 2).
- Vurdering af indholdet af miljøbelastende urenheder i fosforhandelsgødning. Gødning, der indeholder mineralsk fosfor, har vist sig at have et relativt højt indhold af miljøbelastende urenheder sammenlignet med andre næringsstoffer, som tilføres landbrugsjorden i store mængder (Petersen *et al.* 2009). Derfor er der foretaget en undersøgelse af indholdet af urenheder i dansk fosforhandelsgødning for at sikre, at repræsentativt data anvendes i miljøvurderingen (Bilag 3).

Det skal nævnes at de eksisterende LCI'er fra GaBi5 og EASEWASTEs databaser anvender ældre data fra 1990'erne. Det skyldes, at der ikke er foretaget nogen opgørelser på europæisk plan af miljøpåvirkningerne ved fosforgødningsproduktion, siden de anvendte rapporter blev udgivet (Palliére 2012; Prud'Homme 2012).

3.5.2.1 Betragtninger i forhold til fortrængning af fosforhandelsgødning

I Danmark er langt det meste af den solgte fosforgødning NPK-gødning, som er en samgranulering af fosfor, nitrogen og kalium på plantetilgængelig form (Plantedirektoratet 2010). Ud fra en marginal betragtning vurderes det, at NPK-gødning er den type gødning, der substitueres ved anvendelsen af slam på landbrugsjord. På grund af allokeringproblemer er det ikke muligt at anvende data for produktionen af NPK-gødning. I stedet anvendes data for produktionen af superfosfat (SSP) til modellering af fosforhandelsgødning, da det er denne type fosforgødning, der indgår i NPK-gødning (Stoumann 2012).

3.5.2.2 Data for udvinding og produktion af fosforhandelsgødning

Vurderingen af hvorvidt EASEWASTE eller Ecoinvents LCI bør anvendes til LCA modelleringen, er sket ved at sammenligne de væsentligste emissioner fra hhv. EASEWASTE og Ecoinvents LCI. Hvor værdier i datasættene adskiller sig væsentligt fra hinanden, vurderes det ud fra en sammenligning med europæiske BAT-dokumenter¹² hvilke værdier, der bedst repræsenterer data fra virkelige produktionsanlæg (European Commission 2007).

Det vælges at benytte Ecoinvents datasæt for fosforhandelsgødning. Det overordnede argument for valget er, at udledningen af fosfor til ferskvand fra den europæiske del af produktionsprocessen, hvor råfosfat opgraderes til fosforhandelsgødning, vurderes at være

¹² BAT-dokumenterne beskriver udledninger og ressourceforbrug ved produktionen af fosforhandelsgødning på enkelte specifikke anlæg i Europa.

mere korrekt estimeret i Ecoinvents LCI. Desuden er Ecoinvent datadokumentation mere dybdegående beskrevet i Nemecek & Kägi (2007) end EASEWASTE LCI'en er, hvilket gør vurderingen af de usikkerheder, der er ved brug af LCI'en, mere sikker.

3.5.2.3 Indhold af urenheder i fosforhandelsgødning

Ecoinvents datasæt beskriver ikke miljøpåvirkninger forbundet med indholdet af urenheder i handelsgødningen. EASEWASTEs datasæt inkluderer disse miljøpåvirkninger, men værdierne bygger på undersøgelser (BUWAL 1991, French Ministry for Agriculture 1994 cf. Audsley 1997), der ikke længere kan formodes at repræsentere forholdene i Danmark. I stedet anvendes værdier udledt fra en nyere undersøgelse foretaget af forskere ved Aarhus Universitet i samarbejde med Plantedirektoratet (Petersen *et al.* 2007). For en beskrivelse af den anvendte undersøgelse og hvordan estimerterne er udledt se Bilag 3.

Der anvendes en gennemsnitsværdi for indhold af cadmium (Plantedirektoratet, 2004), da cadmiumindholdet i fosforgødning anvendt i Danmark er velkendt.

3.6 Følsomhedsanalyser

Der foretages følsomhedsanalyser på en række parametre, som vurderes til at kunne påvirke det samlede miljøresultat væsentligt. Beskrivelse og resultater af de enkelte følsomhedsanalyser kan ses i Afsnit 5.4.

3.7 Risikovurdering

Det er ikke en del af denne opgave at foretage en egentlig risikovurdering af de forskellige anvendelser af spildevandsslam. I stedet refereres en norsk risikovurdering af anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord (VKM, 2009), hvor resultaterne i stort omfang menes at kunne overføres til danske forhold, samt resultater fra en dansk hvidbog om håndtering af spildevandsslam (Ingvertsen m.fl., 2010). Kommentering af eksisterende risikovurderinger kan ses i Afsnit 5.6.

4. Forudsætninger for miljøvurdering

4.1 Generelle miljømæssige forudsætninger

Denne miljøvurdering er lavet som en konsekvens-LCA, hvor marginale processer i videst muligt omfang er benyttet til miljøvurderingen.

4.1.1 El- og varmeproduktion og substitution

Der anvendes i denne vurdering en marginalbetragtning for elektricitetsproduktion for året 2020. Elmarginalen er udarbejdet af Energistyrelsen, og det vurderes her, at ca. 91 % af den marginale elproduktion baseres på kulkraft. De resterende 9 % baseres på naturgas og fuelolie (Energistyrelsen, 2012).

TABEL 9 FORDELING AF ENERGIKILDER TIL MARGINAL EL I 2020 (KILDE: ENERGISTYRELSEN, 2012B)

Marginal elproduktion	Fordeling
Kul	91,3 %
Naturgas	4,7 %
Olie	3,6 %

Med varmesubstitutionen stiller det sig anderledes end mht. el, da der ikke findes fremskrevne data for marginal fjernvarme i Danmark. Tidligere projekter har demonstreret i hvor høj grad lokale forhold spiller ind på den effektive substitution af fjernvarme, som forbrændingsanlæggenes varmeproduktion udgør (Møller et al., 2008).

Energistyrelsen har fremskrevet energisammensætningen for 2020 for fjernvarme (Energistyrelsen, 2011), hvilket benyttes i nærværende projekt. Det er i denne sammenhæng vigtigt at understrege, at anvendelsen af landsgennemsnit ikke er et udtryk for en afvigelse fra den marginale tankegang i konsekvens LCA. Blot er disse gennemsnit betragtet som mest repræsentative for de tænkelige marginale konsekvenser som følge af ændringer i

fjernvarmeproduktionen, som kan opstå fra slambehandling. Processerne til energiproduktion er fra EASEWASTE¹³.

TABEL 10 SAMMENSÆTNING AF EL OG VARME (MARGINALBETRAGTNING) TIL LCA-MODELLERINGEN

Marginal el og fjernvarme produktion	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Drivhusgasser i alt (CO ₂ -ækv.)
Elektricitet (g/kWh)	820	1,05	0,001	844
Fjernvarme (g/MJ)	41,4	0,05	0,0016	43,1

Der udarbejdes en følsomhedsvurdering på den marginale energikilde, hvor der anvendes naturgas til elproduktion.

4.1.2 Transporter

Der er skønnet transportafstande på baggrund af information fra eksisterende forsyningsselskaber. Der kan dog være store regionale forskelle på transportafstandene, og derfor indgår transportafstande som en parameter i følsomhedsanalyserne i Afsnit 5.4.2.

Transporter med slam til og fra komposteringsanlæg antages at foregå med lastbil med bruttovægt på 25 ton, og der antages tomme returkørsler. Lastbilerne antages at køre ca. 2,8 km/liter diesel i gennemsnit for tom og læsset kørsel, svarende til 0,03 liter per ton per kilometer inkl. returkørsel (EASEWASTE, 25 ton generic long haul).

Spildevandsslam transporteres til landbrugsjorde, og afstandene kan variere meget fra ganske få kilometer til over hundrede kilometer. I denne vurdering antages, at slammet i gennemsnit transporteres 25 km fra renseanlægget til landbrugsjorden.

Transporterne antages i 2020 at opfylde som minimum EURO VI normerne (se Tabel 11), og disse anvendes i nærværende vurdering.

TABEL 11 EMISSIONER FRA TRANSPORT (ENERGISTYRELSEN, 2012A)

Stof	Norm	Km/liter	g CO ₂ /km	g NO _x /km	g SO ₂ /km	g PM 2,5/km
Lastbil	EURO VI	3,48	777	0,3773	0,0048	0,0037

Udover forbrug til transport, antages det, at der anvendes ca. 0,57 liter per ton til selve udbringning af slammet på landbrugsjorden (EASEWASTE for afgasset affald). Der kan dog være forskel på energiforbruget til udbringning afhængig af slammets fysiske egenskaber.

Selve anvendelsen af slammet på landbrugsjord har en række effekter, der er nærmere beskrevet i Afsnit 4.2.11.

4.1.3 Tilgængelighed for fosfor i slam

Når der tilføres spildevandsslam til landbrugsjord, tilføres der samtidig næringssalte i form af blandt andet kvælstof, kalium og fosfor. Disse næringssalte vil i en vis udstrækning kunne

¹³ "Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2006"

"Electricity Production, Natural Gas - Combined Cycle, Energy Quality, DK, kWh TERMINATED, 2001"

"Fuel Oil in Industry Burner (prod + comb), 1-100MW, kg, TERMINATED, 1990"

erstatte handelsgødning. Livscyklusvurderinger, som reflekterer de reelle forhold, bør således modellere den reelt undgåede tilførsel af handelsgødning.

Fosfor forekommer i mange forskellige former i jord, og det er kun en lille del af denne fosfor, der er plantetilgængelig. Det opløselige og plantetilgængelige fosfor er i ligevægt med uorganisk fosfor, der på forskellige måder er bundet til jorden. Desuden er der en del organisk fosfor, som let omsættes til plantetilgængeligt fosfor, og en del som at svært omsætteligt (Frossard et al., 2000; Shen et al., 2011).

Det fosfor, som tilføres med spildevandsslammet, vil forekomme på forskellige organiske og uorganiske former (Cooperband and Good, 2002; Smith et al., 2006). For den umiddelbare tilgængelighed af fosfor i jorden er det bedst, at fosforen er så opløselig som mulig og dermed har samme egenskaber som handelsgødning. Hvis der er anvendt kemisk fældning på renseanlægget, vil kun en meget lille del af fosforen i spildevandsslammet være umiddelbart plantetilgængeligt (Huang and Shenker, 2004).

Fosfor i handelsgødning er altså umiddelbart mere tilgængeligt end fosfor i organisk affald og slam. I en livscyklusvurderings-sammenhæng ønsker vi imidlertid at se på effekten over en relativt lang tidshorisont - typisk 100 år - som også er tidshorisonten for øvrige miljøpotentialer som eksempelvis global opvarmning. Når handelsgødning tilføres jord vil der indstilles ligevægt mellem de tilgængelige og mindre tilgængelige fraktioner. Det samme vil ske, når affald og slam tilføres. Det er derfor sandsynligt, at fordelingen mellem de forskellige puljer vil være den samme efter et givent antal år. Dermed vil udnyttelsen af fosfor på lang sigt være lige så høj for spildevandsslam som for handelsgødning. Dette er også, hvad der er fundet i langtidsforsøg med fosforgødning (Huang et al., 2011).

I Danmark er det normal procedure, at man måler fosfortallet i jorden hvert 6-7 år (Rubæk et al., 2012). Fosfortallet er et mål for hvor meget tilgængeligt fosfor, der er i jorden. Afhængig af fosfortallet vil man vurdere, om der skal tilføres fosforgødning eller ej. Hvis fosfor i affald har den samme langsigtede virkning på mængden af tilgængeligt fosfor og fosfortallet, så vil det med affaldet tilførte fosfor også erstatte en tilsvarende mængde fosfor med handelsgødning.

Det er imidlertid muligt at tilføre slam til jorde, hvor der er rigeligt fosfor i forvejen. Det drejer sig især om jorde tilhørende gårde med en høj husdyrbestand (Grant et al., 2011). Tilføres spildevandsslam til disse jorde, vil det ikke erstatte handelsgødning, men derimod bidrage til øget risiko for udvaskning. Da gårde med høj husdyrbestand sjældent har brug for ekstra organisk gødning, vil slam dog oftest tilføres jorde, som ikke er tilført husdyrgødning de seneste år.

4.1.4 Fortrængning af handelsgødning

Fortrængning af handelsgødning for næringssaltene fosfor, kvælstof og kalium er inkluderet i beregningerne. Det antages, at kvælstof i slam erstatter kvælstof handelsgødning med 45 %, da kvælstoffet skal indgå i landbrugets gødningsregnskaber med 45 % udnyttelsesgrad. Fosfor og kalium antages at erstatte handelsgødning i forholdet 1:1, når en tidshorisont på 100 år betragtes. Ved fortrængning af handelsgødning medregnes de miljøeffekter, som undgås ved produktion og anvendelse af energi og materialer til produktion af de erstattede handelsgødninger.

Der har i tidligere undersøgelser været usikkerhed omkring modellering af produktion af fosforhandelsgødning. Der er derfor gjort en ekstra indsats for at belyse denne parameter grundigt i nærværende rapport. Da der ikke på samme måde er usikkerhed omkring N og K handelsgødninger, behandles disse ikke særskilt her.

Den fosforgødning, der fortrænges, vil primært være NPK-gødning, hvori fosfordelen består af superfosfat (SSP) (Stoumann, 2012). Ved modellering af fortrængning af fosforhandelsgødning anvendes en færdig LCI/datasæt fra EcoInvent for forarbejdning af råfosfat til fosforhandelsgødning. Datasættet fra EcoInvent indeholder ikke estimater for de urenheder i handelsgødningen, som udledes til landbrugsjorden ved brug af gødningen, men disse tal er vist i Tabel 13. Det indeholder heller ikke data vedrørende transporten fra et regionalt lager i Centraleuropa. Derfor er estimater for disse aspekter tilføjet datasættet.

I EcoInvents datasæt er følgende inkluderet:

- Transport af råmaterialer og mellemprodukter til produktionsstedet
- Produktionen af det færdige produkt gennem syntese af de forskellige komponenter
- Transport af det færdige produkt til et regionalt lager i Centraleuropa

Udvinding af fosforminerale, der anvendes i gødningen, antages primært at foregå i Marokko, mens oparbejdningen foregår i Europa. Input til oparbejdningsprocessen er beskrevet i Tabel 12 nedenfor.

TABEL 12 INPUTS TIL OPARBEJDNING AF RÅSTOFFER TIL SSP (ECOINVENT SOFTWARE PROGRAM)

Forbrug		Enhed
Fosfor	1,05	Kg/kg P i slutproduktet
Svovlsyre (H₂SO₄)	4,0	Kg/kg P i slutproduktet
Elektricitet, UCTE	15,2	MJ/kg P i slutproduktet

Der henvises til Nemecek & Kägi (2007) for en mere detaljeret beskrivelse af den kortlagte livscyklus produktion af fosforhandelsgødning. For en vurdering af usikkerheder forbundet med datasættet, se Bilag 2 (Valg af livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning). Udover den beskrevne LCI for oparbejdning af fosforgødning medtages transporten fra de regionale lagre i Centraleuropa til Danmark og fosforgødningens indhold af miljøbelastende urenheder, der tilføres landbrugsjorden ved udbringning (se Tabel 13 og nærmere beskrivelse i Bilag 3). De potentielle miljøbelastninger fra udvinding af råfosfat er dog ikke inkluderet.

TABEL 13 ESTIMATER FOR INDHOLDET AF MILJØBELASTENDE URENHEDER I FOSFORHANDELSGØDNING. BASERET PÅ PETERSEN M.F.L. (2007) MEDMINDRE ANDET ANFØRT

Forbrug	mg/kg P
As	88
Cd	13,1 *
Cr	2.279
Cu	224
F	188.000
Hg	0.59
Mo	24
Ni	1728
Pb	19
Zn	2.370
U	787
PAH	0.14
Se	5
V	1.299
Tl	1
Th	29

* værdi fra Plantedirektoratet, 2004

4.1.5 Modellering af metallernes skæbne

Det vides fra litteratursøgning samt tidligere gennemførte LCA'er af slam, at tungmetallerne forårsager de mest betydende potentielle miljøpåvirkninger.

Derfor er der set detaljeret på modellering heraf i USEtox, hvor man kan vælge at modellere tilførsel af slammet til landbrugsjord. I dette tilfælde antages det, at alle de tungmetaller, der tilføres landbrugsjorden, optages i planterne og derefter påvirker mennesker.

Da denne forudsætning er følsom for resultatet er det undersøgt, om der foreligger danske vurderinger af, hvor stor en andel af tungmetallerne, der optages i planter og derefter også påvirker mennesker via fødevareoptag.

Da der ikke foreligger danske vurderinger heraf, er det valgt at anvende et interval i beregningerne af de potentielle miljøpåvirkninger med det formål at vise det store spænd, der forekommer i resultaterne afhængig af følgende parametre:

- Hvor stor en andel af de udbragte tungmetaller, afgrøden faktisk optager
- afgrødetypen
- jordtypen og dens reaktionstal
- om mennesker indtager 100% af den afgrøde, der høstes fra den pågældende landbrugsjord

Dette gøres ved anvendelse af to forskellige karakteriseringsfaktorer fra USEtox; nemlig for spredning til henholdsvis "landbrugsjord" og "konventionel jord". Sidstnævnte afspejler det

tilfælde, hvor afgrøderne ikke anvendes til produktion af afgrøder til indtagelse af mennesker.

Ovenstående betragtninger og konsekvenser for beregningsresultaterne beskrives i kapitel 5.

4.2 Forudsætninger for scenarierne

I dette afsnit opsummeres de vigtigste forudsætninger for de enkelte scenarier. En mere detaljeret beskrivelse af forudsætninger kan ses i Bilag 4.

Det har for flere forsyninger været vanskeligt at identificere og måle energiforbrugene på enkeltprocesser inde på rensesanlæggene, da der ofte ikke er separate målere for hver aktivitet. Derfor er flere værdier skønnet ud fra eksempelvis motorers effekt og driftsperioder.

4.2.1 Afvanding

Afvanding af slam antages at ske på centrifuger, hvor der tilføres polymerer for at lette afvandingen. Det er antaget, at afvanding i år 2020 typisk vil ske fra 4-5 % TS til ca. 25 % TS for aerobt stabiliseret slam og til ca. 30 % TS for udrådnat slam.

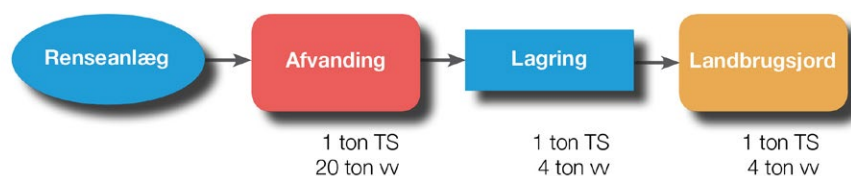
Der anvendes primært akryl-baserede (pulver) polymerer til afvandingsprocessen. Forbruget af polymerer har vist sig at variere fra ca. 7 kg til ca. 30 kg pr. ton tørstof slam, og der ses ingen tydelig sammenhæng mellem polymerforbruget og tørstofprocenten i det afvandede slam. Det antages i denne vurdering, at der anvendes ca. 8 kg polymer pr. ton tørstof.

Elforbruget til afvanding har varieret fra ca. 75 - 160 kWh pr. ton tørstof uden nogen direkte sammenhæng mellem tørstofindholdet i det afvandede slam og elforbruget. Det forventes, at i 2020 vil det være udbredt ikke at anvende mere end 80 kWh pr. ton tørstof uanset, om der afvandes til 25 % eller 30 %.

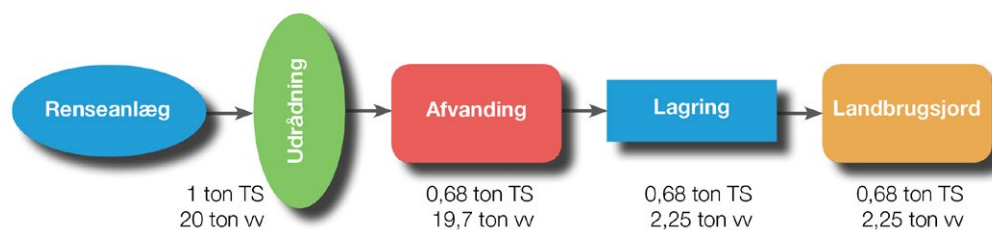
4.2.2 Direkte jordbrugsanvendelse (basisscenarie)

I nærværende vurdering er referencescenariet, at slam anvendes til landbrugsjord uden anden forudgående behandling end udrådning (for større anlæg) og afvanding til hhv. 25 og 30 %. Ofte er det dog nødvendigt at lagre slammet, da slam ikke må udbringes på landbrugsjorden året rundt.

Figur 10 og Figur 11 viser massestrømmene for direkte anvendelse af slam på landbrugsjorden for henholdsvis ikke-udrådnat slam og for udrådnat slam. For begge typer slam gælder, at der kan være behov for lagring af slammet.



FIGUR 10 MASSEBALANCE FOR DIREKTE LANDBRUGSANVENDELSE AF IKKE-UDRÅDNAT SLAM FOR TØRSTOF (TS) OG VÅDVÆGT (VV)



FIGUR 11 MASSEBALANCE FOR UDRÅDNING OG LANDBRUGSANVENDELSE AF SPILDEVANDSSLAM FOR TØRSTOF (TS) OG VÅDVÆGT (VV)

4.2.2.1 Lagring

Renseanlæg, som producerer slam, der udbringes til landbrug, skal garantere kapacitet til ni måneders lager. Emissioner fra lagring af slammet er medregnet i projektet. De værdier, der er anvendt, fremgår af nedenstående tabel.

TABEL 14 EMISSIONSFAKTORER VED LAGRING AF SLAM INDEN UDBRINGNING PÅ LANDBRUGSJORD [KIRKEBY ET AL., 2005].

Drivhusgas	Emissionsfaktor
CH ₄	2 % af C-total i slam
N ₂ O	0,5 % af N-total i slam

Ikke udrådnat slam indeholder mere kulstof end udrådnat slam, hvor en væsentlig mængde er omdannet til biogas. Derfor bliver udledningen af metan fra lagring afhængig af, om det er udrådnat eller ikke udrådnat slam. For slam, som er udrådnat, er der sket en 32 % reduktion af tørstoffet, hvorfor 680 kg TS bliver lagret per funktionel enhed, som er et ton TS slam.

TABEL 15 UDLEDNING AF METAN OG LATTERGAS FRA SLAMLAGRING PER TON TS SLAM

Stof	Tørstof per funktionel enhed	Kulstof-indhold	Kvælstof-indhold	CH ₄ udledning fra lagring	N ₂ O udledning fra lagring
Ikke udrådnat slam	1000 kg	350 kg	50 kg	11,2kg	0,39 kg
Udrådnat slam	680 kg*	210 kg	50 kg	5,6 kg	0,39 kg

* output fra rådnatank af 1000 kg tørstof

De anvendte emissionsfaktorer er behæftet med stor grad af usikkerhed, og der skal således udarbejdes følsomhedsanalyser på disse parametre i det tilfælde slamlagringen giver et mærkbart bidrag til den samlede emission af drivhusgasser.

4.2.3 Udrådning på renselanlæg

En lang række renselanlæg har i dag rådnatanke, hvor spildevandsslammet nedbrydes under iltfrie forhold. I rådnatanken varmes slammet op til enten ca. 35-37 grader (mesofil proces) eller ca. 52-54 grader (termofil proces), hvilket har betydning for nedbrydningsprocessens hastighed. Typisk sker udrådning af spildevandsslam ved mesofil drift på danske renselanlæg og med en typisk opholdstid på 15 til 20 dage.

Slammet, som udtages til udrådning, kan både være primær slam, sekundær slam og en blanding af disse. Der har været en tendens til, at mere primær slam tilføres rådnatankene,

for at opnå en højere energiproduktion (Nielsen, privat komm., 2012). Derfor antages, at ca. 60-70 % af slammet udtages fra den primære bundfældning.

Opvarmningen sker med en del af den biogas, som produceres i rådnetanken, og derfor er yderligere energi til opvarmning ikke nødvendig. Slammets tørstof reduceres med ca. 30 % ved anaerob nedbrydning, hvilket betyder, at koncentrationen af tungmetaller og andre organiske miljøfremmede stoffer som f.eks. NPE, DEHP og lægemidler, som ikke nedbrydes, økoncentreres, når koncentrationen måles på tørstofbasis.

På rådnetankene på renseanlæggene modtages normalt ikke anden biomasse til udrådningen. En undtagelse er Grindsted Biogasanlæg, som udrådner kildesorteret organisk dagrenovation og industriaffald sammen med spildevandsslammet.

Elforbruget er på baggrund af indsamlede data skønnet til at ligge på ca. 50 kWh per ton tørstof i indløb. Varmeforbruget udgør ca. 90 MJ/m³ per ton slam svarende til 1,8 GJ per ton tørstof (indløb). Denne varme genereres af den producerede biogas, og der er ikke brug for yderligere energitilførsel.

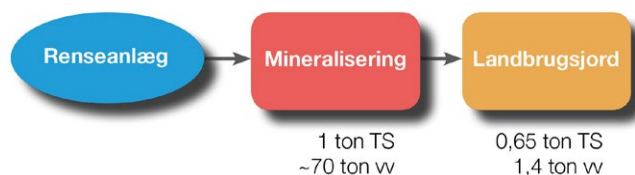
Biogasproduktionen er fundet til at ligge på ca. 350Nm³ biogas per ton tørstof ved ca. 20 dages opholdstid i reaktoren og med en gennemsnitlig metankoncentration på ca. 65 %. Det svarer i alt til et energiindhold på ca. 2,2 MWh/ton TS, hvoraf ca. 90 % forventes udnyttet til kraftvarmeproduktion, hvoraf ca. 1,8 GJ eller 0,5 MWh anvendes som egetforbrug til opvarmning. El og varmeeffektiviteterne er antaget at være hhv. 40,6 % og 49,4 % af biogassens brændværdi (Møller, 2011).

Restproduktet fra biogafællesanlægget anvendes på landbrugsjord. Effekterne fra denne anvendelse er beskrevet i Afsnit 4.2.11.

4.2.4 Mineralisering

Slammineralisering er en enkel og ikke ret energi- eller ressourcekrævende proces. Sekundært slam pumpes i bassiner, hvorefter slammet gennemgår en mineraliseringsproces i en periode på ca. 10 år. Eneste forbrug er et elforbrug til pumpning, samt et forbrug til tømning, transport og udbringning af det mineraliserede slam. Det samlede elforbrug til pumpning er skønnet til ca. 46 kWh/ton TS.

Figur 12 viser massestrømmene for slammineralisering, hvor det antages, at der genereres ca. 1,4 ton mineraliseret slam med et tørstofindhold på ca. 45 %.



FIGUR 12 MASSEBALANCE FOR MINERALISERING AF SPILDEVANDSSLAM FOR TØRSTOF (TS) OG VÅDVÆGT (VV)

De diffuse emissioner fra slammineraliseringsanlæg er ikke fundet undersøgt. Jensen (2010) har vurderet lattergasemissionen fra slammineraliseringsanlæg ud fra IPCC's vejledninger om emissioner fra dyrket jord. Det vurderes på den baggrund, at den samlede udledning af lattergas svarer til 1,9 % af det totale kvælstof i det tilførte slam (Jensen, 2010). Der er dog stor usikkerhed på denne værdi, da den ikke er verificeret med faktiske målinger, men baseret på teoretiske beregninger. I beregningerne anvendes denne værdi for emissioner af

lattergas, mens der anvendes værdier målt på komposteringsprocesser for emissioner af ammoniak og metan (se Afsnit 4.2.6.3).

Slammineraliserings evne til at nedbryde visse miljøfremmede stoffer blev i 2000 undersøgt af det daværende Hedeselskabet. Slammineraliseringsanlæg blev fundet til at være en effektiv metode til nedbrydning af de miljøfremmede stoffer. De forventede opnåede reduktioner for hhv. NPE, DEHP, LAS og PAH fremgår af Tabel 16. Undersøgelsen viste desuden, at de miljøfremmede stoffer kunne omsættes i hele slammet og ikke kun i det øverste slamlag. Nedbrydningens størrelse er sammenlignelig med, hvad der er opnået ved kompostering og efterbeluftning (Hedeselskabet, 2000). Der er dog ingen oplysninger om slammineraliserings evne til nedbrydning af øvrige miljøfremmede stoffer som lægemidler og PFOS'er, hvorfor der ikke er medregnet en nedbrydning af disse stoffer.

TABEL 16 NEDBRYDNING AF MILJØFREMMEDE STOFFER VED SLAMMINERALISERING (HEDESELSKABET 2000)

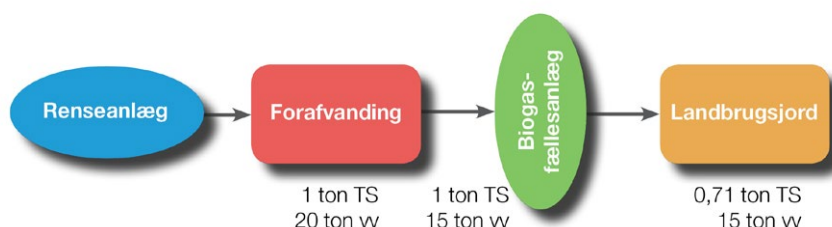
Stof	Nedbrydningsgrad ved slam mineralisering
LAS	98 %
DEHP	60 %
NPE	93 %
PAH	60 %

Når det mineraliserede slam graves op efter endt mineraliseringsproces (10 år), anvendes det på landbrugsjord. Effekterne fra denne anvendelse er beskrevet i Afsnit 4.2.11.

4.2.5 Bioforgasning på biogasfællesanlæg

Udrådning af spildevandsslam på gyllebaseret biogasfællesanlæg har begrænset udbredelse i Danmark. Der er indhentet oplysninger fra Blåbjerg Biogasanlæg, som modtager slam fra Skjern Kommune. Biogasfællesanlægget behandler gylle, industriaffald og slam, hvor slam udgør ca. 2 % af den samlede mængde på volumenbasis. Udrådningen på biogasfællesanlægget i Blåbjerg sker ved ca. 40 °C.

På Figur 13 ses massestrømmene for udrådning af slam på et biogasfællesanlæg. Heraf ses, at der er en væsentlig mængde slam, som skal transporteres, da slammet er forafvandet til ca. 6,5 % TS.



FIGUR 13 MASSEBALANCE FOR UDRÅDNING AF SPILDEVANDSSLAM PÅ BIOGASFÆLLESANLÆG FOR TØRSTOF OG VÅDVÆGT

Det er skønnet, at anlægget i Blåbjerg producerer 15- 20 Nm³ biogas per ton slam med et tørstofindhold på ca. 5 til 8 % (Blåbjerg Biogas, 2012). Der er ingen præcise målinger for hvor meget biogas, som produceres på baggrund af slamtilførslen. Det er vurderet, at biogasproduktionen på et biogasfællesanlæg er lavere end fra dedikeret slamudrådning på renseanlægget, da den hydrauliske opholdstid i et biogasfællesanlæg typisk er lavere end på

slamudrådning. Det antages, at biogasproduktionen på et biogafællesanlæg med en opholdstid i reaktoren på ca. 15 dage er på ca. 88 % af produktionen på en rådnetank med en opholdstid på 20-22 dage (Jørgensen, 2009). Det medfører en biogasproduktion på ca. 310 Nm³ biogas med 65 % vol. metan per ton tørstof.

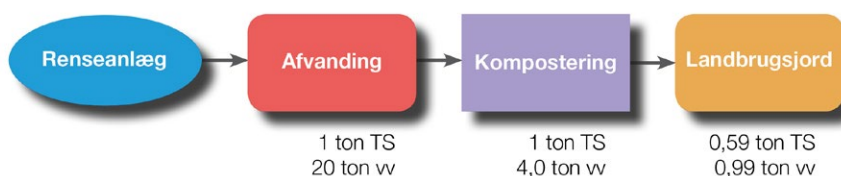
Den producerede biogas anvendes til el og varmeproduktion med el og varmevirkningsgrader på hhv. 40,6 % og 49,4 % af biogassens energiindhold (Møller, 2011), mens det afgassede affald anvendes på landbrugsjord (effekter beskrevet i Afsnit 4.2.11).

4.2.6 Kompostering

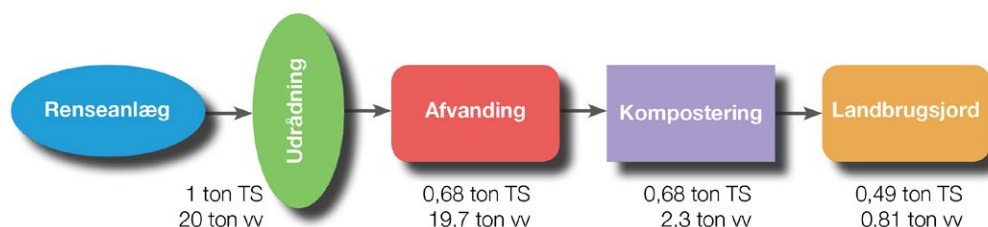
Slam komposteres på flere anlæg i Danmark i åbne miler, hvor slammet typisk blandes med haveparkaffald og halm for at opnå de rette strukturmæssige egenskaber og det rette C/N forhold. Selve komposteringen og eftermodningen tager normalt ca. 9 måneder, hvor milerne regelmæssigt bliver vendt. Både ikke-udrådnet og udrådnet slam kan komposteres og begge muligheder bliver vurderet i denne undersøgelse.

4.2.6.1 Materialestrømme

Figur 14 og Figur 15 viser massestrømmene for kompostering af henholdsvis ikke-udrådnet og udrådnet spildevandsslam.



FIGUR 14 MASSEBALANCE FOR KOMPOSTERING AF IKKE-UDRÅDNET SLAM FOR TØRSTOF OG VÅDVÆGT



FIGUR 15 MASSEBALANCE FOR KOMPOSTERING AF UDRÅDNET SLAM FOR TØRSTOF OG VÅDVÆGT

Massebalancerne i Tabel 17 er baseret på oplysninger fra Odense Nord Miljøcenter, hvor det modtagne slam har et tørstofindhold på ca. 30 %.

TABEL 17 MASSEBALANCE FOR KOMPOSTERING (ODENSE NORD MILJØCENTER)

Slamkompostering Input	Massebalance ¹ Vådvægt (per ton vådvægt)	Massebalance Tørvægt (per ton TS)
Spildevandsslam	1 ton vv	1 ton TS
Haveparkaffald	1,9 ton	–*
Halm	0,18 ton	0,6 ton/ton TS
Elforbrug	4 kWh/ton	13,3 kWh/ton TS
Olieforbrug	2,7 liter	9 liter/ton TS

¹ baseret på Odense Nord Miljøcenter med slam ved 30 % TS;

* haveparkaffald antages at blive komposteret alligevel

Slammet har typisk et tørstofindhold på ca. 30 % ved modtagelsen, og det er skønnet, at der anvendes ca. 2,7 liter olie per ton modtaget biomasse til selve komposteringen, svarende til ca. 9 liter per ton tørstof slam. Elforbruget er beregnet til 4 kWh per ton våd slam (Odense Renovation, 2012), svarende til ca. 13 kWh per ton tørstof slam.

Forbruget af halm bliver i denne vurdering betragtet som en mistet energikilde, da halmen alternativt kunne anvendes til kraftvarmeformål¹⁴. Derfor medfører halmforbruget på 0,18 ton per ton slam vådvægt en mistet fjernvarmeproduktion på 1,5 GJ og en mistet elproduktion på 210 kWh per ton slam, som komposteres.

Der produceres ca. 1,25 ton kompost per ton vådt slam, som føres til kompostering (Odense Renovation, 2012). Den færdige kompost har et tørstofindhold på ca. 60 %. Nedbrydning af organisk stof i spildevandsslammet er beregnet ud fra massebalancer til at være på ca. 50 % for udrådnet slam og ca. 70 % for ikke udrådnet slam, som har et højere indhold af organisk materiale.

Et ton TS slam medfører således en mængde kompost på ca. 1-1,5 ton våd kompost til videre disponering, når kompostmængden fra haveparkaffald ikke medregnes.

4.2.6.2 Nedbrydning af miljøfremmede stoffer

Det er dokumenteret, at komposteringsprocessen fremmer nedbrydningen af de fire miljøfremmede stoffer, som der er grænseværdier for i bekendtgørelsen nr. 1650 2006 om anvendelsen af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). Kompostering anvendes derfor også, når slam indeholder miljøfremmede stoffer over grænseværdierne i Slambekendtgørelsen, men komposteringsanlægget skal til enhver tid kunne dokumentere, at der sker en omsætning af de miljøfremmede stoffer.

TABEL 18 NEDBRYDNING AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER VED KOMPOSTERING AF SLAM (LARSEN OG SCHMIDT, 2000)

Stof	Nedbrydningsgrad ved kompostering
LAS	100 %
DEHP	60 – 95 %
NPE	55 – 92 %
PAH	40 – 80 %

¹⁴ Det er en grundlæggende forudsætning i dette projekt, at biomasse er en begrænset ressource.

4.2.6.3 Luftemissioner fra komposteringsprocessen

Ved komposteringsprocessen sker en emission af blandt andet metan, lattergas og ammoniak. Rambøll (Rambøll, 2012) og DTU Miljø (Scheutz et al, 2011) har udført målinger på emissioner fra milekompostering, hvor slam har indgået i inputmaterialet. Da metan og lattergas er kraftige drivhusgasser, kan selv mindre udledninger have stor betydning på den samlede drivhusgasbalance. Disse målinger er nærmere beskrevet i Bilag 4. Nedenstående tabel viser de værdier, der er anvendt i modelleringerne for åben milekompostering af spildevandsslam.

Her antages luftemissionen fra kompostering ikke at blive ledt til scrubber og/eller biofilter. (såfremt dette er tilfældet, vil kvælstofemissionen være væsentligere lavere)

TABEL 19 LUFTEMISSIONER FRA KOMPOSTERINGSPROCESSEN.

Luftemissioner fra komposteringsprocessen			
N-tab fra proces	55	% af total N	EASEWASTE (bl.a. Møller (2011))
Fordeling af N-tab	0,15/0,93/98,92	NH ₃ /N ₂ O/N ₂ (% af N-tab)	Beregnet på baggrund af Scheutz et al (2011) og Rambøll (2012)
Metan	0,306/0,235	% af nedbrudt C	Beregnet på baggrund af Scheutz et al (2011) og Rambøll (2012)

4.2.6.4 Kompostanvendelse

Komposteret slam antages at blive udbragt på landbrugsjorde som jordforbedringsmiddel. Alternativ anvendelse kan inkludere brug på golfbaner og hos gartnerier, såfremt komposten er ”kontrolleret hygiejniseret”.

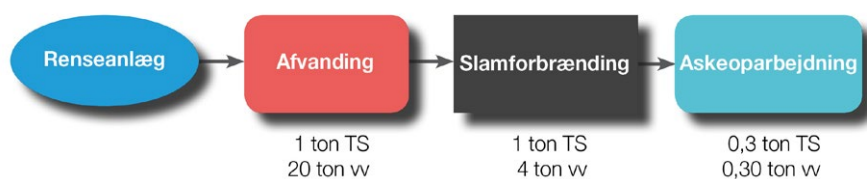
Komposten transporteres og bringes ud til landbrug, som ikke nødvendigvis er lokale. Der er derfor antaget en transportafstand på 50 km, men denne kan variere meget.

Komposten antages at fortrænge handelsgødning i forhold til indhold af henholdsvis kvælstof og fosfor. Fosforen antages at substituere fosforhandelsgødning 1:1, mens kvælstofindholdet i komposten erstatter kvælstofhandelsgødning med 45 %, jf. Plantedirektoratet (2011).

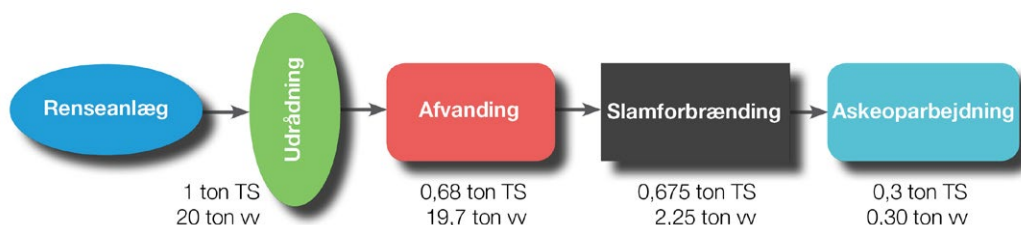
Udvaskning og emissioner fra landbrugsjord samt lagring af kulstoffet modelleres i EASEWASTE ud fra koefficienter, der er resultat af relativt omfattende modelleringer i landbrugsmodellen DAISY foretaget af KU SCIENCE (se Afsnit 4.2.11).

4.2.7 Slamforbrænding

Data i dette afsnit er baseret på et nyt anlæg på Lynetten fra 2011 samt supplerende informationer fra leverandører og rådgivere. Figur 16 og Figur 17 viser massestrømmene for tørstof og vådvægt for slamforbrænding af henholdsvis ikke-udrådnet og udrådnet spildevandsslam. Heraf ses, at der er en væsentlig reduktion af især vådvægten, når slammet udrådneshandles forinden.



FIGUR 16 MASSEBALANCE FOR SLAMFORBRÆNDING AF IKKE-UDRÅDNET SLAM TØRSTOF OG VÅDVÆGT



FIGUR 17 MASSEBALANCE FOR SLAMFORBRÆNDING AF UDRÅDNET SLAM TØRSTOF OG VÅDVÆGT

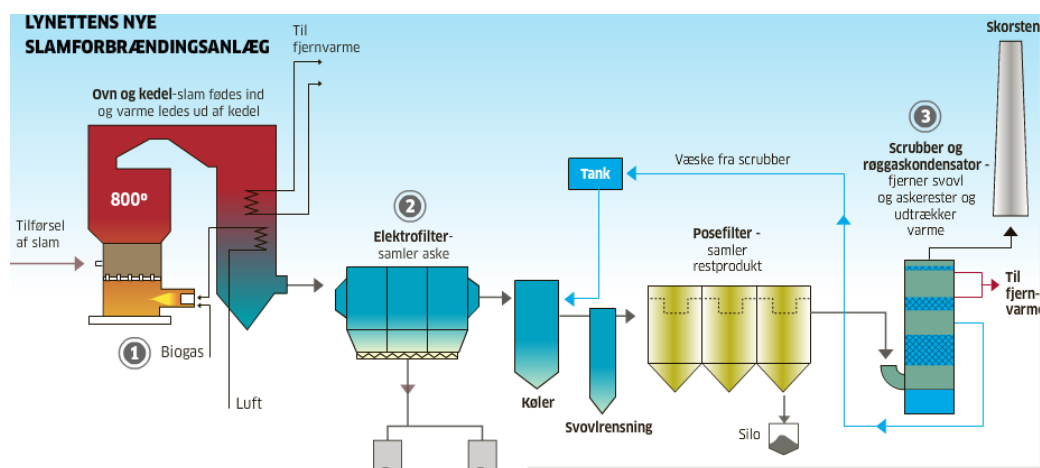
Det slam, som forbrændes på Lynetten gennemgår i dag en tørring fra ca. 22 % TS til 35 % (Lynetten I/S, nyt anlæg fra 2011). Fortørringen sker med varme fra selve slamforbrændingen. Der er dog planer om at anskaffe et nyt afvandingsanlæg, som fremover vil kunne afvande til 33 % TS. I 2020 antages derfor, at slammet ikke skal fortørres, men kan indfyres i ovnen efter afvanding.

Ovnen er en fluid bed ovn med flydende sand, hvor slammet blæses ind fra siden i ovnen og blandes med sandet, hvorefter forbrændingsprocessen sker. Det udbrændte slam bliver til røggas og flyveaske. Røggassen gennemgår en rensning med elfilter, posefilter og scrubber med varmegenvinding. Ved denne kondensering af vanddampen og overføring via varmeveksler produceres næsten lige så meget energi, som i den primære forbrændingsproces.

Slamforbrændingen sker uden tilførsel af ekstern energi med undtagelse ved opstart, hvor der anvendes biogas fra den forudgående udrådning af slammet.

I miljøvurderingen antages et anlæg med en kapacitet på 1/3 af Lynettens anlæg (300.000 PE mod 1,1 mio. personækvivalenter), men i øvrigt med samme specifikationer, som vises for Lynettens anlæg i Figur 18. For behandling af 1 ton TS/time betyder det en samlet energiproduktion på ca. 2,9 MW, en askeproduktion på 426 kg og en røggasmængde på 7234 Nm³/time ved 59 grader.¹⁵ Lynettens anlæg producerer i dag kun fjernvarme (ca. 1,1 MW) til ca. 3000 husstande, da en del af energien går til fortørring.

¹⁵ Fra Lynetteselskabets folder: Verdens mest effektive slamforbrændingsanlæg, 2011



FIGUR 18 ILLUSTRATION AF LYNETTENS NYE SLAMFORBRÆNDINGSANLÆG (INGENIØREN, 2011)

Der er opgjort en energibalance for både udrådnat slam, hvor en væsentlig del af det organiske materiale er nedbrudt og for ikke-udrådnat slam. Der er antaget et naturgasforbrug på 210 MJ/ton vådt slam og et elforbrug på 110 kWh/ton vådt slam, se Tabel 20 .

TABEL 20 ENERGIBALANCE OG MATERIALEFORBRUG FOR SLAMFORBRÆNDING FOR IKKE-UDRÅDNET OG UDRÅDNET SPILDEVANDSSLAM (BASERET PÅ OPLYSNINGER FRA LYNETTEN I/S)

	Ikke-udrådnat 25 % TS	Udrådnat 30 % TS
Brændværdi (GJ/ton TS)	12,5	11,1
Naturgasforbrug (GJ/ton TS)	0,84	0,69
Natrium hydroxid, NaOH, (kg/ton TS)	37	37
Calcium carbonat, CaCO₃, (kg/ton TS)	6,4	6,4
Elforbrug (kWh/ton TS)	440	365
Varmeproduktion (GJ/ton TS)	9,7	8,8

4.2.8 Fosforudvinding fra slamaske

Syddansk Universitet, Institut for Kemi-, Bio- og Miljøteknologi (SDU) har for Kommunekemi gennemført en miljøvurdering af både slamtørring og oplukning af slamaske til fosforgødningsproduktion. Begge processer (slamtørring og oplukning af slamaske) sker hos Kommunekemis anlæg i Nyborg. Selve forbrændingen af det tørrede slam antages at foregå på et nyt forgasningsanlæg bygget til biomasse alene (samt også tørret slam). Asken køres herfra og tilbage til Kommunekemi for askeoplukning og indvinding af fosfor, som kan sælges som en handelsgødning.

Kommunekemi arbejder på udviklingen af flere forskellige metoder til fosforekstraktion, hvor der i denne vurdering er anvendt en metode, hvor der anvendes svovlsyre, ammoniak, naturgas og damp til indtørring af gødningsproduktet. Dampen kunne alternativt være anvendt til elproduktion, hvorfor der går en elproduktion tabt.

Der dannes ca. 440 kg slamaske ved forbrænding af 1 ton udrådnat slam TS eller ca. 300 kg aske per ton slam TS inden udrådning (funktionel enhed). Ved fosforekstraktion af

slamasken opnås en udnyttelsesgrad på 95 %, hvorfor der udvindes ca. 28 kg P per ton slam TS eller ca. 100 kg P per ton slamaske.

Asken kan behandles på Kommunekemi på forskellig vis med det formål at udvinde fosfor. Afhængig af den valgte proces kan fosforen være bundet kemisk i forskellige produkter, der enten kan erstatte fosforgødning eller andre tekniske fosforprodukter. Kommunekemi har foreslået en proces, der anvender ammoniakvand og svovlsyre, som resulterer i et fosforprodukt, der indeholder ammoniumfosfat. For hvert ton tørstof slam, udvindes der således ca. 120 kg gødningsprodukt. Dette produkt har et indhold af 69 g P per kg og 107 g N per kg. Der produceres 1.1 ton affald til deponi pr. ton aske, der modtages. Gødningsproduktet er et tørt produkt, og der anvendes damp til tørring med et energitab til el-produktion på 0,46 GJ/ton TS og et tab i fjernvarmeproduktion på ca. 0,11 GJ/ton TS (SDU, 2012).

Ved beskrivelsen af ammoniakvand og svovlsyre er anvendt data fra Ecoinvent.

4.2.9 Deponering og nyttiggørelse af slamaske i isoleringsmateriale

Fra slamforbrænding dannes dels aske, som deponeres eller nyttiggøres til produktion af isoleringsmateriale, dels røggasaffald, som specialdeponeres i blandt andet Langøya i Norge.

Der dannes cirka 440 kg aske per ton udrådnet slam tørstof, som forbrændes. Deponering af forbrændingsasken modelleres i EASEWASTE med teknologierne for hhv. bundaske og for anvendelse af flyveaske på Langøya.

4.2.10 Slamtørring

I Danmark er der p.t. 3 slamtørningsanlæg i henholdsvis Aalborg, Randers og Roskilde. Alle anlæggene tørrer slammet til ca. 90 % tørstof. Slam fra Roskildes Bjergmarken renseanlæg anvendes til jordbrugsformål, mens tørret slam fra Randers komposteres¹⁶ og anvendes herefter til landbruget. Tørret slam fra Aalborg Forsyning Kloak A/S anvendes på Aalborg Portland, hvor energien og slamasken udnyttes til cementproduktion.

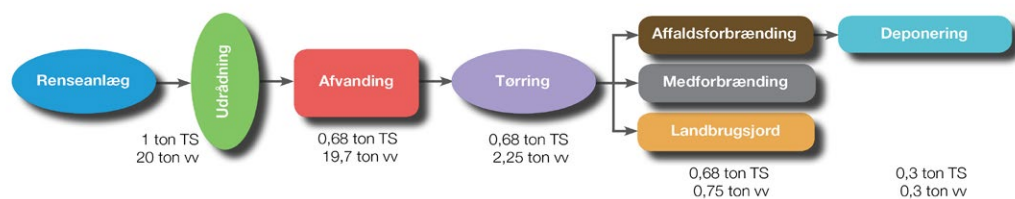
Tabel 21 viser de anslåede energiforbrug til tørring af spildevandsslam. Data er baseret på de danske tørringsanlæg, hvor forbrug dog varierer væsentligt. Figur 19 viser massestrømmene for tørstof og vådvægt for tre muligheder efter slamtørring, (energiudnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg foregår pt. ikke i Danmark).

TABEL 21 ENERGIFORBRUG TIL TØRRING AF SPILDEVANDSSLAM PER TON TØRSTOF

Energiforbrug til tørring af slam fra 30 % til 90 % TS	Værdi Per ton TS	Enhed
Varmeforbrug (egenvarme fra udrådning)	60	Nm ³ biogas
Ekstern varmemeforbrug (naturgas)	100	Nm ³ naturgas
Elforbrug til tørre-proces	175	kWh

Tørret slam antages at have et tørstofindhold på ca. 90 % og en brændværdi på ca. 9 GJ/ton. Massestrømmene for tørringsscenerierne ses på Figur 19.

¹⁶ Kompostering af tørret slam sker for at reducere indholdet af organiske miljøfremmede stoffer



FIGUR 19 MASSEBALANCE FOR TØRRINGSSCENARIER AF UDRÅDNET SLAM TØRSTOF OG VÅDVÆGT

4.2.10.1 Slamtørring og anvendelse på landbrugsjord

Det tørrede slam fylder og vejer ca. en tredjedel af ikke tørret slam. Tørret slam har derfor de fordele, at det ikke kræver det samme oplagringsvolumen og transportbehov som vådere slam med TS på 25 til 30 %. Miljøpåvirkningerne fra transport er væsentlig reduceret, ligesom omkostningerne til bortskaffelse og transport også er reduceret væsentligt.

Det antages, at udledning af ammoniak og lattergas ved brug af tørret slam på landbrugsjorden er væsentlig mindre end ved anvendelse af komposteret og udrådnat/ikke udrådnat slam. Dette skyldes den væsentligt langsommere omsætning (og frigivelse af næringsstoffer) pga. tørringen.

4.2.10.2 Slamtørring og affaldsforbrændingsanlæg

Dette scenarie beskriver slamtørring af slam på renseanlægget, hvorefter det tørrede slam køres til konventionel affaldsforbrænding med energiudnyttelse.

Det antages, at det tørrede slam forbrændes på et moderne affaldsforbrændingsanlæg med høj energiudnyttelse. Moderne affaldsforbrændingsanlæg i dag har en elvirkningsgrad på ca. 22 % og en varmeevirkningsgrad på ca. 73 % af den nedre brændværdi (Møller m.fl., 2008). Affaldsforbrændingsanlæg i 2020 antages som minimum at have denne energieffektivitet.

4.2.10.3 Slamtørring og medforbrænding på cementfabrik

Alt det slam, der genereres på to større renseanlæg i Aalborg, tørres i en fluidbed, hvorved der dannes slamgranulat. Energien til opvarmning af tørreluftens dannes ved forbrænding af biogas i tre biogas-kedler. Biogassen stammer fra produktionen på Renseanlæg Øst og suppleres efter behov med naturgas.

Energien i slammet fortrænger fossil energi (petcoke), og dermed erstattes 1 MJ petcoke med 1 MJ slamgranulat. Asken indgår i den færdige cement og substituerer dermed primært sand.

Varmeeffektiviteten på Aalborg Portland er 75 % på ovn 87, hvor der sker afbrænding af tørret spildevandsslam. Disse oplysninger anvendes i forbindelse med beregning af den mængde varme, der genereres ved afbrænding af slamgranulat, som skal krediteres systemet.

Emissionerne i forbindelse med specifikke brændsler ved cementproduktion hos Aalborg Portland er ikke kendt. Det skyldes, at der ikke anvendes en type brændsel alene ved cementproduktionen. Ofte er det en kombination af brændsler, der blandes for at opnå den mest optimale kemiske sammensætning af cementklinkerne.

I EASEWASTE modelleres forbrænding af petcoke som forbrænding af kul i et kraftvarmewerk, mens forbrænding af slam modelleres som forbrænding af slam på et

affaldsforbrændingsanlæg (undtagen for de emissioner, hvor Aalborg Portland har givet specifikke data om emissioner fra anlægget, se Bilag 4).

4.2.11 Anvendelse på landbrugsjord

Dette projekt indeholder en anvendelse af en række forskellige "slamprodukter" på landbrugsjord:

- Afvandet slam
- Udrådnat og afvandet slam
- Mineraliseret slam
- Slam bioforgasset på biogasfællesanlæg
- Komposteret slam
- Udrådnat og tørret slam

Ved anvendelse på landbrugsjord har slammet en række miljømæssige effekter, der beskrives i dette afsnit.

4.2.11.1 Udvaskning og emissioner fra landbrugsjord

Udvaskning og emissioner fra landbrugsjord modelleres i EASEWASTE ud fra koefficienter, der er resultaterne af relativt omfattende modelleringer i landbrugsmodellen DAISY foretaget af KU SCIENCE. Nedenstående tabel viser de koefficienter, der er anvendt i modelleringerne ved udbringning af de forskellige typer slam.

TABEL 22 KOEFFICIENTER ANVENDT I MODELLERINGEN AF ANVENDELSE AF SPILDEVANDSSLAM PÅ LANDBRUGSJORD.

		Udrådnat ¹	Komposteret ¹	Tørret ²
N-fordeling i slam (Am.-N/NO ₃ -N/org.N)	%	29,2/0,2/70,6 ³⁾	13/0,2/86,8	13/0,2/86,8
Ammonium fordampning	% af am.N	7,5	1,6	0
N₂O-emission	% af total N	1,5	1,5	0,75*
Overfladeafstrømning lerjord	% af total N	25	20	10
Overfladeafstrømning sandjord	% af total N	0	0	0
Nedsivning Lerjord	% af total N	22	20	20
Nedsivning Sandjord	% af total N	45	62	30
Kulstofbinding Efter 100 år	% af total C	23	28	23

"Udrådnat slam" dækker både udrådnat og ikke udrådnat spildevandsslam til landbrugsjord. Der findes ikke tilstrækkelige oplysninger om N-fordeling for hhv. aerobt stabiliseret slam og udrådnat slam; "Komposteret slam" dækker både komposteret og mineraliseret slam. ; 1)Baseret på Bruun m.fl, 2006, 2) Tilpasning af koefficienter fra Møller m.fl, 2010, 3) Bruun m.fl. 2012, * skønnet værdi.

4.2.11.2 Reduceret forbrug til jordbearbejdning

I Bruun m.fl. (2012) er det opgjort, at der er en tydelig brændstofbesparelse ved jordbearbejdning på op til 20 %. Reduktionen i brændstofforbruget ved jordbearbejdning sker, da effekten af organisk materiale i jorden reducerer jordens bearbejdningsmodstand i forbindelse med især pløjning, harvning og såning, hvorimod kulstofindholdet i forbindelse med mange andre former for markoperationer ikke vil have nogen effekt.

Bruun m.fl. (2012) har udført et beregningseksempel med kontinuerlig udspredning af slam på gennemsnitsjorde på henholdsvis Østjylland og på Sjælland. Uden tilførsel af slam anvendes der på årsbasis hhv. 25 og 37 liter diesel per hektar per år til jordbearbejdning. Med udbringning af 5 ton slam per hektar reduceres dieselforbruget til hhv. 23 og 35 liter per hektar på årsbasis. Det medfører, at der er en besparelse på 2 liter diesel per hektar ved udbringning af 5 ton slam, svarende til ca. 2,9 liter per ton tørstof slam¹⁷. Hvis der opnås en maksimal effekt på 20 % reduktion, hvilket kan opnås på lidt mere lerede jorde, skønnes en brændstofbesparelse på op til ca. 7 til 8 liter diesel per ton tørstof slam.

Der er i denne vurdering medregnet en brændstofbesparelse på 2,9 liter diesel per ton tørstof slam, som udbringes på mark.

4.2.11.3 Kulstoflagring

Det skønnes af Bruun m.fl., 2012 at ca. 22-23 % af kulstofindholdet i slam oplagres i jorden og dermed "udskyder" CO₂ udledningen til efter 100 år fra udbringning. Det skønnes, at dette gælder for stabiliseret slam og ikke for komposteret slam. Det skønnes, at den undgåede CO₂ udledning fra udbringning af slam er på ca. 300 kg per ton tørstof slam for ikke-udrådnet slam og ca. 180 kg per ton tørstof for udrådnet slam.

For komposteret slam må det antages, at kulstoffet, som refterer efter komposteringsprocessen, er mere stabilt, men der findes ikke umiddelbart nogle informationer om dette. Bruun refererer til en fransk undersøgelse, som indikerer at kulstoflagringen er ca. 25 % højere for kulstof i komposteret slam end i ikke komposteret slam. Det betyder, at der antages en kulstoflagring på ca. 28 % af det tilbageværende kulstof i komposteret slam, som bringes på landbrugsjorden. Komposteringsprocessen reducerer dog indholdet af kulstoffet i slam, hvilket samlet betyder en undgået CO₂ udledning ved kulstoflagring på 110 til 130 kg per ton tørstof slam.

4.2.12 Tørring hos Kommunekemi og termisk forgasning af slam

Der er udarbejdet et scenarie 14 for tørring af slam hos Kommunekemi, og hvor det tørrede slam udnyttes på et termisk forgasningsanlæg, som ejes af Dong Energy i Kalundborg. Asken fra den termiske forgasning forventes at blive transporteret tilbage til Kommunekemi for at oparbejde fosforindholdet til en anvendelig handelsgødning.

4.2.12.1 Tørreproces

Den forudsatte anvendte tørreproces er baseret på højtryksdamp fra Kommunekemi, som i dag anvendes til el-fremstilling og efterfølgende udnyttes som fjernvarme af Nyborg kommune. Tørreanlægget anvender trykfaldet fra godt 10 bar til 1 bar til tørreprocessen, og returnerer varmt vand, som efterfølgende kan anvendes til fjernvarme. I forhold til den eksisterende udnyttelse, mistes der således el-produktion og lidt varme, hvilket er indregnet i LCA-opgørelsen. Varmetabet er på ca. 10 % af dampens energiindhold. Slammet tørres fra en TS indhold på ca. 30 % til 90 %. Den tabte el-produktion og varmeproduktion er modregnet med samme marginale processer som ovenfor beskrevet. Den tabte

¹⁷ I Bruun m.fl. er der antaget et tørstofindhold på 14 % i slam

energiproduktion udgør 2,73 GJ/tonTS fra damp. Dertil bruges 1,06 GJ/ton TS El og 0,21 GJ/t TS naturgas til selve tørreprocessen (SDU, 2012).

Forud for tørring af slammet skal slammet transporteres fra renseanlæg til tørring på Kommunekemi. Der regnes med transport på 100 km t/r, og der er valgt en lastbil fra Ecoinvent databasen.: Transport, lorry >32t, EURO5/RER U.

4.2.12.2 Termisk forgasningsproces

Den proces, der forventes anvendt til behandling af det tørrede slam, er en forgasningsproces, der i dag findes i Kalundborg. Anlægges ejes af DONG, og de opgivne data for effektivitet stammer herfra. I anlægget foretages en termisk forgasning, hvor den afgivne gas og varme luft ledes direkte til det nærliggende Kalundborg kraftværk. Her anvendes gas og varme til overhedning af dampen, inden den ledes ind i en dampturbine for el-produktion. Gassen kommer derved til at erstatte kul i forholdet 1:1. Effektiviteten af forgasningsprocessen er 80 %, således at energiindholdet i brændslet (beregnet til 11,2 MJ i slam med 90% TS) giver et energioutput på 8,97 MJ, der direkte erstatter et tilsvarende energiindhold i kul (SDU, 2012).

Restproduktet fra forgasningsprocessen er aske, og langt de fleste stoffer fra slammet sendes videre med asken til behandling på Kommunekemi. Gassen, der forbrændes på kraftværket, forventes ikke at indeholde flere miljøbelastende stoffer end det kul, der alternativt ville være forbrugt.

Forgasningsprocessen i denne form findes i Danmark endnu kun i Kalundborg, men kan evt. etableres ved andre kraftværker, hvis der er behov for kapacitet andre steder i landet.

Efter tørring af slammet transporteres det til afbrænding. Transporten foregår med skib fra Nyborg til Kalundborg med en afstand på 70 km og tomt returlæs. Der er valgt transport med coaster fra Ecoinvent databasen: Transport, barge/RER U (SDU, 2012).

Efter afbrændingen bringes asken retur med coaster til udvinding af P hos Kommunekemi.

4.3 Datakvalitet for processer

For at opnå et kvantitativt overblik over processernes datakvalitet er de udvalgte processer blevet tildelt en kvalitetsindikatorværdi i fem niveauer. Som det ses, dækker indikator kategorierne "Pålidelighed", "Fyldestgørende" samt Tidsmæssig, Geografisk og Teknologisk korrelation. Tildeling af indikatorværdi er sket ved at sammenligne de anvendte processer med de processer, som anses for at være repræsentative for Danmark. For eksempel antages afvandingsprocessen at have lave værdier, da data anses for at være velfunderet, indeholder både energi og materialer og uafhængig af, hvor afvandingen sker. Til gengæld kan det måske forventes, at der over en længere årrække sker en teknologisk udvikling for så vidt angår forbruget af polymer og energi samt for produktionen af polymer.

Det ses af Tabel 23, at processerne scorer den højeste kvalitet med indikatorværdier på 1 og 2 i kategorien "pålidelighed, hvilket skyldes, at processerne for en stor del stammer fra anerkendte databaser og/eller bygger på publicerede rapporter fra pålidelige kilder, hvor de teknologiske processer er beskrevet i detaljer. Processer som slamlagring og slammineralisering er behæftet med høj grad af usikkerhed i forhold til emissioner af lattergas og metan, og disse processer scorer altså ringe for "pålidelighed.

Mht. "Fyldestgørende" er scorerne mindre gode, idet de ligger mellem 3 og 4. Det er generelt vanskeligt at afgøre, om der mangler data, og derfor er der anlagt en konservativ synsvinkel på processernes indikatorværdi i denne kategori.

Projektets referenceår er 2020, hvorved allerede eksisterende processer, der er anvendt i denne miljøvurdering, per definition ikke vil være tidsmæssigt korrelerede med referenceåret. Visse processer, som eksempelvis slammineralisering, anses dog ikke for at være særligt påvirket af den tidsmæssige forskel. Indikatorværdierne for "geografisk korrelation" afhænger af lokale forhold, som for eksempel varmeafsætningsforhold for energiproducerende processer og jordbundsmæssige forhold for slam på jord. Værdien for "Teknologisk korrelation" afhænger af i hvilken grad den vurderede teknologi vil være den mest repræsentative, og her er der forskelle, da der for primær handelsgødning er stor grad af usikkerhed på i hvilken grad, den rigtige teknologi anvendes.

Gennemsnittet for indikatorværdierne for processerne ligger mellem 2,0 og 3,8, hvor de processer, som har størst usikkerhed, er omkring substitution af handelsgødning. Disse gennemsnit skal dog tolkes med forsigtighed, idet de enkelte indikator kategorier ikke nødvendigvis bør tilskrives den samme vægt.

TABEL 23 KVALITETSINDIKATORINDEKS FOR PROCESSER TIL SLAMHÅNDTERING.

Processer	Indikatorværdier					
	Pålidelighed	Fyldestgørende	Tidsmæssig korrelation	Geografisk korrelation	Teknologisk korrelation	Gennemsnit
Afvanding	1	2	3	2	2	2,0
Udrådning	2	2	3	3	2	2,4
Slamlagring	4	2	2	2	3	2,6
Kompostering	4	3	2	2	3	3,0
Slammineralisering	5	4	2	2	2	3,0
Biogasfællesanlæg	2	2	3	3	2	2,4
Tørring	3	3	4	2	3	3,0
Slamforbrænding	2	2	3	3	2	2,4
Affaldsforbrænding	1	2	3	3	2	2,2
Termisk Forgasning	4	4	4	3	3	3,6
Anvendelse af slam/kompost på jord	3	3	3	4	4	3,4
Primær handelsgødningsproduktion	4	3	3	4	5	3,8
Fosforoparbejdning	4	4	4	2	4	3,6
Transport	1	2	3	2	2	2,0

I hver kategori scores processernes indikatorværdi på en skala fra 1 til 5, hvor 1 er bedst. Inddelingen i kategorier følger Weidema & Wesnæs (1996)

5. Resultater af miljøvurdering

5.1 Kategoriserede resultater

I dette afsnit beskrives resultaterne for de enkelte miljøkategorier af miljøvurderingen af de forskellige scenarier for håndtering af spildevandsslam, gennemgået for de forskellige miljøkategorier og opgjort i mængder. Negative værdier i resultaterne afspejler undgåede udledninger, som kan skyldes fortrængning af energi og gødning samt kulstoflagring.

De vigtigste figurer og tabeller til illustration af resultaterne præsenteres, mens yderligere oplysninger og detaljer findes i Bilag 5.

5.1.1 Drivhuseffekt

Udledningen af drivhusgasser fra slam anvendelse varierer væsentligt for de forskellige behandlingsmetoder, som præsenteres i Figur 20 og Figur 21. Ved direkte anvendelse på landbrugsjord uden udrådning (Sc. 1) er den samlede drivhusgasbalance tæt på nul, da udledningerne fra slamafvanding og lagring opvejes af fortrængning af handelsgødning og kulstoflagring.

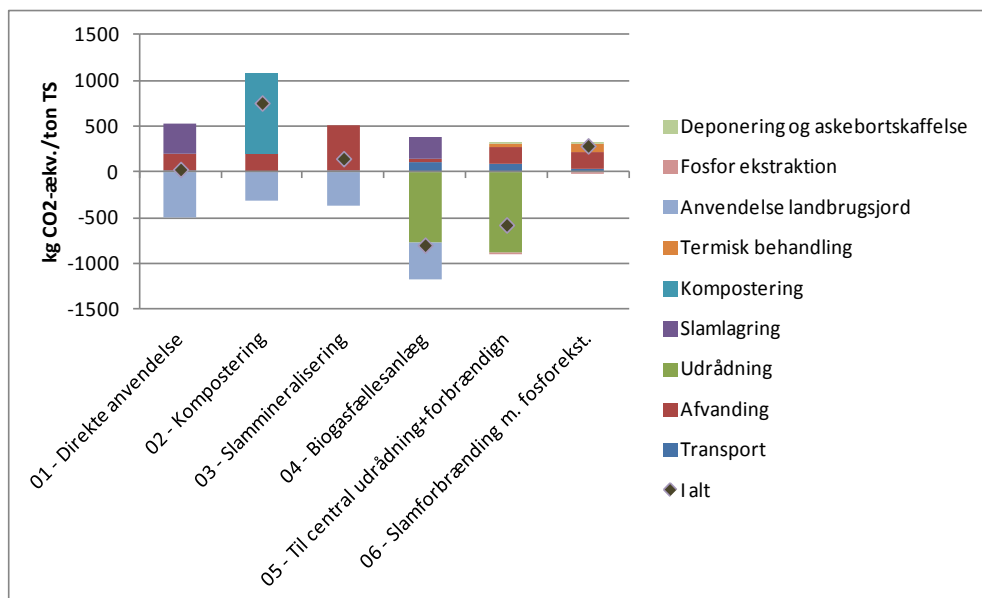
Kompostering af slam (Sc. 2 og Sc. 8) har dog en væsentlig øget udledning, som skyldes anvendelsen af halm, som alternativt kunne have været anvendt til kraftvarmeproduktion (antagelse om biomasse som begrænset ressource). Samtidig er der en reduceret fortrængning af kvælstof i handelsgødning, da en væsentlig andel af kvælstoffet tabes ved komposteringsprocessen. Hvis der ses bort fra den tabte kraftvarmeproduktion fra den anvendte halm, vil resultatet af Scenarie 2 lige meget tæt på Scenarie 1.

Den relative store påvirkning fra slammineralisering (sc. 3, afbilledet som 'Afvanding') opstår på grund af en meget høj udledning af lattergas, som dog er behæftet med nogen usikkerhed.

Scenarie 4, hvor slammet udrådnes på et biogasfællesanlæg og anvendes til jordbrugsformål, har en væsentlig CO₂-mæssig gevinst, da der udvindes energi fra udrådningen. I Scenarie 5, hvor slammet udrådnes og forbrændes centralt (med fosforudvinding fra asken) er den

undgåede udledning dog mindre i forhold til Scenarie 4, da der i Scenarie 5 kræves en slamafvanding, som er energi- og polymerkrævende.

Scenarie 6 har en udledning af drivhusgasser, som især skyldes afvanding og til dels selve slamforbrændingen, som bidrager med ca. 90 kg CO₂-ækvivalenter per ton tørstof.



FIGUR 20 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM

For slam, som indledningsvist bliver udrådnat (jf. Figur 21), er der for alle scenarier en undgået udledning (negativ værdi), da udrådningen medfører en væsentlig produktion af el og varme. Komposteringsprocessen (Sc. 8) har dog en mindre undgået udledning på grund af den halm, som iblandes slammet, og som alternativt kunne være anvendt til kraftvarme. Ser man bort fra antagelsen om biomasse som en begrænset ressource, vil resultaterne for Scenarie 8 være meget lig Scenarie 7 for så vidt angår udledningen af drivhusgasser.

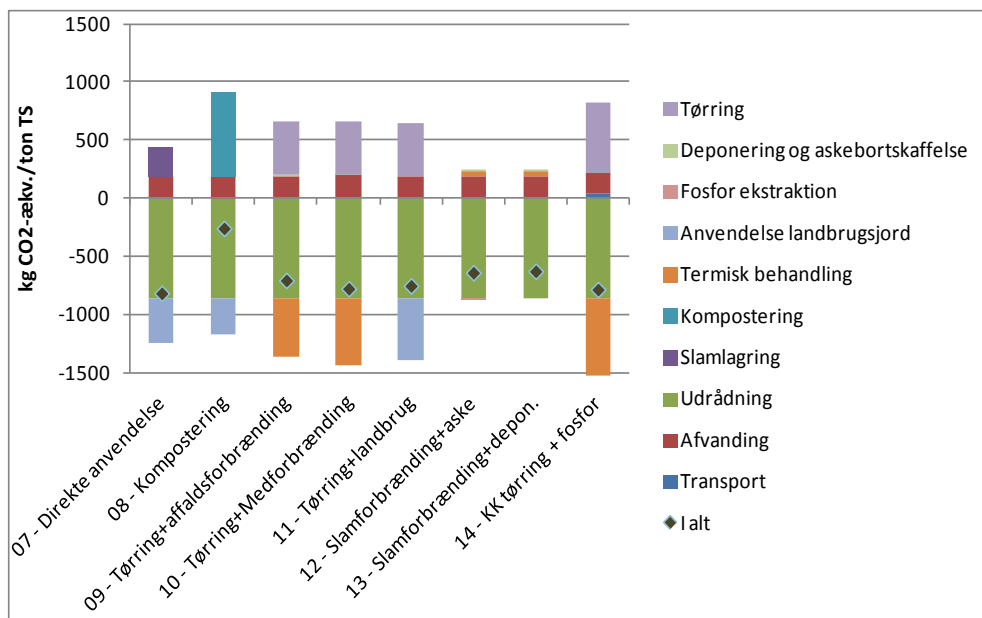
Scenarie 9 og 10, som inkluderer tørring og hhv. nyttiggørelse på et affaldsforbrændingsanlæg og på en cementfabrik, har stort set ens resultat. Dog er nyttiggørelse på en cementfabrik marginalt bedre, da kul bliver erstattet direkte med en virkningsgrad på 95 %, hvor der på et affaldsforbrændingsanlæg produceres el og varme, med en samlet lavere CO₂ fortrængning.

Scenarie 11, hvor slam tørres og udbringes på landbrugsjord, har en relativ stor fordel, da der her er antaget, at der udledes væsentlig mindre lattergas fra jorden efter udbringning af tørret slam i forhold til vådt slam. Denne antagelse er dog behæftet med en vis usikkerhed og dette forhold undersøges nærmere ved en følsomhedsanalyse.

Scenarie 12 og 13, som er slamforbrænding henholdsvis med og uden fosforekstraktion fra slamaske, medfører begge en undgået CO₂ udledning, som dog skyldes udrådningen. Selve slamforbrændingen medfører en relativ lille CO₂ udledning, hvor udledningen fra varmeproduktion ikke fuldstændig opvejes af udledningen fra forbrug af elektricitet, naturgas og kemikalier.

Scenarie 14, hvor slam tørres hos Kommunekemi, har en større udledning af drivhusgasser fra tørreprocessen end Scenarie 9 til 11, da tørringen medfører en reduceret elproduktion, som alternativt kunne produceres af den anvendte damp på Kommunekemi. Samlet set er udledningen af drivhusgasser fra Scenarie 14 på niveau med scenarierne 7 og med de øvrige tørringsscenarier.

Fosforekstraktionen medfører en relativ lille undgået udledning af drivhusgasser i forhold til deponering. CO₂ fortrængningen fra fosforproduktion opvejes helt af forbruget af kemikalier og damp, som alternativt kunne anvendes til elproduktion.



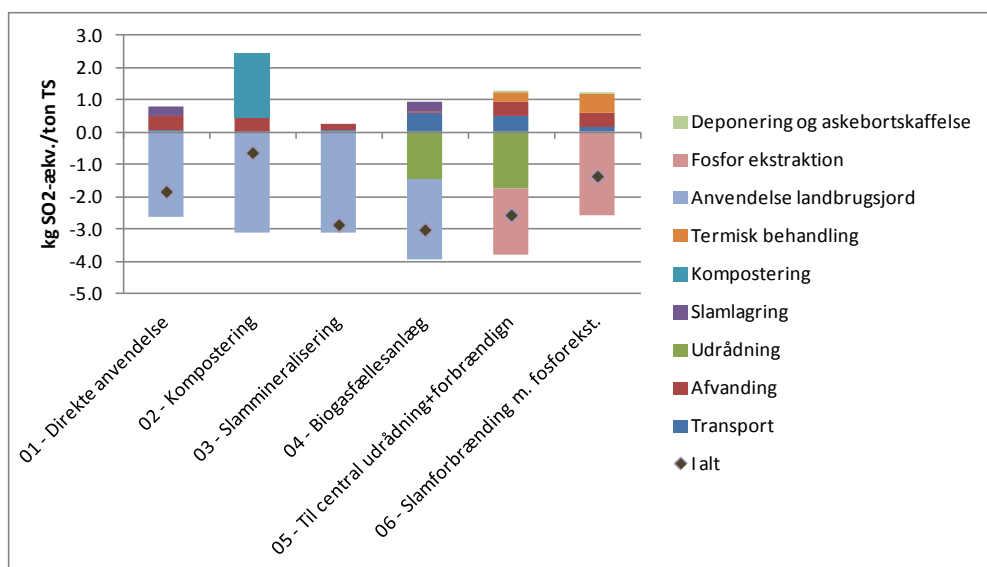
FIGUR 21
SC. 7 - 14

FORDELING AF UDLEDNINGEN AF DRIVHUSGASSER FOR UDRÅDNET SLAM,

5.1.2 Forsuring

Forsuringspotentialerne fra slamhåndtering skyldes i høj grad udledning af ammoniak, svovldioxid og kvælstofoxider (NO_x). Udledning af svovldioxid og NO_x er oftest energirelateret, og derfor afspejler resultaterne for forsuring i nogen grad energibalancerne. Anvendelse af slam på jord, hvor næringssaltene i slam erstatter fosfor- og kvælstofhandelsgødning, medfører en væsentlig undgået udledning af NO_x fra produktion af fortrængt handelsgødning. Scenarier, hvor slam erstatter handelsgødning, medfører således den største undgåede udledning af sure gasser.

Slamkompostering (Sc. 2) medfører den højeste udledning af forsurende gasser, da der anvendes halm, som alternativt kunne anvendes til kraftvarmeproduktion. Bidraget til forsuringspotentialer for halmforbruget er på ca. 1,5 kg SO₂-ækvivalenter per ton tørstof.

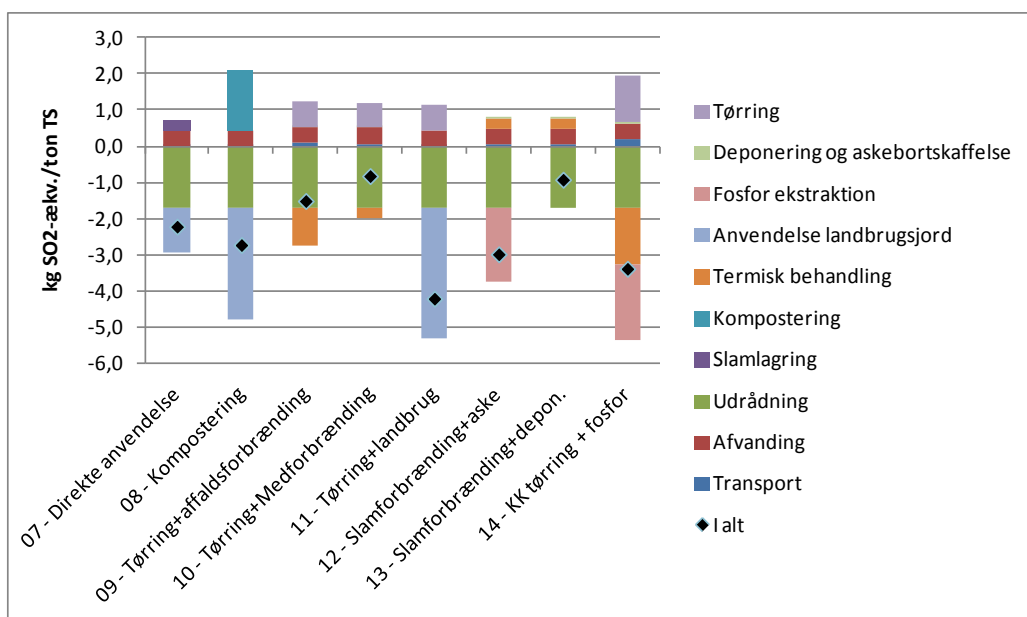


FIGUR 22 FORDELING AF UDLEDNINGEN AF SURE GASSER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

For udrådnets slam gælder generelt samme konklusioner som for ikke-udrådnets slam. Selve udrådningen af slammet bidrager til en undgået potentiel påvirkning, som skyldes den energiproduktion, som sker fra den producerede biogas. Termisk behandling, hvor der også sker en energiproduktion, medfører en undgået udledning, jf. Scenarie 9, 10 og 14.

Samlet set er der størst undgået påvirkning i forhold til forsuring ved de scenarier, hvor slammet anvendes på landbrugsjorden, Scenarie 7, 8, 11 og 14 på grund af den undgåede NO_x emission fra produktion af fosforhandelsgødning.

For udrådnets slam er der i alle scenarier et relativt væsentligt besparet forsuringspotentiale pga. udrådningen (biogasproduktion). Derudover gælder ligeledes, at den største undgåede udledning sker ved de scenarier, hvor slam erstatter gødning. Scenarie 11 medfører den største undgåede udledning, da det er antaget, at der udledes en væsentlig mindre mængde ammoniak fra udbringning af tørret slam. Scenarie 9, 10 og 13, hvor slammet i alle tilfælde energiudnyttes uden fosforanvendelse, medfører det mindste undgåede forsuringspotentiale.

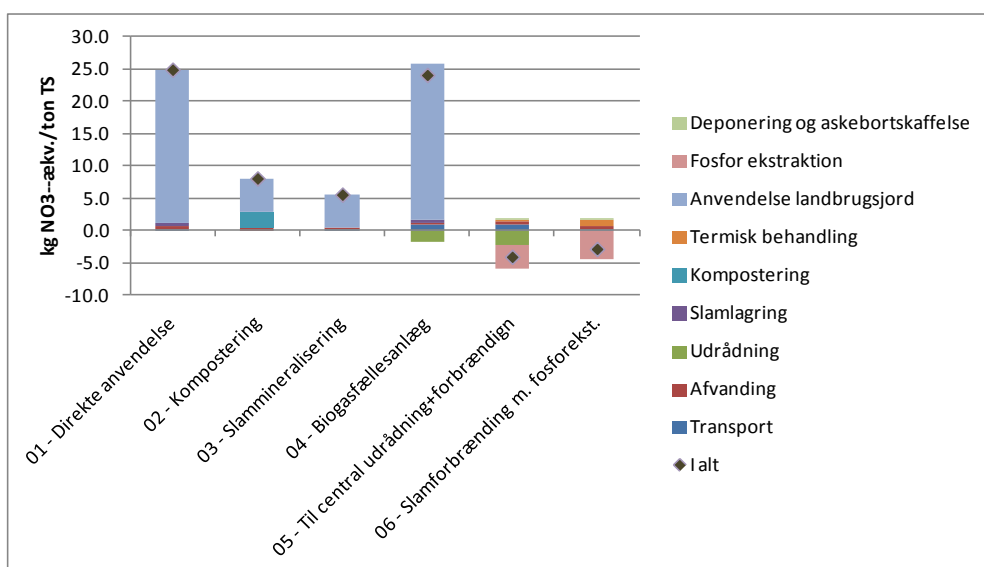


FIGUR 23 FORDELING AF UDLEDNINGEN AF SURE GASSER FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7
- 14

5.1.3 Næringssaltbelastning

Der er en potentiel næringssaltbelastning fra jordbrugsmæssig anvendelse af slam, som ikke er komposteret eller mineraliseret. Scenarie 1 og 4 har herved en udledning på ca. 25 kg NO₃⁻-ækv. per ton TS (se Figur 24), hvilket skyldes en øget nitratudledning fra jorden sammenholdt med alternativ anvendelse af handelsgødning. Anvendelse af komposteret eller mineraliseret slam (Scenarie 2 og 3) reducerer nitratudvaskningen væsentlig, men der er stadig en reel påvirkning i forhold til anvendelse af handelsgødning¹⁸

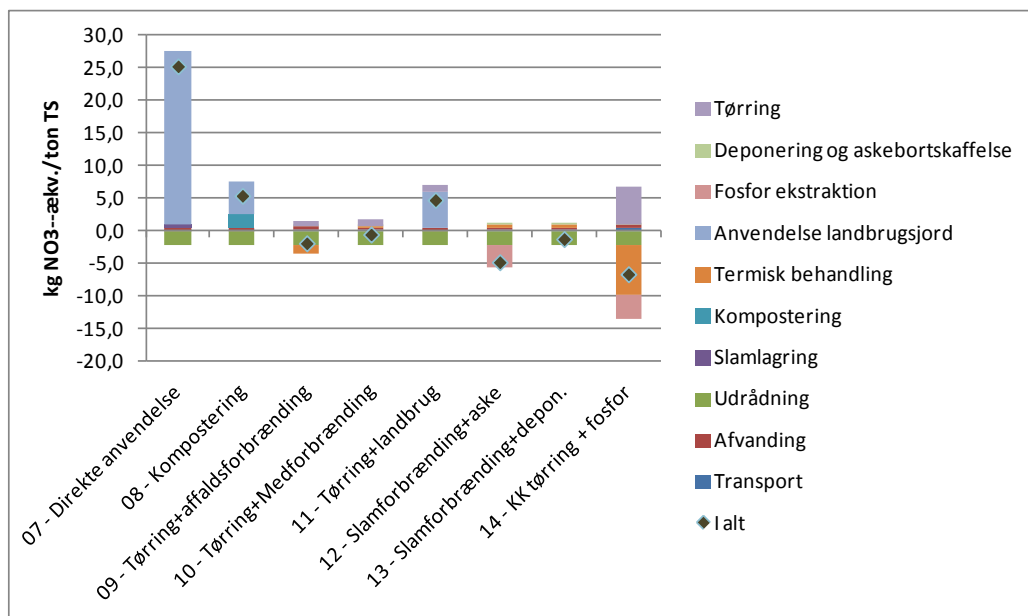
Slamforbrændingsscenarierne 5 og 6 medfører en undgået udledning, som skyldes energiproduktionen ved både udrådning og slamforbrænding.



FIGUR 24 RESULTATER FOR NÆRINGSSALTBELASTNING FOR IKK-UDRÅDNET SLAM

¹⁸ Det er generelt tilfældet at der sker en større næringssaltbelastning for anvendelse af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af handelsgødning

Figur 25 viser ligeledes en markant næringssaltbelastning ved direkte anvendelse af slam på landbrugsjorden (Sc. 7). Der er også skønnet en udvaskning af nitrat fra brug af tørret slam (Sc. 11), selvom der er væsentlige usikkerheder forbundet med denne udvaskning. Den mindste påvirkning sker ved Scenarie 14 (tørring hos Kommunekemi) hvor både den termiske behandling og fosforekstraktionen med substitution af handelsgødning medfører en væsentlig undgået potentiel påvirkning.



FIGUR 25 RESULTATER FOR NÆRINGSSALTBELASTNING FOR UDRÅDNET SLAM

Denne vurdering er baseret på, at halvdelen af slammet anvendes på lerede jorde og halvdelen på sandede jorde. Det bør nævnes, at udvaskningen af nitrat er meget afhængig af jordtypen. Ved sandede jorde, vil udvaskningen af nitrat være meget lille, mens udvaskningen ved anvendelse af slam på lerede jorde er meget væsentlig.

5.1.4 Øvrige ikke-toksiske miljøeffekter

Øvrige ikke toksiske miljøeffekter, som vurderes, er ozonlagsnedbrydning og fotokemisk ozondannelse (smog). Potentialitet på ozonlagsnedbrydning er meget lav, da der ikke udledes væsentlige mængder af ozonlagsnedbrydende stoffer som CFC og trichlorethan.

Smog dannes af partikler og organiske stoffer, som eksempelvis metan og kulilte (CO). Derfor bidrager de biologiske processer som kompostering og slamlagring til denne miljøpåvirkning sammen med transport. Påvirkningen er dog relativ lav, da transport arbejdet i scenarierne er relativt af mindre betydning.

TABEL 24 OZONLAGSNEDBRYDNING OG FOTOKEMISKE OZONDANNELSE FOR SCENARIERNE 1-6

Scenarie	Ozonlags- nedbr. Kg CFC-11- ækv./ton TS	Fotokemisk ozon (smog) Kg C ₂ H ₄ - ækv./ton TS
01 - Direkte anvendelse	5,4E-09	0,073
02 – Kompostering	2,8E-08	0,127
03 – Slammineralisering	1,7E-09	-0,002
04 – Biogasfællesanlæg	7,3E-06	0,118
05 - Central udrådning og slamforbrænding m. fosforekstraktion	3,6E-06	0,038
06 - Slamforbrænding m. fosforekstraktion	5,7E-06	0,009

Der er en relativ mindre undgået påvirkning for fotokemisk ozondannelse for de scenarier, hvor der produceres energi med undtagelse af Scenarie 8, hvor der sker en udledning af blandt andet metan, som medfører en samlet positiv udledning.

TABEL 25 OZONLAGSNEDBRYDNING OG FOTOKEMISKE OZONDANNELSE FOR SCENARIERNE 7-14

Scenarie	Ozonlags- nedbr. Kg CFC-11- ækv./ton TS	Fotokemisk ozon (smog) Kg C ₂ H ₄ - ækv./ton TS
07 - Direkte anvendelse	-2,7E-08	-0,023
08 – Kompostering	-9,2E-09	0,026
09 - Tørring + affaldsforbrænding	4,9E-08	-0,060
10 - Tørring + Medforbrænding	6,4E-08	-0,004
11 - Tørring + landbrug	-1,9E-08	-0,033
12 - Slamforbrænding + fosforekstraktion	3,6E-06	-0,062
13 - Slamforbrænding+deponi (uden fosforekstraktion)	3,7E-06	-0,065
14 - Kommunekemi tørring + forgasning + fosforekstraktion	5,8E-06	-0,019

5.1.5 Potentielle toksiske miljøeffekter

De karakteriserede potentielle toksiske miljøeffekter beskrives ikke på grund af kompleksiteten af beregningerne. Detaljer for resultaterne ses i Bilagsrapporten og de normaliserede potentielle toksicitetseffekter beskrives i afsnit 5.2.2.

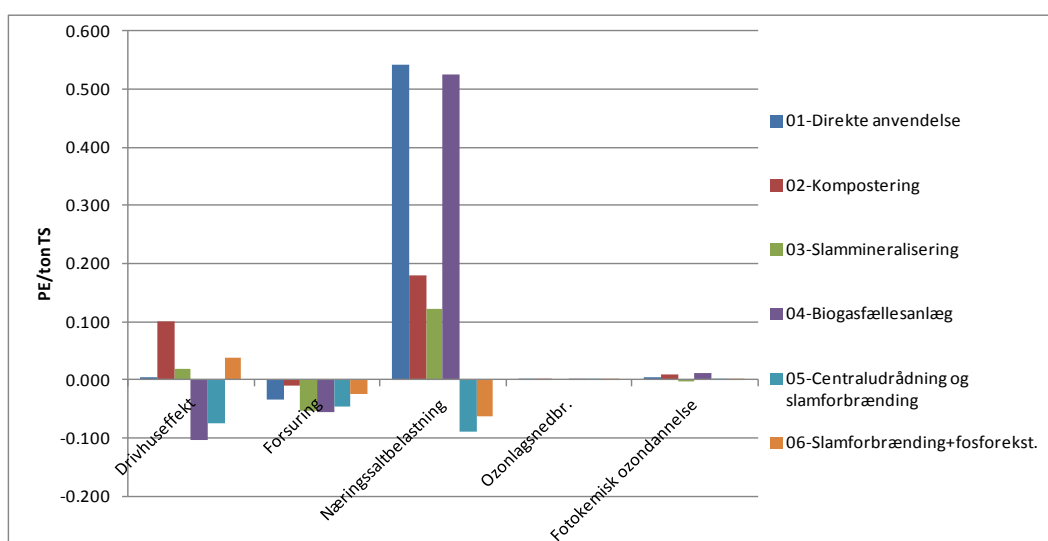
5.2 Normaliserede miljøeffekter

De normaliserede, potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne er i det følgende angivet i personækvivalenter (PE) pr. ton slam tørstof, idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person. Denne normalisering muliggør en sammenligning på tværs af effektkategorierne.

5.2.1 Ikke-toksiske miljøeffekter

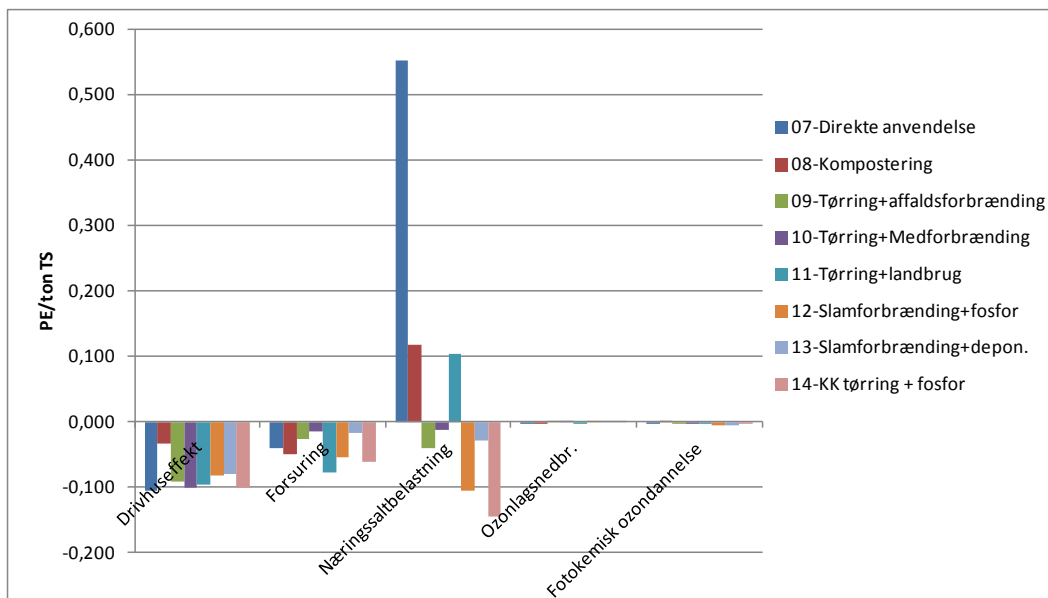
Figur 26 viser resultaterne for ikke-toksiske miljøkategorier for scenarierne 1-6, og det fremgår heraf, at drivhuseffekten, forsurening og næringssaltbelastningen er de væsentligste påvirkninger. Der er en størst undgået drivhuseffekt ved Scenarie 4 (biogassfællesanlæg), men samtidig en påvirkning på næringssaltbelastningen, som er væsentlige højere (ca. 0,5 PE).

Næringssaltbelastningen skyldes hovedsageligt en udvaskning af nitrat fra landbrugsjorden (Sc. 1-4), når slam eller komposteret slam anvendes i stedet for handelsgødning. Næringssaltbelastningen er dog meget afhængig af jordtype og de faktiske forhold omkring landbrugsjorden. Er jorden eksempelvis sandet, bliver overfladeafstrømningen væsentlig mindre, og næringssaltbelastningen fra slam på jord bliver tilnærmelsesvis uden betydning. I resultaterne er der forudsat, at ca. halvdelen af slammet udbringes på lerede jorde, mens resten udbringes på mere sandede jorde.



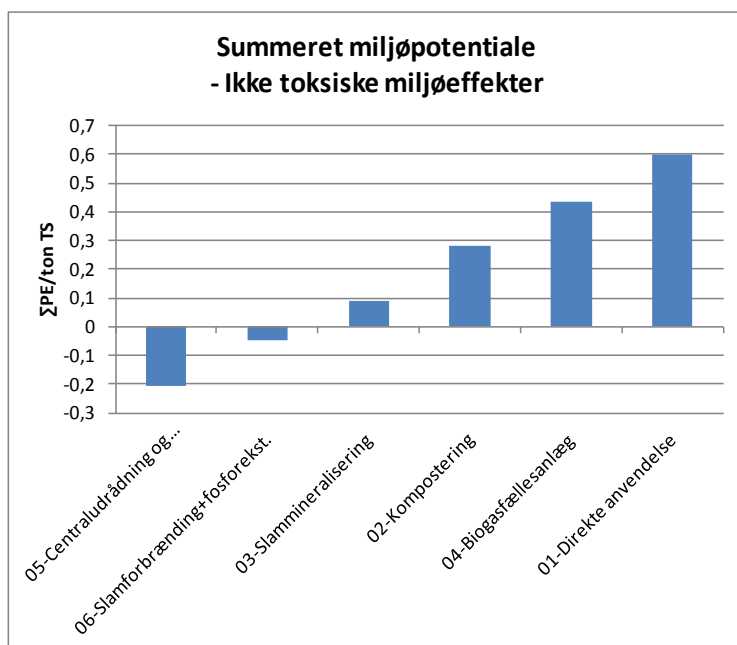
FIGUR 26 NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

Figur 27 viser tilsvarende resultat for scenarie 7 - 14. Her gælder, at der er en undgået klimapåvirkning, da der er et overskud af energi fra udrådningen, og at der er den største potentielle påvirkning for næringssaltbelastning for direkte anvendelse af slam på landbrugsjord (Sc. 7). Det væsentlige bidrag for næringssaltbelastning for scenarie 7 skyldes hovedsageligt udvaskningen af nitrat fra landbrugsjorden.



FIGUR 27 NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

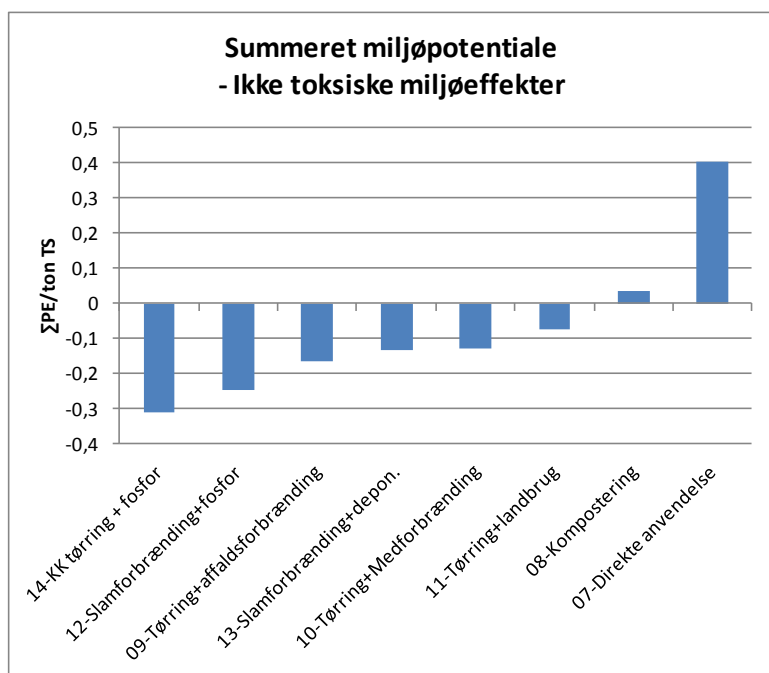
Ved rangordning af scenarier i alle de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier er der ikke et enkelt scenarie, som er bedst i alle kategorier. Der er således ikke ét scenarie, som uden forbehold kan siges at have den bedste miljøprofil. Med disse forbehold vurderes resultaterne for de ikke-toksiske påvirkningskategorier som en sum af hver normaliseret påvirkningskategori. Her fremgår det blandt andet, at Scenarie 5 og 6 er de behandlingsalternativer, som giver den mindste miljøbelastning for ikke toksiske effekter for aerobt stabiliseret slam, jf. Figur 28. Det skyldes at slammet ikke anvendes på landbrugsjord, hvor der potentielt kan ske en høj grad af nærings saltbelastning, hvorfor scenarie 1 og 4 har de ringeste miljøprofiler for aerobt stabiliseret slam.



FIGUR 28 SUMMEREDE NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

Ved at summere de ikke-toksiske miljøpotentialer for slam, som udrådnes, ses at tørrings- og slamforbrændingsscenarierne medfører de mindste potentielle påvirkninger, jf. Figur 29.

Her er det som ovenfor, at der sker en høj potentiel næringssaltbelastning ved de scenarier, hvor slammet bringes på landbrugsjorden, hvorfor Scenarie 7 - direkte anvendelse har den ringeste miljøprofil.



FIGUR 29 SUMMEREDE NORMALISEREDE RESULTATER FOR IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

5.2.2 Normaliserede toksiske miljøeffekter

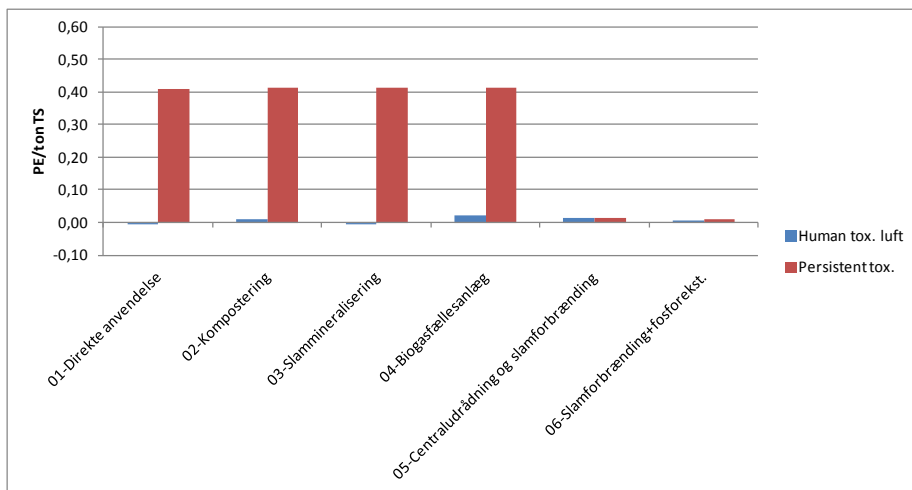
I dette afsnit beskrives de normaliserede toksiske miljøeffekter, som er beregnet ved anvendelse af EASEWASTE og USEtox.

5.2.2.1 EASEWASTE toksicitetsscreening for slamdisponering

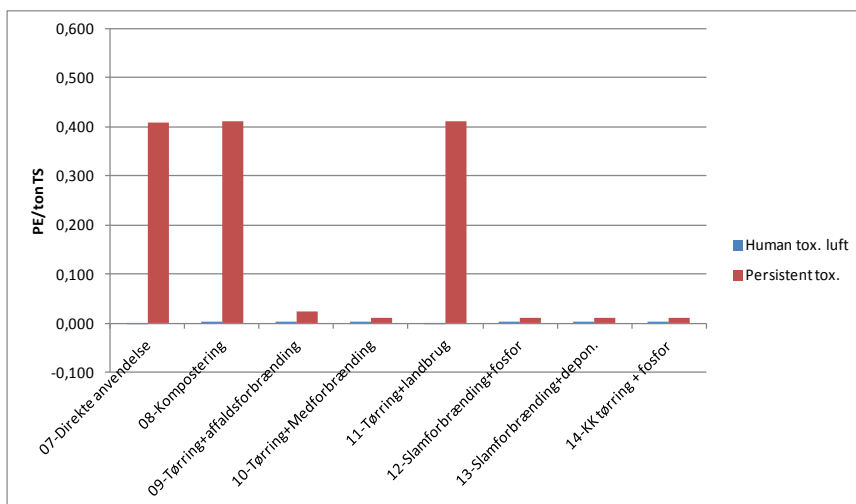
EASEWASTE anvendes i denne vurdering til screening af de toksiske miljøeffekter, som potentielt opstår ved håndtering og disponering af spildevandsslam. Kun enkelte miljøfremmede stoffer, som PAH'er og phtalater, er indeholdt i denne screening.

Resultaterne viser, at der er en væsentlig højere potentiel påvirkning på persistent toksicitet¹⁹ i forhold til human toksicitet via luft, se Figur 30 og Figur 31. Bidraget til persistent toksicitet skyldes hovedsageligt indholdet af kviksølv og kobber, som er i slammet, som bringes på landbrugsjorden..

¹⁹ Persistent toksicitet præsenterer et gennemsnit for økotoksicitet for jord og vand, samt for human toksicitet for jord og vand



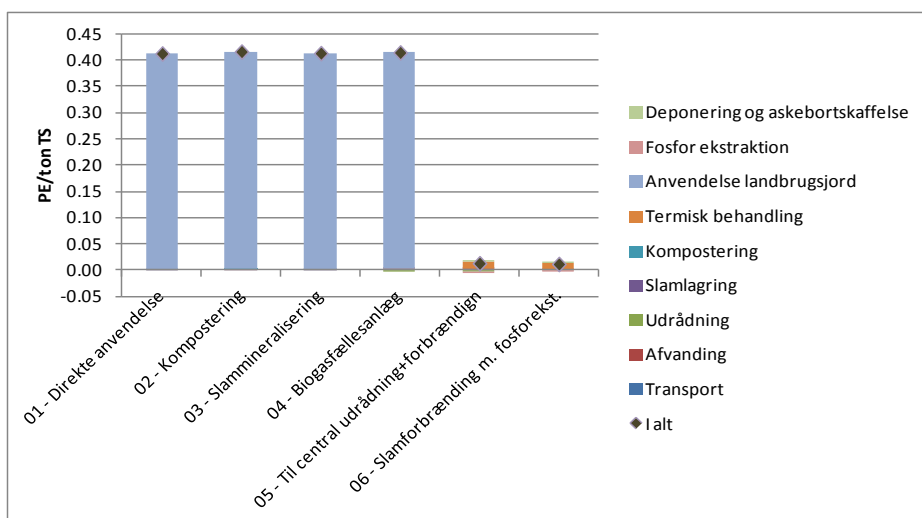
FIGUR 30 NORMALISEREDE RESULTATER FOR HUMAN OG PERSISTENT TOKSICITET FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6



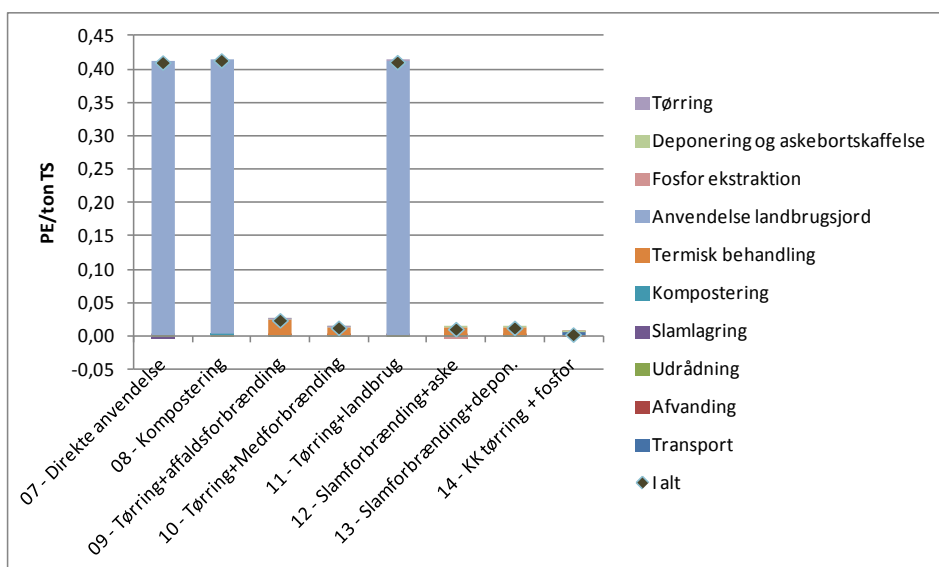
FIGUR 31 NORMALISEREDE RESULTATER FOR HUMAN OG PERSISTENT TOKSICITET FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

Bidragene til miljøeffekten persistent toksicitet skyldes hovedsageligt anvendelse af slam på landbrugsjord for de scenarier, hvor slam udspreddes på landbrugsjord (Figur 32 og Figur 33). Slamforbrænding bidrager ligeledes til denne miljøeffekt, men i væsentlig mindre skala, se Figur 32 og Figur 33. Øvrige aktiviteter som eksempelvis transport, udrådning og slamlagring bidrager stort set ikke til den beregnede persistente toksicitet.

Det vurderes herfor, at anvendelse af slam på landbrugsjorden er den aktivitet i hele proceskæden, som bidrager mest til den potentielle toksicitetsrisiko uanset om grænseværdierne for tungmetaller i slam er overholdt.



FIGUR 32 FORDELING AF PERSISTENT TOKSICITET PÅ AKTIVITETER FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6



FIGUR 33 FORDELING AF PERSISTENT TOKSICITET PÅ AKTIVITETER FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

For netop at fokusere og prioritere vigtigheden af at modellere toksiciteten mest korrekt ud fra den nyeste og mest opdaterede viden om stoffers egenskaber, er det valgt at anvende USEtox. USEtox anses p.t. for det mest pålidelige værktøj til vurdering af toksicitet. Øvrige processer som eksempelvis transport, kompostering og slamforbrænding er udeladt i USEtox-beregningerne, da disse anses for værende af marginal betydning jf. ovenstående Figur 32 og Figur 33. Desuden vil inklusionen af disse øvrige aktiviteter i USEtox være yderst ressourcekrævende.

5.2.2.2 USEtox beregninger for slam til jord

De toksiske miljøeffekter ved anvendelse af slam på jord er beregnet i USEtox og opgjort i human toksicitet til jord for kræftfremkaldende stoffer og for øvrige helbredsmæssige påvirkninger, se Tabel 26. Derudover er økotoksicitet for jord og ødelagt grundvand vurderet.

Som tidligere beskrevet er der stor forskel på karakteriseringsfaktorerne afhængig af det medie, slammet anvendes eller bortskaffes til (se afsnit 4.1.5). Derfor er det valgt at beskrive to situationer; anvendelse af slam på landbrugsjord (hvor afgrøden indtages og påvirker

mennesker) samt anvendelse af slam på konventionel jord (hvor afgrøderne anvendes til andet formål end humant indtag). Dette afspejles i nedenstående resultater.

Til landbrugsjord skyldes bidragene til potentiel human toksicitet, cancer, især af kviksvovltilførslen med slammet, som bidrager med ca. 69 % til denne toksicitetskategori (se Bilag 5, Tabel 22). For human tox. , ikke-cancer, skyldes 90 % af bidraget zinkindholdet i slammet. De miljøfremmede organiske stoffer, som indgår i beregningerne, bidrager samlet med under 1 % af toksicitetspotentialerne, og derfor vurderes det, at tungmetallerne umiddelbart udgør den største risiko for en eventuel forurening. Det bør dog nævnes, at for mange stoffer har det ikke været muligt at medregne disse i den samlede toksicitetsvurdering.

Ved anvendelse af slam på alm. jord, hvor afgrøderne ikke indtages af mennesker, skyldes 70 % bidraget til human toksicitet, cancer, arseniltførslen med slammet (se Bilag 5, Tabel 22). For human tox. , ikke-cancer, skyldes 79 % af bidraget zinkindholdet i slammet.

I Miljøstyrelsens rapport nr. 1406 (Miljøstyrelsen, 2012c) konkluderes det, at PFOS kan være betydende på lang sigt ved udspreddning af slam på landbrugsjord grundet påvirkning af jordens økosystemer. Da der ikke findes data for PFOS i USEtox, er det valgt at estimere en karakteriseringsfaktor til anvendelse af USEtox. Ved indsættelse af de målte koncentrationer af PFOS i slam i beregningerne viser resultaterne, at PFOS ikke har en væsentlig påvirkning i forhold til de andre potentielle miljøpåvirkninger.

Den oparbejdede fosforgødning forventes at have et væsentlig lavere indhold af tungmetaller end tilsvarende fosforgødning (Kristensen, 2012), hvorfor der vil ske en reduceret potentiel toksicitetspåvirkning, når fosforgødningen anvendes, og når der sammenlignes med konventionel fosforhandelsgødning.

De undgåede toksicitetspotentialer fra substitueret handelsgødning består hovedsageligt af bidrag, som skyldes indholdet af cadmium, nikkel og zink i handelsgødning (se Bilag 5 for yderligere detaljer).

**TABEL 26 TOKSICITET FRA ANVENDELSE AF SLAM OG FRA UNDGÅET BRUG AF FOSFOR
HANDELSGØDNING**

Normaliserede værdier Per ton slam tørstof	Human tox., jord, cancer PE	Human tox., jord, non-cancer PE	Økotox., jord PE	Ødelagt grundvands- ressource PE
Slam direkte				
Fra slam	0,05 - 0,7	0,64 - 34,7	2,37	0,02
Undgået fra handelsgødning	0,05 - 0,21	0,11 - 3,89	0,49	0,00
I alt for slam direkte	0 - 0,45	0,53 - 30,8	1,88	0,02
Komposteret slam				
Fra komposteret slam	0,05 - 0,7	0,64 - 34,7	2,37	0,02
Undgået fra handelsgødning	0,05 - 0,21	0,11 - 3,89	0,49	0,00
I alt for komposteret	0 - 0,45	0,53 - 30,8	1,88	0,02
Mineraliseret slam				
Fra mineraliseret slam	0,05 - 0,7	0,64 - 34,7	2,37	0,02
Undgået fra handelsgødning	0,05 - 0,21	0,11 - 3,89	0,49	0,00
I alt for mineraliseret	0 - 0,45	0,53 - 30,8	1,88	0,02
Fra oparbejdet fosforgødning				
Fra gødning fra oparbejdning*	0,06 - 0,06	0,22 - 0,22	0,8	-
Undgået fra handelsgødning	0,05 - 0,21	0,11 - 3,89	0,5	-
I alt for oparbejdet P-gødning	-0,15 - 0,02	-3,66 - 0,11	0,3	-

* sammensætning og indhold af metaller er oplyst af Kommunekemi

De normaliserede toksicitetsresultater for slam til jord indikerer, at human toksicitet for ikke-kræftfremkaldende stoffer kan være meget væsentlig med en potentiel påvirkning svarende fra ca. 0,5 op til ca. 31 PE. Denne påvirkning skyldes hovedsageligt indholdet af zink i slammet. Da dette er en meget betydelig potentiel påvirkning, er det valgt at beskrive årsagen hertil i detaljer til bibringelse af grundlag for vurdering af det samlede resultat. Den høje potentielle påvirkning af zink skyldes følgende forhold:

- Indholdet af zink II i slam er relativt højt (ca. 0,5 kg pr. ton tørstof)
- I USEtox anvendes en konservativ betragtning om, at al zink er biotilgængeligt
- Zink er et plantenæringsstof, som planterne behøver for at kunne vokse. Derfor har planterne en naturlig god evne til at optage zink fra jord.
- Zink optages nemt i fødekæden og ender dermed med at kunne udgøre en potentiel human påvirkning.

De miljøfremmede stoffer bidrager med under 1 % af de samlede potentialer. Derfor er der kun meget små forskelle på, om slammet har undergået en aerob proces, hvor de

miljøfremmede stoffer kan blive nedbrudt. Resultatet af denne nedbrydning kan derfor ikke aflæses af Tabel 26.

Potentialet for økotoksicitet via jord er på ca. 2 PE og skyldes hovedsageligt indholdet af zink og kobber i slammet.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som når grundvandet, kan potentielt forurene grundvandsressourcen med op til 0,2 PE pr. ton TS slam. Denne forurening skyldes især bly, PAH'er og DEHP.

Som det ses af ovenstående, vurderes zink beregningsmæssigt at udgøre en stor potentiel miljøpåvirkning. Dog må det understreges, at den faktiske biotilgængelighed og dermed optaget af zink er kraftigt overestimeret i beregningerne. Det vurderes derfor, at USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer er uegnet til en toksicitetsvurdering for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjorde.

Der er ikke udført toksicitetsvurdering for anvendelse af fosfor, som er ekstraheret fra slammaske, da det endelige indhold af tungmetaller ikke kendes nøjagtigt.

5.3 Ressourceforbrug

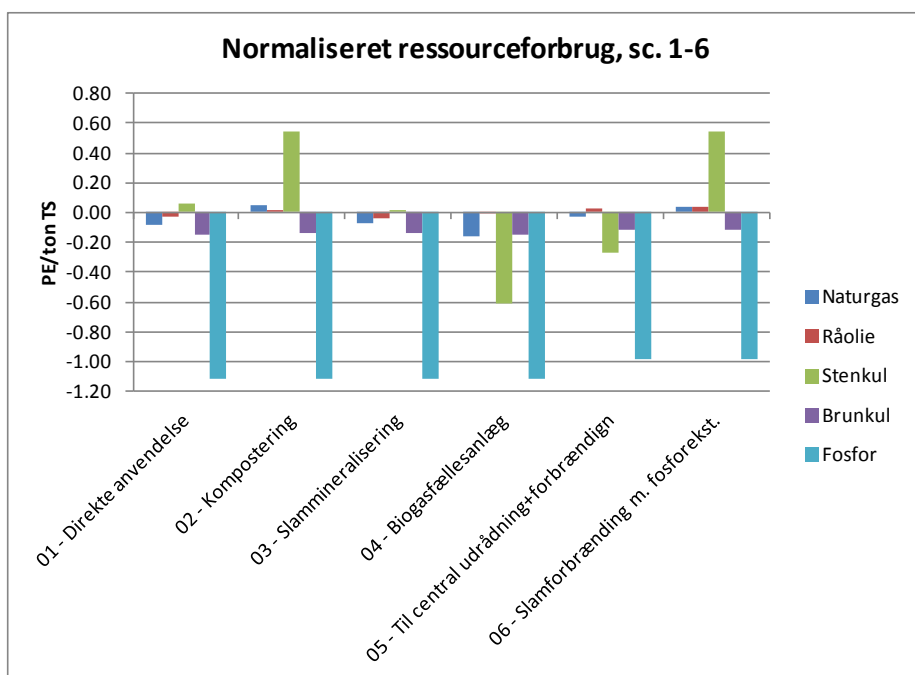
Resultaterne for ressourcetræk er ligeledes opgjort i personækvivalenter, som indikerer størrelsen af forbrug relateret til en gennemsnitsperson (se afsnit 3.1). Resultaterne for de udvalgte ressourcer, som er vurderet, indikerer, at fosfor og stenkul er de ressourcer, som har relativt mest betydning i forhold til nuværende forbrug.

Ved nyttiggørelse af næringssaltene i slam undgås et ressourcetræk på fosfor på ca. 31 kg eller svarende til 1,1 personækvivalent per ton tørstof slam. Ved produktion af fosfor handelsgødning antages, at der er et ressourcetræk på ca. 1,08 kg P per kg ren fosforgødning, hvorfor 29 kg P i slammet medfører et undgået ressourcetræk på ca. 31 kg P.

Ved scenarier, hvor slam forbrændes på dedikerede slamforbrændingsanlæg med efterfølgende fosforekstraktion fra slamasken, er der en lettere reduceret genanvendelse af fosfor på ca. 95 % eller svarende til ca. 1,0 PE.

Halmforbruget i kompostering har et ressourcetræk på stenkul på ca. 0,5 PE per ton TS, og tilsvarende har slamforbrænding med fosforekstraktion fra slammaske (sc. 6) et ressourcetræk svarende til 0,5 PE/ton TS på grund af energiforbruget til ekstraktionsprocessen.

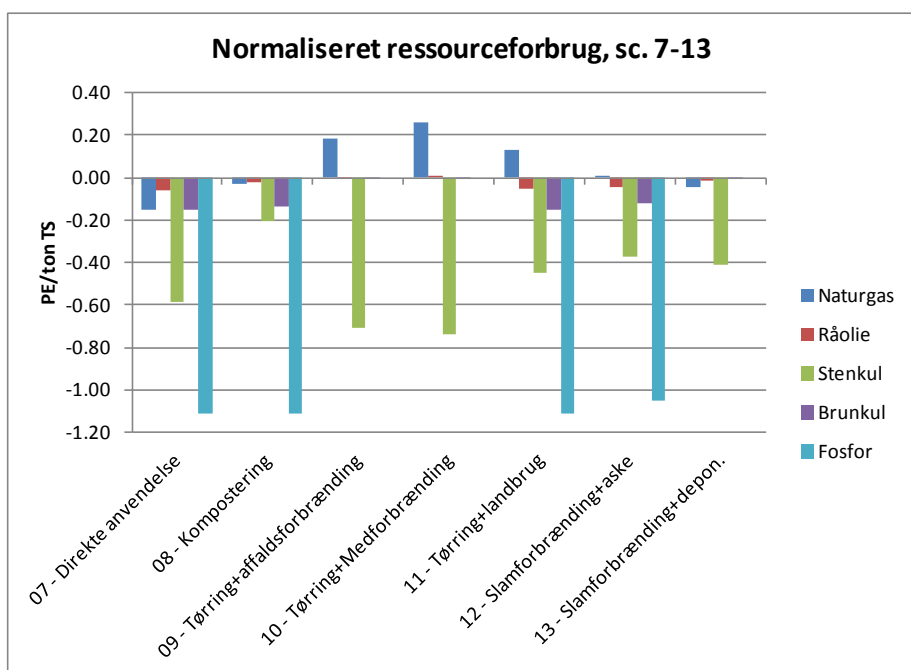
Ressourcebesparelsen af fosfor ved udbringning af slam er ca. 30 kg per ton tørstof slam, svarende til ca. 1,1 PE. Fosfor er herved den væsentligste af de vurderede ressourcer. Ved nyttiggørelsen af al spildevandsslam i Danmark, vurderes en genanvendelse af fosformængde på ca. 4000 ton svarende til ca. 150.000 PE.



FIGUR 34 NORMALISEREDE RESSOURCEFORBRUG FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

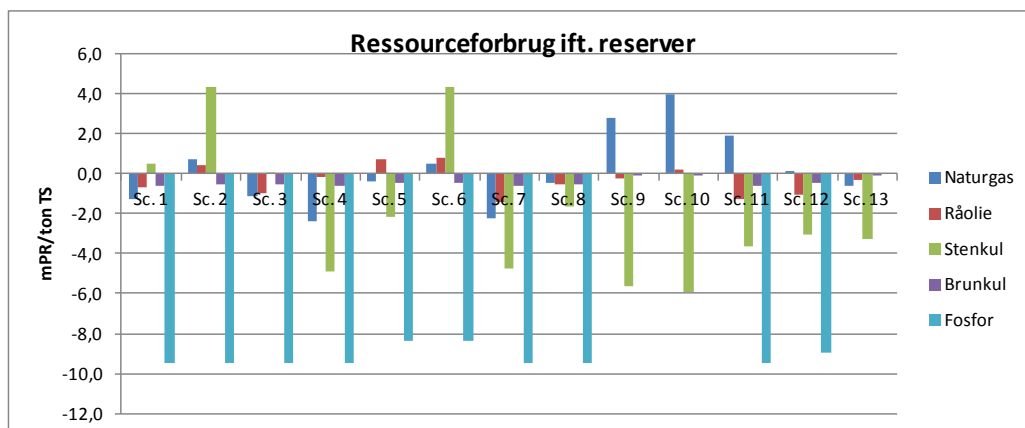
Ved at udrådne slam, hvorved der produceres el og varme, er der for scenarierne 7 til 13 (ressourcetrækket er ikke opgjort for Sc. 14) et undgået ressourceforbrug på stenkul på ca. 0,4 til 0,6 PE/ton TS slam. Det største undgåede træk på stenkul er ved sc. 10, hvor slam tørres og erstatter kul i cementproduktion, hvor der dog er et træk på naturgasressourcen.

Tilsvarende er der for scenarier, hvor fosforen recirkulerer et undgået ressourcetræk på fosfor på ca. 1,1 PE/ton TS slam. For Scenarie 12, hvor der sker en fosforekstraktion fra slamaske, er nyttiggørelsen af fosfor dog lidt mindre.



FIGUR 35 NORMALISEREDE RESSOURCEFORBRUG FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 13

Ressourceforbruget kan også sættes i forhold til de anslåede reserver af de enkelte ressourcer, hvorved forbrug opgives i ressource reserver. Her ses også, at fosfor er den ressource, som har den største undgåede forbrug, se Figur 36.



FIGUR 36 RESSOURCEFORBRUG OPGJORT I MILLI-PERSONRESERVER FOR ALLE SCENARIER

5.4 Følsomhedsanalyser

For at vurdere robustheden af resultaterne i analysen er der gennemført en række følsomhedsanalyser for at identificere de væsentligste faktorer og betingelser, som gør sig gældende for resultaterne.

De parametre, som er udvalgt til følsomhedsanalyser, er udvalgt ud fra resultaterne og ud fra de erfaringer, som tidligere har indikeret at have en væsentlig indflydelse på enten transport, energibalancer eller processpecifikke emissioner.

- Sammensætning af spildevandsslam
- Stort fælles slamforbrændingsanlæg
- Transportafstande
- Energiforbrug til afvanding, udrådning og tørring
- Naturgasbaseret elproduktion
- Naturgasbaseret fjernvarmeproduktion
- Energiproduktion på slamforbrænding
- Kontrolleret struvit-udfældning
- Kulstofbinding
- Udledning af drivhusgasser fra kompostering, lagring og slammineralisering
- Slam, som erstatter gylle

5.4.1 Sammensætning af spildevandsslam

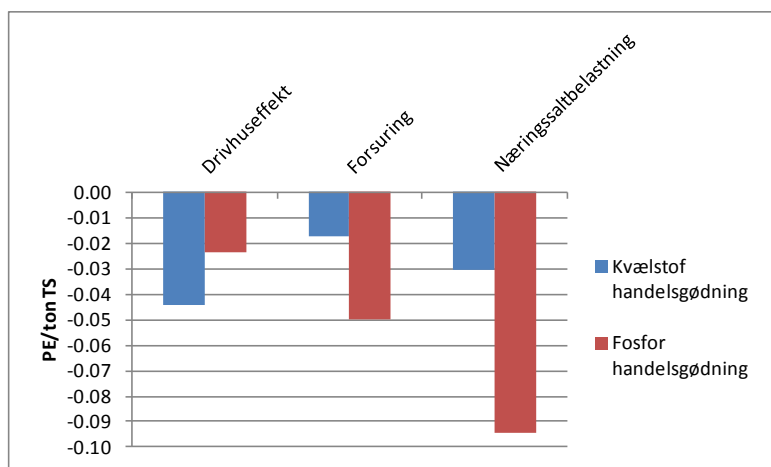
De miljømæssige konsekvenser for anvendelse for spildevandsslam er afhængige af både slammets tørstof og vandindhold, tungmetaller og miljøfremmede stoffer samt af næringssaltene.

Transporten er afhængig af vandindholdet, hvorfor en bedre afvanding vil reducere transportbehovet. Transportarbejdet bidrager dog med meget begrænset effekt på samtlige miljøeffekter, hvorfor en ændret tørstofprocent ikke vil ændre afgørende på de samlede

resultater. Transport af forafvandet slam med lavt tørstofindhold har dog nogen betydning på drivhusgasbalancen samt for potentiel human toksicitet.

Næringssaltindholdet har betydning for den fortrængte mængde handelsgødning, når slam anvendes som jordforbedringsmiddel. Effekten af dette er vurderet ved at variere indholdet af kvælstof og fosfor og samtidig vurdere på erstatningsforholdene for henholdsvis kvælstof og fosfor i forhold til handelsgødning.

Figur 37 viser de fortrængte miljøpåvirkning for substitution af handelsgødning. Kvælstof handelsgødning bidrager med en væsentlig undgået udledning på ca. 340 kg CO₂-ækv. (Sc. 1, ca. 0,04 PE) mens substitution af fosforhandelsgødning fortrænger en udledning på ca. 180 kg CO₂-ækv. per ton tørstof (for Sc. 1, 0,02 PE). Den undgåede udledning af næringssalte er på ca. 1,4 kg (0,03 PE) og 4,3 kg NO₃⁻-ækvivalenter (0,09 PE) for substitution af hhv. kvælstofgødning og fosforgødning.

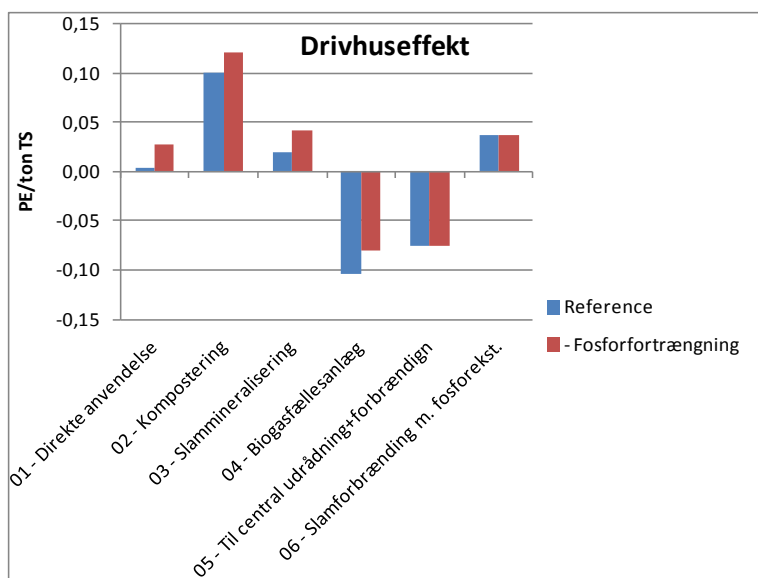


FIGUR 37 NORMALISEREDE IKKE-TOKSISKE MILJØEFFEKTER VED FORTRÆNGNING AF KVÆLSTOF OG FOSFOR HANDELSGØDNING, SC. 1

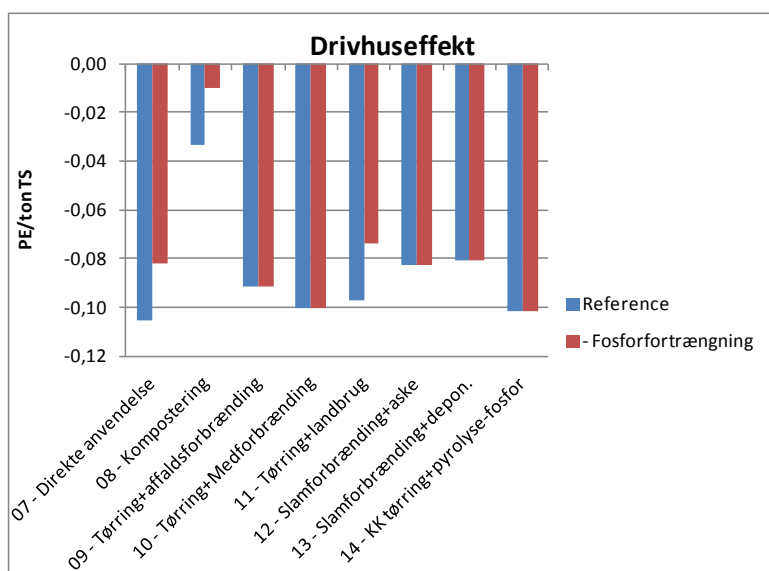
Kvælstof indregnes i gødningsregnskaberne, og derfor kan det vurderes, hvordan kvælstof i slam erstatter handelsgødning. Derimod er der ikke pligt for landmændene at indberette fosforgødsningen i gødningsregnskaber, hvorfor det er helt op til det enkelte landbrug at vurdere hvor meget fosforhandelsgødning, der eventuelt skal suppleres med, når der er anvendt slam. Der er altså en stor grad af usikkerhed på, hvordan fosfor i slam udnyttes og reelt fortrænger fosforhandelsgødning.

Det er dog ikke afgørende for de samlede miljømæssige resultater, hvis det antages, at fosfor ikke fortrænges, se Figur 38 til Figur 42.

Udledningen af drivhusgasser stiger, når substitution af ny fosforhandelsgødning ikke medregnes, og denne virkning er mest markant ved Sc. 1, 2, 3, 7 og 8 (se Figur 38 og Figur 39).

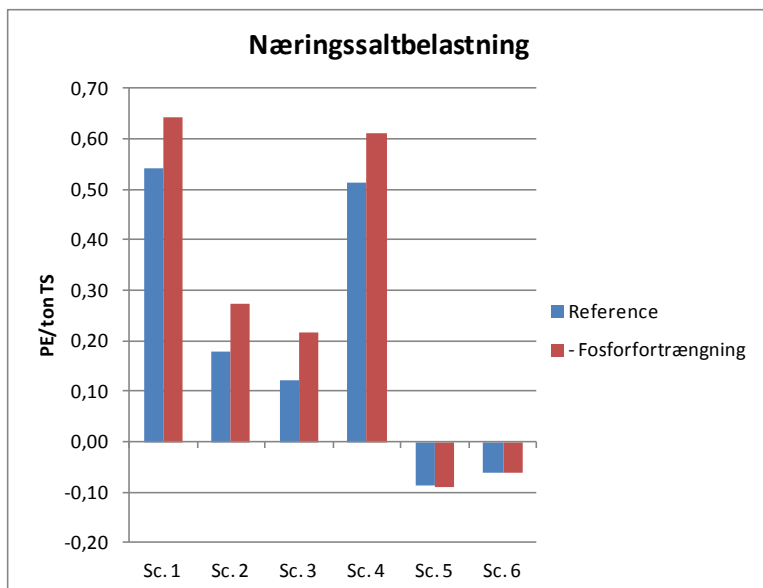


FIGUR 38 UDLEDNING AF DRIVHUSGASER, NORMALISEREDE, UDEN FORTRÆNGNING AF FOSFOR HANDELSGØDNING FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6

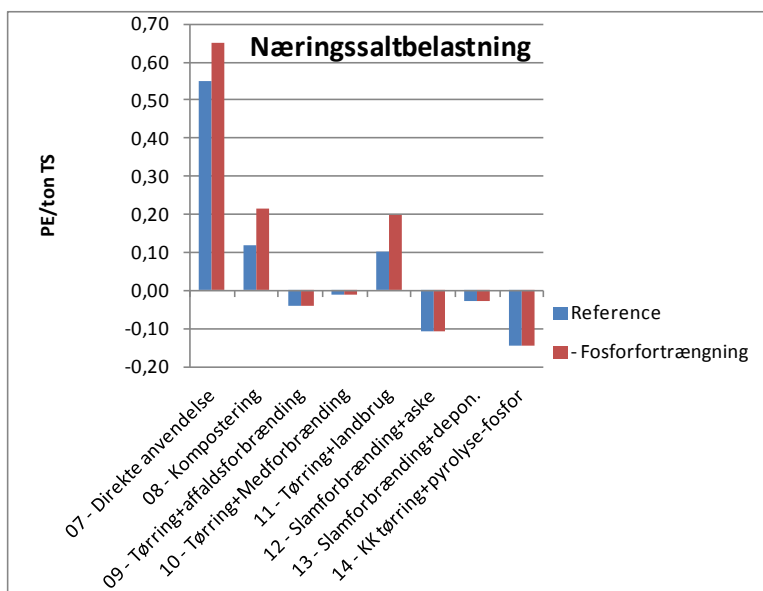


FIGUR 39 UDLEDNING AF DRIVHUSGASER, NORMALISEREDE, UDEN FORTRÆNGNING AF FOSFOR HANDELSGØDNING FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

Udledningen af næringssalte stiger ligeledes, når produktionen af ny fosforhandelsgødning ikke medregnes, og denne effekt er mest markant ved Scenarie 1 til 4 samt for, 7, 8 og 11 (se Figur 40 og Figur 41).



FIGUR 40 UDLEDNING AF NÆRINGSSALTE, NORMALISEREDE, UDEN FORTRÆNGNING AF FOSFOR HANDELSGØDNING FOR IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 1 - 6



FIGUR 41 UDLEDNING AF NÆRINGSSALTE, NORMALISEREDE, UDEN FORTRÆNGNING AF FOSFOR HANDELSGØDNING FOR UDRÅDNET SLAM, SC. 7 - 14

5.4.2 Transportafstande

Transportafstande for slam, som køres til jordbrugsformål, er i referencescenarierne på 25 km i gennemsnit. Øges denne gennemsnitlige afstand til 100 km, ændres resultaterne ikke i væsentlig omfang, da transportarbejdet af slam har meget lidt betydning på resultaterne.

En øget transportafstand til jordbrugsformål vil have størst relativ betydning for scenarie 1, hvor slam køres direkte ud på landbrugsjorden med et tørstofindhold på 25 %. Her vil den samlede CO₂ udledning fra scenariet stige med ca. 28 kg CO₂-ækv. fra 29 kg CO₂-ækv. til ca. 57 kg CO₂-ækv. per ton tørstof slam.

5.4.3 Energiforbrug (udrådnings, afvanding og tørring)

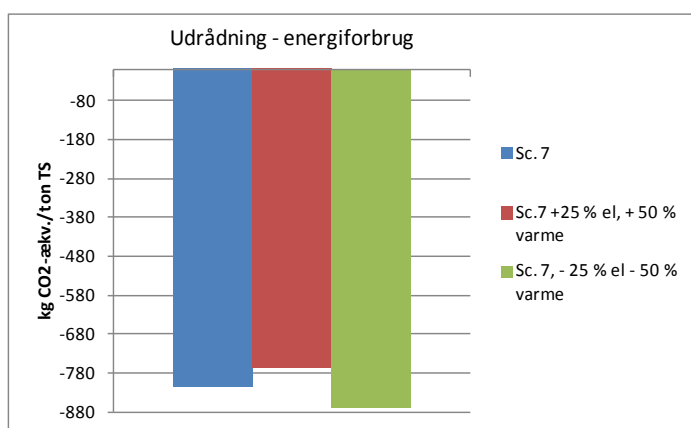
Energibalancerne har ofte afgørende betydning for de miljømæssige konsekvenser. Derfor er det vigtigt at vurdere, hvorledes energiforbrugene til de enkelte aktiviteter bidrager.

Udrådning, afvanding og tørring er nogle af de mest energikrævende processer, hvorfor el og varmekonsumet til disse varierer for at vurdere de samlede miljømæssige konsekvenser af ændret energiforbrug. Tabel 27 viser variationerne, som er vurderet for el- og varmekonsumet for de tre energikrævende processer.

TABEL 27 VARIATION PÅ ENERGIFORBRUG I FØLSOMHEDSANALYSE

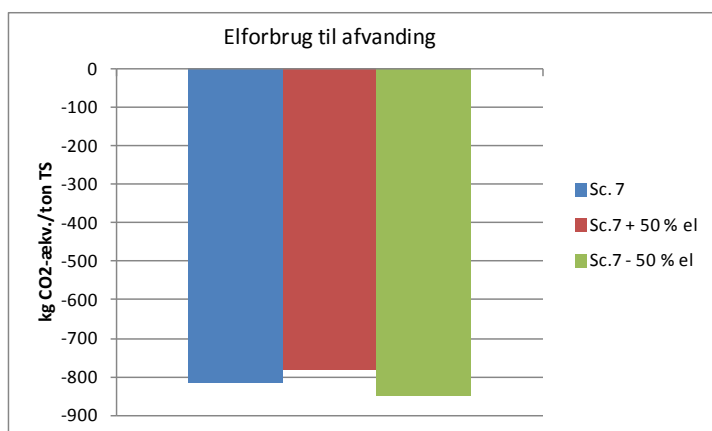
	Elforbrug	Varme/brændstof- forbrug
Udrådning	±25 %	± 50%
Afvanding	± 50%	-
Tørring	± 50%	± 50%

Energiforbruget til udrådning har relativ lille betydning for de samlede resultater, herunder på udledningen af drivhusgasser, se Figur 42. Den samlede ændring på udledning af drivhusgasser er på ca. ±6 %.



FIGUR 42 SAMLET UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FOR ÆNDRET ENERGIFORBRUG TIL UDRÅDNING, SC. 7 (DIREKTE ANVENDELSE)

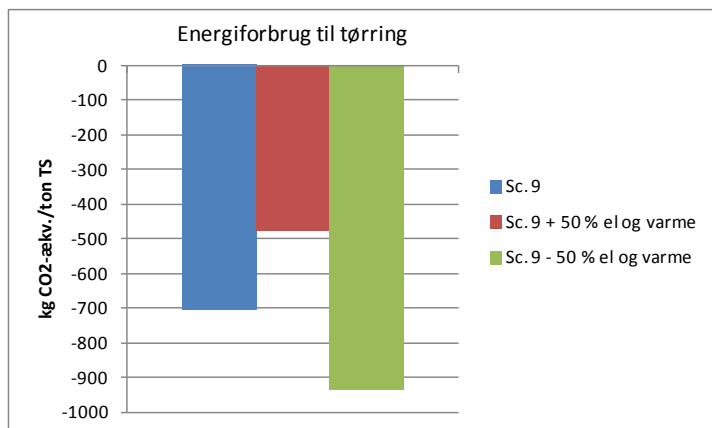
Figur 43 viser, at elforbruget til afvanding ligeledes har meget lidt påvirkning på den samlede udledning af drivhusgasser. Den samlede ændring på udledning af drivhusgasser er på ca. ±4 %.



FIGUR 43 SAMLET UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FOR ÆNDRET ENERGIFORBRUG TIL AFVANDING, SC. 7 (DIREKTE ANVENDELSE)

Figur 44 viser den samlede udledning af drivhusgasser for ændret energiforbrug til tørring for scenarie 9 og viser, at resultatet er meget følsomt overfor et øget eller reduceret energiforbrug. Den samlede drivhusgasbalance ændres med ca. 33 % eller ca. ± 200 kg CO₂-ækvivalenter ved et ændret energiforbrug på ± 50 %.

Det betyder, at hvis egetforbruget øges med 50 %, bliver den undgåede udledning af drivhusgasser lidt mindre end slamforbrænding, og hvis egetforbruget kan reduceres med op til 50 %, bliver den undgåede udledning væsentlig større end dedikeret slamforbrænding.



FIGUR 44 SAMLET UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FOR ÆNDRET ENERGIFORBRUG TIL TØRRING AF SLAM, SC. 9 (TØRRING OG AFFALDSFORBRÆNDING)

5.4.4 Naturgasbaseret el

Der udføres en følsomhedsvurdering på de marginale energikilder til elektricitetsproduktion. Dette får betydning for de aktiviteter, som forbruger elektricitet, hvor den afledte emission af drivhusgasser falder. Derfor vurderes resultatet, hvis det antages, at den marginale elproduktion baseres på naturgas frem for hovedsageligt at være baseret på kul i referencescenariet. Dette medfører en reduceret udledning af blandt andet drivhusgasser fra elforbrug.

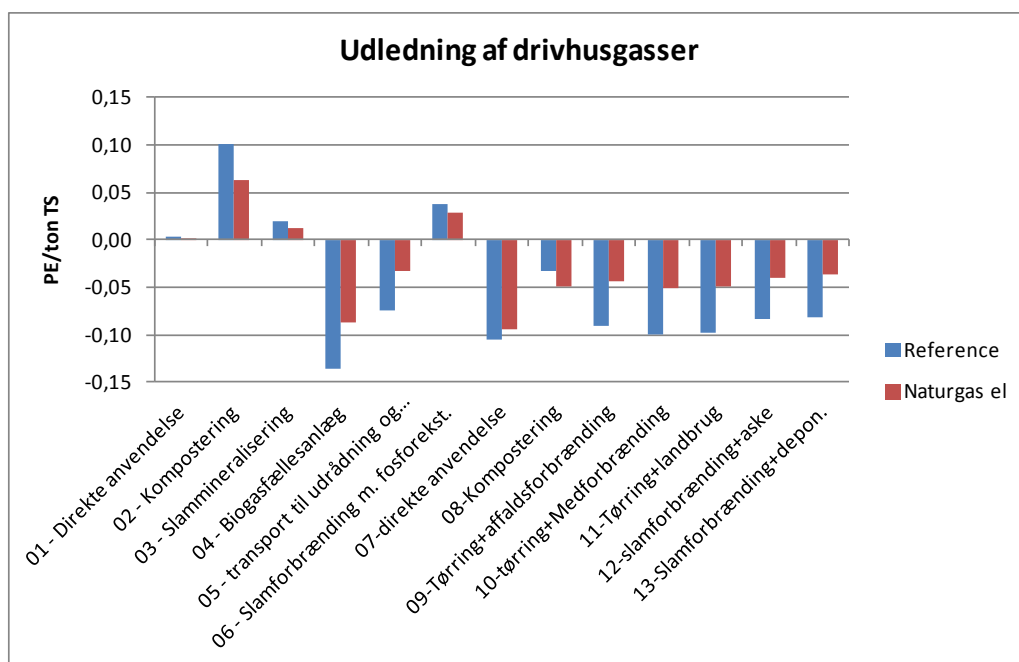
TABEL 28 FORUDSÆTNINGER FOR ELPRODUKTION

CO ₂ udledning ved elforbrug i 2020	G CO ₂ -ækv. per kWh
CO ₂ udledning ved marginal elproduktion fremskrevet af ENS	844*
CO ₂ udledning ved el baseret på naturgas	501*

* beregnet i EASEWASTE

Figur 45 viser udledning af drivhusgasser for referencesystemet med den marginale elproduktion fremskrevet af Energistyrelsen, og hvor naturgas er marginal energikilde for elproduktion.

Det ses heraf, at der er væsentlige forskelle, men at ændringerne gælder bredt for de fleste scenarier. Resultatet fra anvendelsen af naturgasbaseret elektricitet forbedrer resultatet relativt for scenarier med et højt elforbrug og forværrer resultatet for de scenarier, som har en elproduktion fra udnyttelse af biogas. Det betyder samtidig, at kulstofbinding og substitution af handelsgødning får større relativ betydning. Det har dog ingen væsentlig effekt på de samlede konklusioner og rangorden på scenarierne.



FIGUR 45 RESULTAT FOR UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER VED NATURGASBASERET ELPRODUKTION, SC. 1-13

5.4.5 Naturgasbaseret fjernvarme

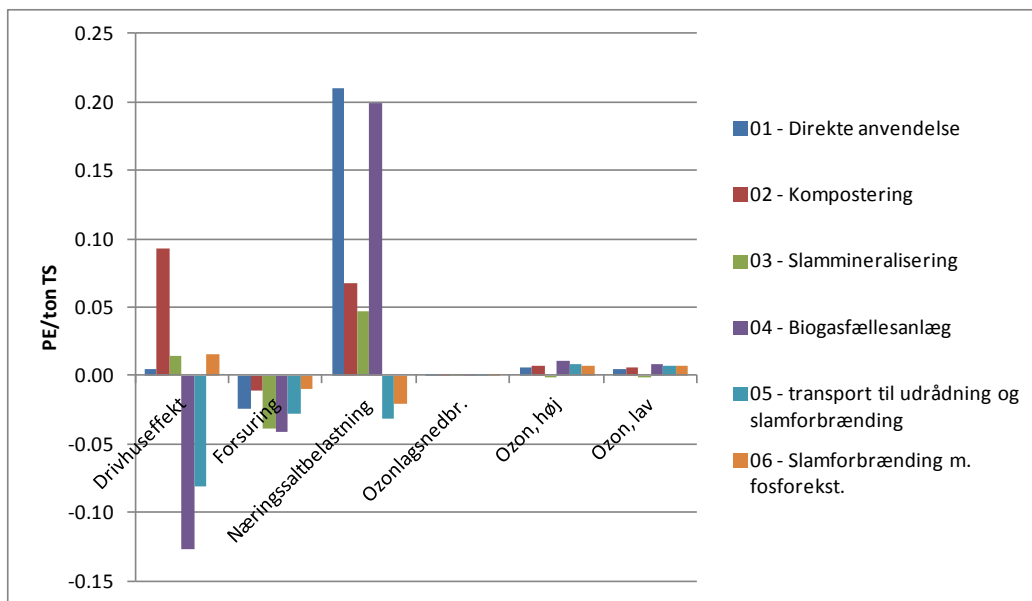
Ligeledes udarbejdes der en analyse for hvilken effekt, den marginale varmeproduktion har på resultatet, ved at antage, at den producerede fjernvarme fortrænger naturgas og ikke Energistyrelsens fremskrevne gennemsnitlige værdi. Herved får fjernvarme en højere udledning per anvendt enhed fjernvarme.

TABEL 29 FORUDSÆTNINGER FOR FJERNVARMEPRODUKTION

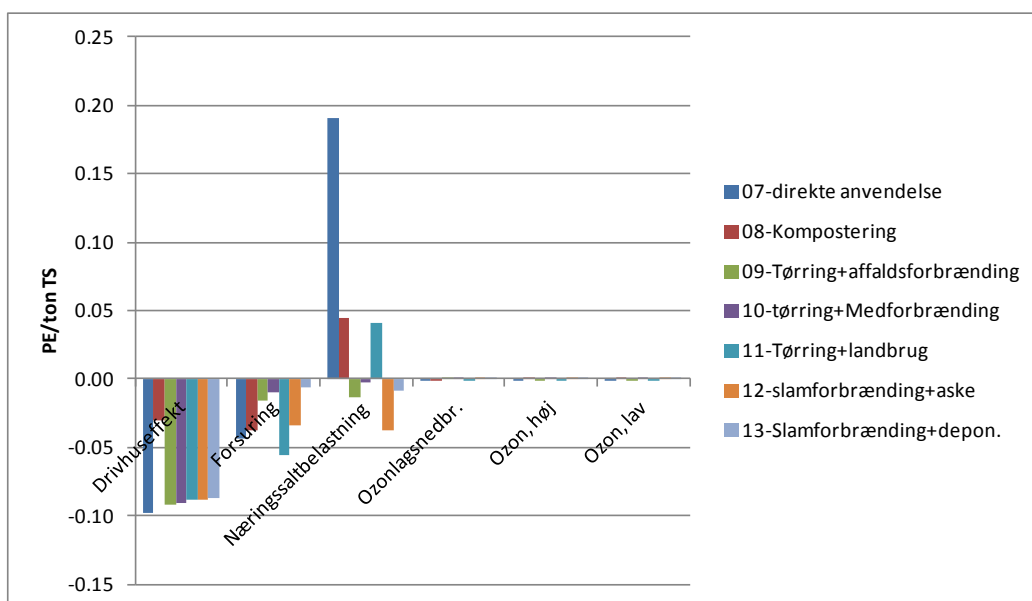
CO ₂ udledning ved fjernvarmeforbrug i 2020	G CO ₂ -ækv. per MJ
CO ₂ udledning gennemsnitlig fjernvarmeproduktion fremskrevet af ENS	43*
CO ₂ udledning ved marginal fjernvarmeproduktion baseret på naturgas	59**

* oplyst af Energistyrelsen 2011; ** beregnet i EASEWASTE med 125 % varmeeffektivitetsgrad

Resultatet fra anvendelsen af naturgasbaseret fjernvarmeproduktion forbedrer resultatet relativt for de scenarier, som har varmeproduktion fra udnyttelsen af biogas. Derimod forværres resultatet for de scenarier, som har et højt egetforbrug af varme som eksempelvis tørring. Det betyder samtidig, at slamforbrænding bliver relativt bedre i forhold til udledning af drivhusgasser sammenlignet med scenarier, hvor slammet bringes på landbrugsjorden, da der i disse scenarier med slamforbrænding produceres fjernvarme, se Figur 46 og Figur 47.



FIGUR 46 RESULTAT FOR IKKE-TOKSISKE EFFEKTER VED NATURGASBASERET FJERNVARME, SC. 1 - 6



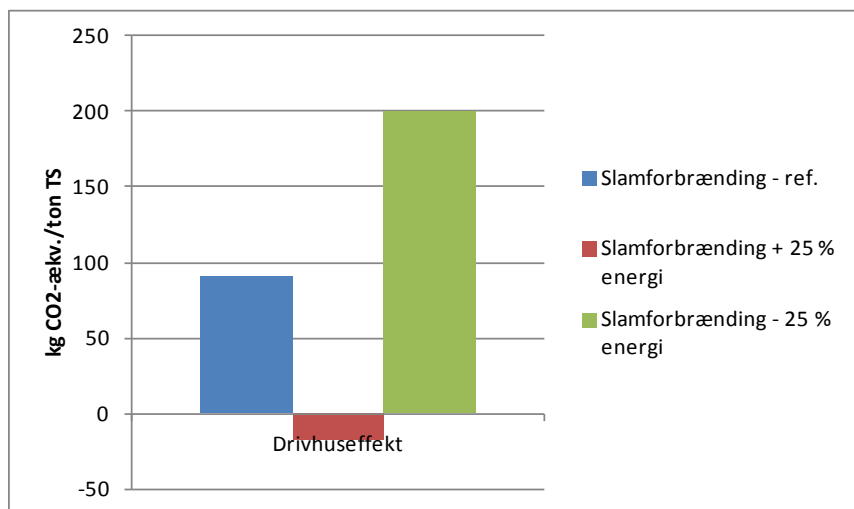
FIGUR 47 RESULTAT FOR IKKE-TOKSISKE EFFEKTER VED NATURGASBASERET FJERNVARME, SC. 7 - 14

5.4.6 Energiproduktion (slamforbrænding/kondensering)

Da energibalancerne har afgørende betydning for de miljømæssige konsekvenser, er det afgørende at vurdere, hvor betydningsfuld energiproduktionen er ved både udrådning af slam og ved forbrænding af slam.

Ved udrådning er der en positiv miljømæssig balance, hvor udledningen af blandt andet drivhusgasser er negativ, da der produceres væsentlig mere energi, end der anvendes til udrådning. En øget energieffektivitet vil blot gøre denne fordel endnu større.

Moderne slamforbrændingsanlæg har kondensering både fra fortørningsprocessen samt fra røggassen. Det er antaget, at der nyttiggøres ca. 9 GJ/ton TS ved slamforbrænding, men kan varmegenvindingen yderligere forbedres, kan den samlede drivhusgasbalance gå fra at være negativ til at være positiv. Figur 48 viser, at ved en nyttiggørelse på 25 % mere kan der opnås en samlet besparelse på CO₂ udledningen på ca. 20 kg CO₂-ækv. per ton tørstof ved ikke-udrånnet slam (Sc. 6).



FIGUR 48 DRIVHUSGASBALANCE FOR SLAMFORBRÆNDING, VED ÆNDRET ENERGINYTTIGGØRELSE, SC. 6 (DIREKTE ANVENDELSE)

5.4.7 Kontrolleret struvitudfældning og produktion af fosforgødning

Denne følsomhedsanalyse ser på kontrolleret udfældning af struvit fra rejeckt vandet (til produktion af fosforgødning) i forbindelse med afvanding af slammet inden slamforbrænding (se Figur 49).

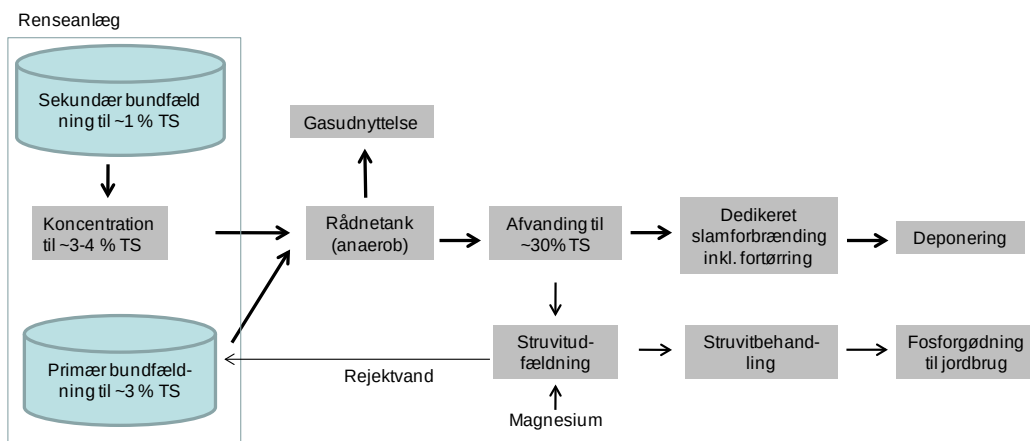
5.4.7.1 Forudsætninger for kontrolleret struvit udfældning

Struvit eller MAP (Magnesiumammoniumfosfat) er et mineral bestående af magnesium, ammonium og fosfat.

På renseanlæg kan struvit give driftsproblemer, når struvitudfældninger sker ukontrolleret i rørene. Struvit kan dog også udfældes kontrolleret fra rejeckt vandet fra afvanding. Der skal være magnesium og ammonium til stede, men da der vil være underskud af magnesium, skal denne tilsættes rejeckt vandet fra afvandingen enten i form af magnesiumklorid eller ved brug af havvand (Balslev, 2011).

Det skal bemærkes, at en væsentlig del af fosforen fortsat vil være bundet i slamfasen og ikke i rejeckt vandet, hvorfor kun op mod ca. 30 til 40 % af fosforindholdet kan udfældes med struvit. De resterende 60 - 70 % af fosforen vil fortsat findes i slammet.

Struvit kan anvendes direkte som gødning til jordbrugsmæssige formål.



Figur 49 Afrgænsning for kontrolleret struvitudfældning

Der har været et pilotanlæg stående på renseanlægget i Aaby, hvor udfældningen af struvit er sket. Resultaterne herfra viser blandt andet, at indholdet af tungmetaller i struvitten er væsentlig lavere end i slammet, både når der måles per kg tørstof og i forhold til fosforindholdet. Der er dog ingen oplysninger om, hvorledes de miljøfremmede stoffer fordeler sig, og om de hovedsageligt findes i slammet eller i struvitten.

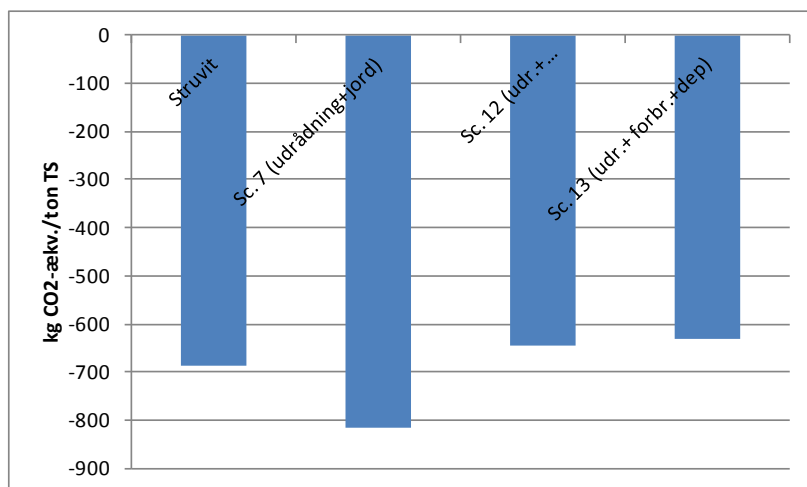
Der produceres ca. 80 kg struvit tørstof (med et indhold på i alt ca. 10,5 kg P.) per ton tørstof slam.

TABEL 30 TUNGMETALLER I SLAM OG I STRUVIT (KILDE: BALSLEV OG LANDGREN)

		Slam Aaby Renseanlæg	Struvit Aaby 15/2-2011	Struvit Aaby 25/3-2011
TS	%	23,7	-	-
N	% af TS	5,4	-	-
P	% af TS	3,22	-	-
N	% af prøve	-	5,4	5,5
P	% af prøve	-	12,7	12,8
Mg	% af prøve	-	10,1	9,98
Cd	mg/kgTS	0,9	0,05	0,06
Hg	mg/kgTS	0,5	<0,1	<0,1
Pb	mg/kgTS	23	<0,2	<0,2
Ni	mg/kgTS	24,4	0,4	0,5
Cr	mg/kgTS	17,1	4,7	4,5
Zn	mg/kgTS	580	5	7,4
Cu	mg/kgTS	230	3,7	0,8
Cd	mg/kgP	28	0,39	0,47
Hg	mg/kgP	16	0,79	0,78
Pb	mg/kgP	714	1,57	1,56
Ni	mg/kgP	758	3,15	3,91

5.4.7.2 Resultater for kontrolleret struvitudfældning

Scenariet med struvitudfældning medfører en mindre undgået udledning af drivhusgasser end direkte anvendelse af udrådnetslam, hvilket skyldes, at der ikke lagres kulstof i jorden. Udledningen af drivhusgasser er på niveau med scenarie 12 og 13, hvor slammet forbrændes.



FIGUR 50 CO2 UDLEDNING FOR STRUVIT SAMMENHOLDT MED SC. 7, 12 OG 13

Da struvit indeholder meget begrænsede mængder metaller, er der kun et meget lille toksicitetspotentiale fra anvendelse af struvit på landbrugsjorden. Da indholdet for visse metaller som cadmium og bly er højere i handelsgødning, er der et besparet potentiale. Det skal dog nævnes, at der ikke er en fyldestgørende sammensætning for struvit, som også bør indeholde analyser af miljøfremmede stoffer.

TABEL 31 NORMALISEREDE TOKSICITETSPOTENTIALER FOR STRUVITANVENDELSE

Normaliserede værdier Per ton slam tørstof	Human tox., jord, cancer PE	Human tox., jord, non-cancer PE	Økotox., jord PE	Ødelagt grundvands ressource PE
Slam direkte				
Fra struvit	0,01	0,05	0,0	0,01
Undgået fra handelsgødning	0,25	4,34	0,49	0,01
I alt	-0,2	-4,3	-0,5	0,00

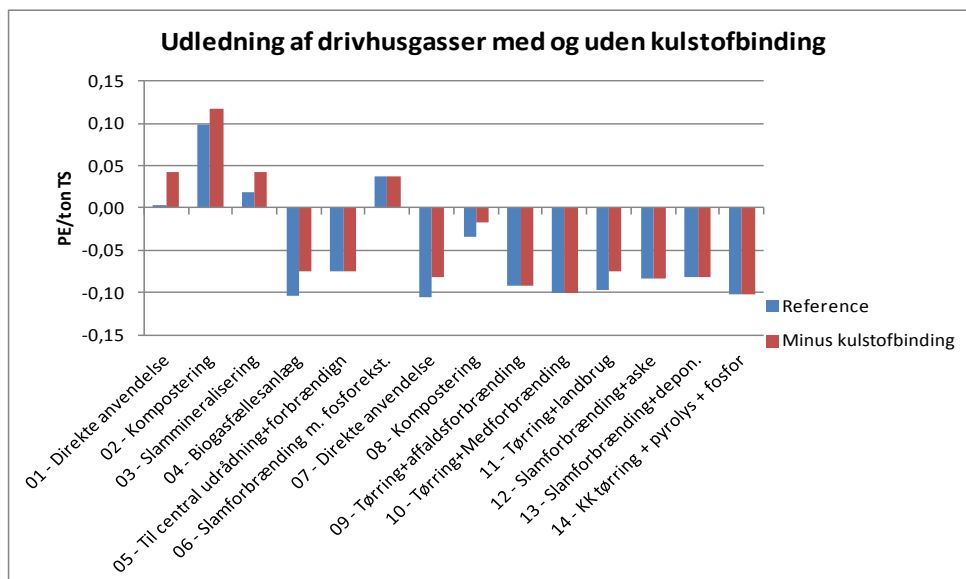
5.4.8 Kulstofbinding

Der er til stadighed usikkerheder omkring tilbageholdelsen af kulstof, da antagelserne er baseret på teoretiske beregninger og ikke på konkrete langvarige markforsøg (over 100 år). Kulstofbindingen bidrager med en undgået CO₂ udledning, da det antages, at en del af kulstoffet ikke omformes til CO₂ indenfor de første 100 år efter udbringning af slam på marken.

I referencescenarierne er det antaget, at 22 % af kulstof i aerobt stabiliseret og udrådnetslam, og 28 % af kulstof i komposteret slam tilbageholdes i jorden i løbet af de første 100 år efter udbringning. Ændres denne antagelse, om at ca. 22 % af kulstof i slam og ca. 28 % af kulstof i komposteret og mineraliseret slam er væsentlig mindre, reduceres den undgåede CO₂ udledning. Der udføres en følsomhedsanalyse, hvor kulstoffortrængningen er sat til 0 %

af referencescenarierne, som både kan vurdere effekten af en anden tidshorisont, som vurderes, og ændrede forhold, som påvirker tilbageholdelsen af kulstof.

Kulstofbindingen ved scenarierne, hvor slam bringes på landbrugsjord, varierer fra ca. 120 kg CO₂ (svarende til ca. 0,015 PE) ved Scenarie 8 (udrådning og kompostering) til næsten 300 kg CO₂ (=0,04 PE) ved direkte anvendelse på landbrugsjord (Sc. 1). Ved ikke at medregne kulstofbindingen øges den samlede udledning af drivhusgasser tilsvarende. Det betyder, at scenarierne 1-4 og 7, 8 og 11 får en reduceret undgået CO₂-udledning og dermed mindre fordelagtige relativt til de øvrige scenarier, se Figur 51.



FIGUR 51 RESULTAT FOR UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER MED OG UDEN KULSTOFBINDING I JORD MEDREGNET, SC. 1-14

5.4.9 Emissioner af drivhusgasser fra kompostering, lagring og mineralisering

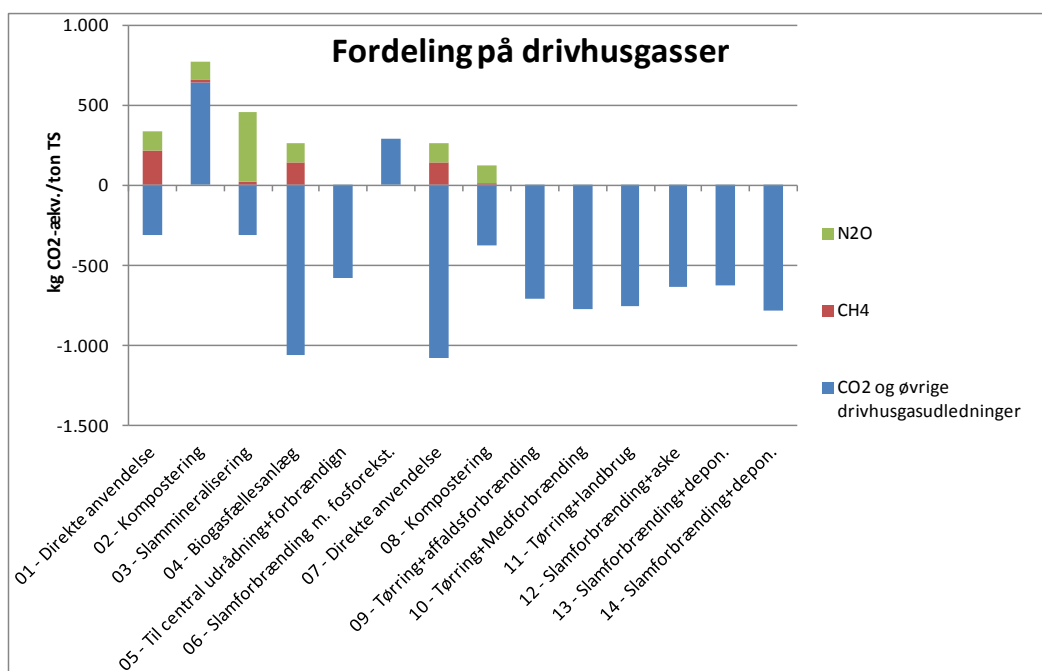
Der udføres følsomhedsanalyser på emissionen af drivhusgasserne metan og lattergas fra kompostering, slamlagring og slammineralisering. Data for emission af disse kraftige drivhusgasser er relativt dårlig belyst og har derfor store usikkerheder, hvorfor en følsomhedsanalyse på disse parametre er yderst væsentlig.

Selv relative små udledninger af metan og især lattergas påvirker drivhusgasbalance væsentligt, da disse gasser er kraftige drivhusgasser. Metan er 25 gange kraftigere end CO₂ og lattergas er hele 296 gange kraftigere end CO₂.

Figur 52 viser udledningen af drivhusgasser, hvor metan og lattergas fra hhv. slamlagring, kompostering, slammineralisering og fra anvendelse på landbrugsjord er vist særskilt. Heraf ses konsekvenserne af de forudsætninger, som er fastlagt for scenarierne. Især ses en meget væsentlig påvirkning fra metan fra slamlagring og lattergas fra slammineralisering, som medfører en samlet udledning af drivhusgasser for hhv. scenarie 1 og scenarie 3.

- Slamlagring i sc. 1 medfører en udledning på ca. 330 kg CO₂-ækvivalenter og ca. 250 kg CO₂-ækvivalenter per ton TS for udrådnings slam i Scenarie 7.
- Kompostering medfører en udledning svarende til 120 til 130 kg CO₂-ækvivalenter per ton TS for scenarie 2 og 8.

- Slammineralisering (sc. 3) medfører en lattergasemission svarende til ca. 460 kg CO₂-ækvivalenter per ton TS.



FIGUR 52 UDLEDNING AF DRIVHUSGASER FOR LATTEGAS OG METAN FRA SLAMLAGRING, SLAMMINERALISERING OG KOMPOSTERING SAMT UDLEDNING FOR ØVRIGE STOFFER

5.4.10 Slam erstatter gylle (og ikke handelsgødning)

5.4.10.1 Forudsætninger

Denne vurdering er ikke en livscyklusbaseret følsomhedsvurdering, men en vurdering af de direkte miljømæssige konsekvenser af at anvende henholdsvis slam eller gylle på landbrugsjorden. Formålet er således at vurdere, om anvendelse af slam på landbrugsjord er mere eller mindre miljøbelastende end anvendelse af gylle, som er meget udbredt og relativt mere accepteret end brug af slam fra spildevandsrensning.

Vurderingen betragter således kun de direkte forhold på landbrugsjorden, som skyldes de næringsstoffer, tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som findes i henholdsvis slam og gylle.

For at vurdere og sammenligne udbringning af to typer biomasse på landbrugsjord, er mængden af udbragt biomasse per hektar beregnet ud fra Slambekendtgørelsens begrænsninger i forhold til fosfortilførsel fra organiske gødninger (30 kg P/ha). Slam tilsvarende denne fosformængde er derfor tilført landbrugsjorden i scenariet med slam. I scenariet med gylle tilføres samme mængde kvælstof, som tilført med gylle. I begge scenarier suppleres op til gødningsnormen med handelsgødning (N). Kvælstof i svinegylle medregnes med 75 % udnyttelse mens kvælstof i slam medregnes med 45 % udnyttelse (NaturErhvervsstyrelsen, 2012, Plantedirektoratet, 2011).

Derudover regnes på et scenarie, hvor udnyttelsesprocenten for svinegylle svarer til udnyttelsesprocenten for slam (45 %).

Forskelle i kvælstofemissioner, udvaskning og binding af kulstof modelleres af KU SCIENCE i modellen DAISY. Modelleringerne sker per ha landbrugsjord. Tilførsel af miljøfremmede

stoffer (tungmetaller og LAS, PAH, NPE og DEHP) beregnes ud fra tilførslen med de organiske gødninger.

Nærmere beskrivelse af forudsætninger og resultater kan ses i Bilag 6.

5.4.10.2 Resultater

Resultaterne for hhv. drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning fremgår af nedenstående tabel.

TABEL 32 RESULTATER FOR ANVENDELSE AF SLAM OG GYLLE PÅ 1 HA LANDBRUGSJORD MHT. UDVALGTE MILJØEFFEKTER (SCENARIO A, SE BILAG 6).

	Drivhuseffekt, kg CO ₂ - ækv./ha	Forsuring, kg SO ₂ -ækv./ha	Næringssaltbelastning, kg NO ₃ ⁻ -ækv./ha
Spildevandsslam	3	4	47
Svinegylle (75 %)	257	11	40
Svinegylle (45 %)	313	11	64

Tabellen viser, at påvirkningen fra drivhuseffekten er væsentligt større fra gylle end fra spildevandsslam. Bidrag til drivhuseffekten er en kombination af emissioner af lattergas og sparede bidrag pga. lagring af kulstof i jord. Da alle tre scenarier medfører nogenlunde samme emissioner af lattergas, skyldes den relativt store forskel primært, at tilførslen af slam medfører en større lagring af kulstof i jorden. Denne større lagring skyldes dels, at der tilføres mere kulstof per ton ha under de givne forudsætninger, dels at det kulstof, der tilføres, er mere stabilt for aflagset slam end for ubehandlet svinegylle.

For forsuring og næringssaltbelastning er bidragene fra de tre scenarier i samme størrelsesorden.

Tilførsel af tungmetaller og miljøfremmede stoffer fremgår af Tabel 33. Tabellen viser, at anvendelse af spildevandsslam medfører en større belastning end anvendelse af svinegylle for alle de parametre, hvor det er muligt at sammenligne (hvor der findes data for begge organiske gødninger).

De negative værdier for cadmium og nikkel skyldes, at der er et relativt højt indhold af disse stoffer i den handelsgødning (P), der substitueres, hvilket medfører, at anvendelse af de organiske gødninger medfører en lavere belastning med disse tungmetaller end hvis der udelukkende anvendes handelsgødning. For de øvrige tungmetaller og miljøfremmede stoffer er det omvendte tilfældet.

TABEL 33 RESULTATER FOR ANVENDELSE AF FORSKELLIGE ORGANISKE GØDNINGER PÅ 1 HA LANDBRUGSJORD MHT. TILFØRSEL AF TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER (SCENARIO A, SE BILAG 6). (KILDE FOR SVINEGYLLE: DMU, 2003)

Tilført total	Udrådnat spildevandsslam kg/ha	Svinegylle kg/ha
Cd	-0,0032	-0,0008
Cr	0,02	
Cu	0,30	0,12
Hg	0,0010	
Ni	-0,042	-0,011
Pb	0,04	
Zn	0,71	0,4
LAS	0,133	0,007
PAH	0,0010	0,0002
NPE	0,002	0,001
DEHP	0,010	0,001

5.4.11 Stort fælles slamforbrænding

5.4.11.1 Forudsætninger

Denne følsomhedsanalyse beskriver konsekvenserne ved et projekt, som omfatter etablering af et fælles slamforbrændingsanlæg for spildevandsslam fra et stort antal vandselskaber for i alt ca. 2 mio. personer. Dette anlæg vil således kunne behandle op mod ca. en fjerdedel af alt kommunalt spildevandsslam i Danmark, og er ca. 6-7 gange større end anlægget i Scenarie 12 og 13. Anlægget skal indrettes og etableres med udnyttelse af overskudsenergien fra forbrændingen og røggaskondensering til varme, som afsættes til fjernvarmenettet eller evt. industri, og til elproduktion, som afsættes til el-nettet. Endvidere skal der, som en væsentlig forudsætning for projektet, etableres anlæg til indvinding af fosfor fra asken, således at fosforressourcen kan ekstraheres fra slamasken og genanvendes.

Et stort slamforbrændingsanlæg med mange interessentkommuner medfører øget transport. Det er beregnet, at den vægtede gennemsnitsafstand er på ca. 75 km²⁰. Forudsætninger vedrørende energiforbrug og varmeproduktion antages uændret i forhold til scenarie 12, således at scenarierne direkte kan sammenlignes. Der kan være særlige lokale forhold, hvor den medførte energiforøgning medvirker til en ændret udledning, som f.eks. hvis varmen direkte erstatter et forbrug af naturgas eller olie, hvilket vil påvirke de undgåede udledninger af eksempelvis CO₂. I denne vurdering er der anvendt de nationale forudsætninger som i de øvrige scenarier.

Det vurderes, at størstedelen af slammet er udrådnat, da slammet fra større anlæg udgør en meget stor del af den tilførte mængde slam til det fælles slamforbrændingsanlæg.

²⁰ vægtet afstande beregnet ud fra mængder og afstande på www.Krak.dk

TABEL 34 FÆLLES SLAMFORBRÆNDING

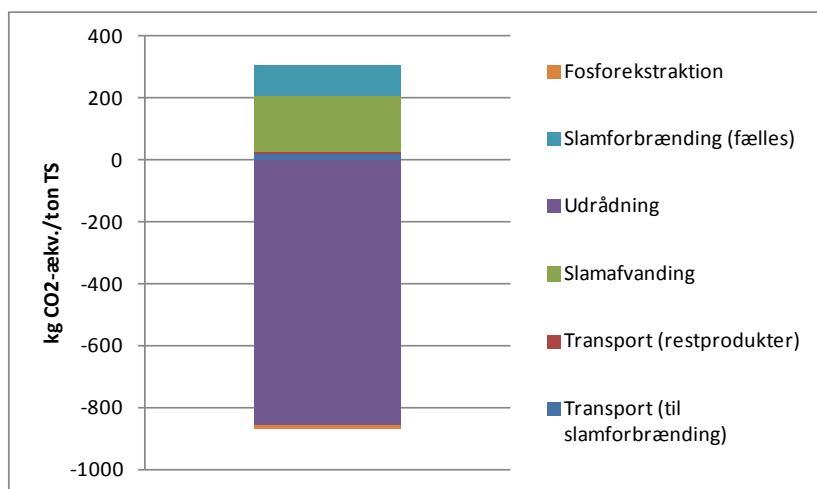
Fælles slamforbrænding		Enhed
Mængde	200.000	Ton slam/år
Tørstof	24 % (17% - 33%)	%
Glødetab (TSG)	55 %	af TS

5.4.11.2 Miljøresultat for stort slamforbrænding

Den ekstra transport, som er nødvendig for et stort fællesforbrændingsanlæg, bidrager kun meget lidt til den samlede drivhusgasbalance. På grund af det relative lave tørstofindhold på 24 % stiger elforbruget og naturgasforbruget i forhold til scenarie 12, hvor tørstofindholdet er på 30 %. Det betyder, at CO₂ udledningen er ca. 60 kg CO₂-ækvivalenter højere end Scenarie 12. Selve bidraget fra slamforbrænding er dog relativt begrænset i forhold til den undgåede udledning fra udrådning.

Transporten af slam til et fælles slamforbrændingsanlæg medfører ca. 20 kg CO₂-ækv. per ton TS.

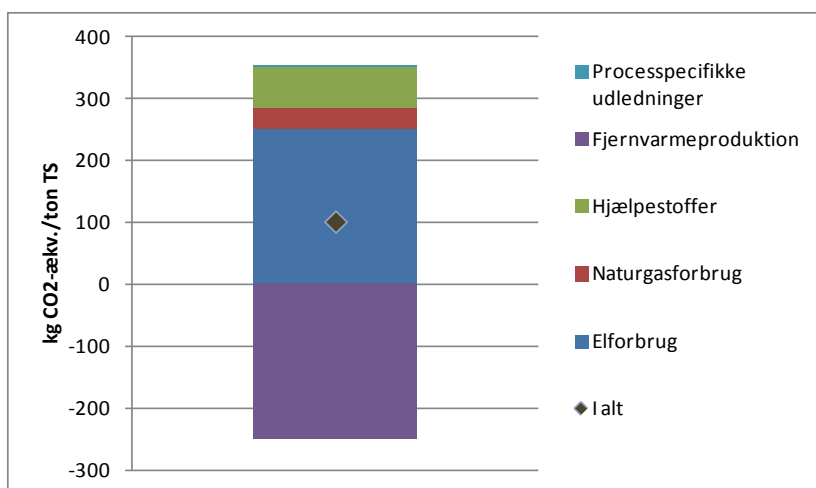
En øget afvanding til omkring 28-30 % vil derfor reducere CO₂ udledningen både fra forbrændingsprocessen og fra transport, som dog betyder meget lidt i forhold til den samlede udledning af drivhusgasser.



FIGUR 53 RESULTAT FOR STORT FÆLLES SLAMFORBRÆNDING-SCENARIO

Såfremt slamforbrændingsanlægget også kan producere elektricitet, kan miljøprofilen forbedres, da de specifikke udledninger fra substitueret ekstern elproduktion er væsentlig højere end fra fjernvarmeproduktion. Det er dog ikke endelig afklaret, hvor meget elektricitet der om muligt kan produceres.

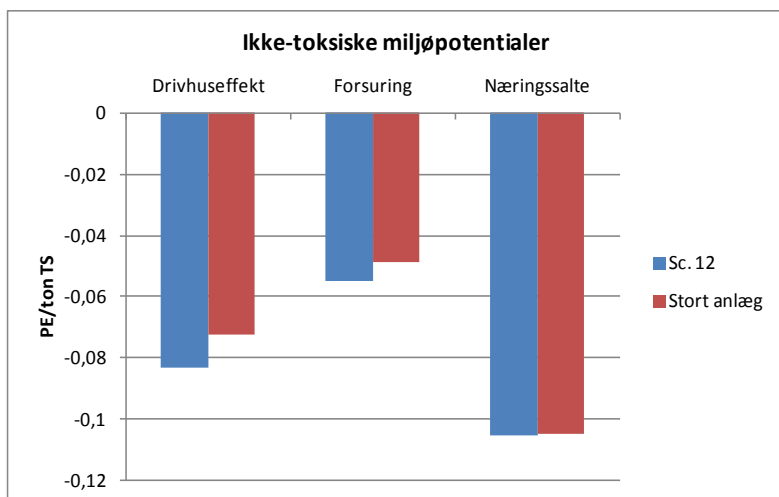
For scenariet med et stort fælles slamforbrændingsanlæg vil selve forbrændingsprocessen have en udledning på ca. 100 kg CO₂-ækvivalenter per ton tørstof slam. Hvis det er muligt at reducere eller helt undgå et forbrug af naturgas, kan CO₂-udledningen reduceres med ca. 40 kg per ton TS (se Figur 54).



FIGUR 54 RESULTAT FOR STORT FÆLLES SLAMFORBRÆNDING FOR SLAMFORBRÆNDINGSPROCESSEN ALENE (PER FUNKTIONEL ENHED)

Samlet for de ikke-toksiske miljøeffekter viser miljøresultatet for et stort anlæg med de opgivne forudsætninger at være lidt ringere end scenarie 12, hvor udrådnnet slam forbrændes og med efterfølgende fosforekstraktion, se Figur 55.

Årsagen til denne dårligere miljøprofil er især, at der er øget transport, og at slammet i gennemsnit er afvandet til 24 % TS og ikke til 30 % TS, som i Scenarie 12.



FIGUR 55 IKKE-TOKSISKE MILJØPOTENTIALER FOR ET STORT FÆLLES SLAMFORBRÆNDING SAMMENHOLDT MED SC. 12

Et stort slamforbrændingsanlæg til 200.000 ton slam (vådvægt) per år vil samtidig kunne medføre en fosforanvendelse på ca. 1500 tons fosfor, svarende til ca. 50.000 PE.

Denne vurdering er foretaget på et generisk niveau med forudsætninger, som er sammenlignelige med de øvrige scenarier. Såfremt et sådant stort anlæg planlægges, bør der udføres en specifik vurdering af det konkrete anlæg, hvor der blandt andet tages hensyn til den konkrete energiproduktion og udnyttelse. Den geografiske placering og mulighederne for at udnytte energien kan være afgørende for de miljømæssige potentialer.

De samfundsøkonomiske konsekvenser for et stort slamforbrændingsanlæg er beskrevet i afsnit 8.2.2.

5.5 Konklusion på miljøvurdering

Nedenfor præsenteres de væsentligste konklusioner af miljøvurderingen for anvendelse af spildevandsslam opdelt på generelle konklusioner, som omhandler hele eller dele af scenarierne for håndtering af spildevandsslam samt en række detailkonklusioner, som angår de enkelte miljøpåvirkningskategorier og delprocesser.

Generelle konklusioner:

- Der er ikke ét scenarie for håndtering af spildevandsslam, der er bedst i alle de medtagne miljøeffektkategorier. Der kan derfor ikke udpeges ét scenarie, der miljømæssigt set er det foretrukne
- Udrådning med energinyttiggørelse medfører et væsentlig positivt miljømæssigt aspekt, da der herved undgås en række udledninger fra ekstern el- og varmeproduktion, som er baseret på blandt andet naturgas og kul
- Næringssaltbelastning er den ikke-toksiske miljøkategori, som har størst normaliserede påvirkning, da der sker en væsentlig udledning af kvælstof fra anvendelse af slam på landbrugsjord i forhold til anvendelse af handelsgødning²¹. Denne påvirkning er størst for slam, som ikke har undergået en komposteringsproces, hvor det er vurderet at udvaskning af nitrat reduceres kraftigt. Ligeledes er denne udvaskning størst fra lerede jorde, hvor overfladeafstrømningen er størst, og lavest fra sandede jorde.
- For udledning af drivhusgasser er der ikke nævneværdige forskelle mellem scenarierne såfremt at slammet udrådnes. Dog kan slamkompostering, hvis der anvendes halm, medføre en signifikant indirekte CO₂-udledning, da halm alternativt kunne anvendes til kraftvarmeproduktion og herved erstatte fossile brændsler. Samtidig er der store usikkerheder på emissioner af lattergas og metan fra lagring af slam, kompostering samt fra slammineralisering
- De normaliserede toksicitetsresultater for slam til jord indikerer, at human toksicitet for ikke-kræftfremkaldende stoffer kan være meget væsentlig. Det er især indholdet af kviksølv og zink, som bidrager til en potentiel toksicitetsrisiko, men resultatet har på grund af metallernes reelle skæbne (biooptageligheden af zink er væsentlig overvurderet) en signifikant grad af usikkerhed, og resultatet i nærværende undersøgelse ved brug af USEtox vurderes til at være væsentlig overestimeret. Det vurderes derfor, at USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer ikke er egnet til toksicitetsvurdering for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord.
- De miljøfremmede stoffer vurderes umiddelbart til at udgøre en relativ lille risiko for miljøet. Der skal tages forbehold for resultatet, da der er en række stoffer, som ikke er medregnet i toksicitetsvurderingen, herunder PFOS, på grund af manglende karakteriseringsfaktorer.
- Ressourcebesparelsen af fosfor ved udbringning af slam er ca. 30 kg per ton tørstof slam, svarende til ca. 1,1 PE. Fosfor er herved den væsentligste af de vurderede ressourcer. Ved nyttiggørelsen af al spildevandsslam i Danmark, vurderes en genanvendelse af fosformængde på ca. 4000 ton svarende til ca. 150.000 PE.

²¹ Det er generelt tilfældet at der sker en større næringssaltbelastning for anvendelse af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af handelsgødning.

- De miljømæssige resultater er relativt robuste overfor en ændring af de marginale energikilder for produktion af elektricitet og fjernvarme

Processpecifikke konklusioner:

- Kompostering medfører en meget høj udledning af drivhusgasser, da det er antaget, at den halm, som anvendes til komposteringsprocessen, alternativt kunne være anvendt til kraftvarmeproduktion. Ændres denne antagelse, eller anvendes der halm, som er uegnet til kraftvarmeproduktion, kan der ses bort fra denne udledning fra mistet el og varmeproduktion. Kompostering af slam vil således få en miljøprofil for så vidt angår udledning af drivhusgasser, som svarer til eller marginalt bedre end direkte anvendelse af slam.
- Der er væsentlige lattergasemissioner fra anvendelse af slam på landbrugsjorden. Lattergas herfra bidrager med op til ca. 1 kg per ton TS for ikke-komposteret slam, svarende til ca. 300 kg CO₂-ækv./ton TS. Komposteret slam bidrager med ca. det halve.
- Der er væsentlige emissioner af især metan fra slamlagring og af især lattergas fra slammineralisering. Slamlagring er vurderet til at bidrage med en udledning op til ca. 330 kg CO₂-ækv. for ikke-udrådnet slam. Slammineralisering er vurderet til at medføre en udledning på ca. 460 kg CO₂-ækv, som især skyldes lattergas, som er en meget kraftig drivhusgas ca. 300 gange CO₂. Der er dog væsentlige usikkerheder forbundet med udledningen af drivhusgasser fra lagring og mineralisering, da der kun er foretaget meget få målinger, hvorfor disse bør undersøges nærmere.
- Kulstofbinding bidrager med mellem 120 kg og 200 kg CO₂-ækv. per ton TS afhængig af hvilke biologiske processer slammet har undergået forinden (udrådning, slammineralisering og kompostering)
- Selve slamforbrændingsprocessen har på trods af en positiv energibalance en negativ drivhusgasbalance, da der er en positiv udledning på op til 100 kg CO₂ per ton TS slam. Det skyldes, at der anvendes el og naturgas til processen, mens der produceres fjernvarme med en lavere specifik CO₂ udledning per energienhed.
- Tørring af slam, hvilket kræver en væsentlig mængde energi, har en relativ væsentlig miljømæssig belastning, men denne opvejes ved energinyttiggørelse på både et affaldsforbrændingsanlæg eller ved cementproduktion, hvor der dog ikke sker nogen genanvendelse af fosfor.
- Transport udgør en relativ lille miljømæssig påvirkning, også når slammet transporteres længere. Længere transporter med forafvandet slam med lavt tørstofindhold bør dog undgås.
- Anvendelse af tørret slam reducerer transportbehovet, og samtidig forventes det, at udledningen af lattergas fra landbrugsanvendelsen reduceres signifikant i forhold til anvendelse af vådt slam, hvorfor tørring med efterfølgende landbrugsanvendelse ikke fremstår dårligere miljømæssigt i forhold til direkte anvendelse og kompostering

5.6 Risikovurderinger af anvendelse af slam

Spildevandsslam indeholder en meget lang række stoffer, som bestemmes af de produkter der bruges i husholdninger og industri. Indholdsstofferne i spildevandsslam vil derfor variere i forhold til opland og over tid. En risikovurdering må derfor bero på en vurdering af "gennemsnitligt" slam med en tilfredsstillende sikkerhedsmargin op til kritiske koncentrationer.

Nedenfor refereres en nyere norsk risikovurdering, ligesom Miljøstyrelsens egen vurdering af 5 stofgrupper i spildevandsslam og de væsentligste resultater af en vidensyntese opsummeres med fokus på toksiske komponenter i slammet.

5.6.1 Norsk risikovurdering

VKM (2009) har foretaget en risikovurdering af anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord. Risikovurderingen er foretaget for en række tungmetaller (7), organiske miljøfremmede stoffer (6) og medicinstoffer (14). De 14 medicinstoffer er identificeret som de mest væsentlige ud af en lang liste på over 1400 stoffer.

Risikovurderingen inkluderer en vurdering af risici forbundet med i alt 12 eksponeringsruter, som tilsammen afdækker risici for hhv. jordmiljø, vandmiljø, fødevareproducerende husdyr, human eksponering og udbredelse af resistente bakterier.

Risikovurderingen er foretaget for hvert stof for sig og således ikke for kombinationen af stoffer i slammet eller sammenholdt med eksponering fra øvrige kilder, da der ikke findes modeller, der kan håndtere dette.

5.6.1.1 Risikovurdering for jordmiljøet

Rapporten konkluderer, at selv ved gentagen anvendelse af slam over 100 år vil der ikke ske en ophobning af metaller i et sådant omfang, at det vurderes at nærme sig skadelige koncentrationer (PNEC) for jordlevende organismer.

Der udtrykkes dog en vis bekymring over, at koncentrationen af Cd, Hg, Cu og Zn vil stige mærkbart i jord, hvor der gentagne gange anvendes slam. Modelleringerne viser, at koncentrationen af disse tungmetaller vil øges 2-4 gange over 100 år ved tilførsel af 40 tons slam/ha hvert 10. år. Koncentrationen af Pb vil også øges mærkbart ved denne tilførsel. Ingen af tungmetallerne nærmer sig PNEC-koncentrationen eller grænseværdierne for jord, men en øget koncentration af disse tungmetaller vil alt andet lige bidrage til en øget human eksponering, hvor især Cd, Hg og Pb har betydelige toksiske effekter. Zink vurderes i denne risikovurdering at være af mindre betydning.

Der vurderes ikke at være øget risiko for skadevirkninger fra organiske miljøfremmede stoffer. Disse findes enten i meget lave koncentrationer, eller nedbrydes relativt hurtigt i jordmiljøet, hvorfor der ikke vil ske ophobning af disse stoffer med høje og skadelige koncentrationer til følge. Det samme vurderes at være tilfældet for de medicinstoffer, der indgår i vurderingen.

5.6.1.2 Risikovurdering for vandmiljøet

Der vurderes ikke at være væsentlige risici for vandmiljøet forbundet med at anvende spildevandsslam på landbrugsjord.

5.6.1.3 Risikovurdering for fødevareproducerende husdyr

Resultaterne viser, at der generelt er en meget lille risiko forbundet med at anvende spildevandsslam på arealer til græsning eller produktion af foder til husdyr. Dog ser bly ud

til at kunne udgøre en risiko for unge dyr, hvis der anvendes slam på jorde med forholdsvis høj baggrundskoncentration af bly. Det fremhæves, at der er store usikkerheder på både beregninger og data.

5.6.1.4 Risikovurdering for human eksponering

I dag anvendes ca. 60 % af spildevandsslammet i Norge på landbrugsjord, hvilket dækker mindre end 5 % af de kornproducerende arealer i landet. På baggrund af den relativt begrænsede mængde slam vurderes det, at der for den gennemsnitlige forbruger vil være meget lille risiko forbundet med at anvende spildevandsslam på landbrugsjord, selvom man både medregner indtag via drikkevand, planter, mælkeprodukter og kød. Dette skyldes, at det antages, at en almindelig forbruger kun vil blive udsat for få produkter fra arealer med anvendelse af spildevandsslam. Forbrugere, f.eks. landmænd, der udelukkende anvender grøntsager fra arealer, hvor der anvendes slam, vil derimod sandsynligvis i det lange løb udsættes for høje koncentrationer af Cd og Cu. Dette er dog ikke medtaget som scenarie i risikovurderingen.

Selvom den generelle risiko for forbrugeren derfor vurderes at være meget lille, fremhæves igen her den væsentligt forhøjede koncentration af tungmetaller i jorden, som vil bidrage til et generelt højere indtag af f.eks. Cd og Hg.

Risikoen for børn, der spiser jord, vurderes at være meget lille.

5.6.1.5 Risikovurdering for udvikling antibakteriel resistens

Det vurderes at være usandsynligt, at der udvikles antibakteriel resistens i spildevandet, i slammet eller i jorden som følge af anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord. Resistens overfor fluoroquinolon ciprofloxacin fremhæves dog som en mulig undtagelse pga. persistens og lav mobilitet i jord.

5.6.1.6 Anbefalinger

Rapporten kommer med følgende anbefalinger ved anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord baseret på den gennemførte risikovurdering:

- Fortsat indsats for at reducere tungmetaller i spildevandsslam
- Måling af relevante medicinstoffer i spildevandsslam
- Følge anvendelse og introduktion af nye kemikalier i samfundet og disses skæbne i spildevandsrens anlægget for at definere, hvorvidt disse vil ende i spildevandsslammet
- Undersøgelse af flere stoffer i spildevandsslam
- Igangsættelse af flere markforsøg, hvor der undersøges akkumulering, udvaskning, biologisk nedbrydning, og planteoptag af tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer. Koncentrationer i jord og planter efter tilførsel af veldefinerede mængder slam vil forbedre mulighederne for at gennemføre fremtidige risikovurderinger.
- Gennemgang og validering af eksisterende modeller til risikovurdering, f.eks. for planteoptag.

5.6.2 Vurdering af fem stofgrupper i spildevandsslam

Miljøstyrelsen har i 2012 (Miljøstyrelsen, 2012c) gennemført en vurdering af spildevandsslams indhold af 5 stofgrupper: Bromerede flammehæmmere, polyklorede biphenyler (PCB), polyflourede stoffer, lægemidler og muskstoffer.

I rapporten konkluderes, at der er meget lav risiko for skadelige påvirkninger af miljø eller mennesker fra fire af disse stofgrupper, da koncentrationen af disse stoffer er lave i forhold til grænseværdier og anbefalinger. De fundne koncentrationer af polyflourerede stoffer ligger

dog på grænsen af hvad EU anbefaler under REACH programmet og disse stoffers skæbne i jordmiljøet bør derfor undersøges nærmere.

Derudover anbefaler rapporten, at man ser nærmere på klorerede parafiner, parabener samt biociderne triclosan og trichlocarban.

5.6.3 Hvidbogsprojekt for BGORJ

Ingvertsen et al (2010) har gennemført en videnssyntese omkring genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål (BGORJ). Videnssyntesen indeholder herunder en vurdering af risici med hensyn til sundhed for mennesker og dyr, vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer.

Nedenfor opsummeres de væsentligste punkter i forhold til vurdering af den toksiske risiko ved anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord. Ingvertsen et al (2010) beskriver ligeledes viden omkring næringsstoffer og kulstofkredsløb, men dette medtages ikke her, da det dækkes af den foretagne LCA.

5.6.3.1 Miljøfremmede organiske stoffer

Hvidbogsprojektet vurderer risikoen for mennesker og dyr ved tilførsel af miljøfremmede organiske stoffer (de fire stoffer fra Slambekendtgørelsen) med spildevandsslam. Det konkluderes, at disse stoffer i høj grad nedbrydes i spildevandsrens anlægget, ved kompostering og delvist også efter udbringning. Overordnet vurderes disse stoffers tilstedeværelse i spildevandsslam anvendt på landbrugsjord at være uproblematisk, hvis den gældende lovgivning overholdes.

5.6.3.2 Tungmetaller

Tungmetaller, der tilføres med spildevandsslam, bindes i høj grad til jorden og udgør dermed kun en begrænset risiko overfor økosystemer og menneskers sundhed.

Ingvertsen et al (2010) refererer, at DMU vurderer, at de gældende grænseværdier i Slambekendtgørelsen sikrer jorden mod akkumulering af tungmetaller. Dog peger de på, at man bør overveje de langsigtede konsekvenser af tilførsel og dermed ophobning af tungmetallerne i jorden.

Ingvertsen et al (2010) sammenfatter ligeledes, at nyere undersøgelser samstemmende viser, at tilførsel af spildevandsslam medfører positive effekter på jordens biologiske aktivitet og frugtbarhed på trods af en moderat tilførsel af tungmetaller.

I forhold til planteoptag og dermed direkte/indirekte eksponering af mennesker er cadmium det største problem. Grænseværdien for slam (100 mg/kg P) er dog lavere end for handelsgødning (110 mg/kg P).

Det vurderes, at de nuværende koncentrationer på markerne ikke udgør en risiko for jordbund og planter. De gældende grænseværdier menes at opretholde dette forhold, men der bør være stor fokus på cadmium.

5.6.3.3 Medicinrester

Mange forhold omkring medicinrester og deres skæbne og effekter i miljøet er dårligt belyst. Det er derfor vanskeligt at vurdere den egentlige risiko fra anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord mht. medicinrester.

Nogle medicinrester nedbrydes i renseanlægget, ved kompostering eller efter udbring, mens andre er langsomt nedbrydelige. De fleste medicinrester menes kun i meget begrænset omfang at optages i planter.

Beregninger indikerer, at der tilføres mindre østrogen til landbrugsjorden med spildevandsslam end med både kvæg- og svinegylle. Det samme er tilfældet med antibiotika.

5.6.3.4 Smitstoffer (patogener)

En del patogener fjernes allerede i spildevandsanlægget og ved en eventuel komposteringsproces. Ved udbringning på fortærbare afgrøder kræves hygiejnisering ift. Slambekendtgørelsens krav.

Der er meget få dokumenterede eksempler på overførsel af humane patogener fra anvendelse af såvel spildevandsslam som gylle.

6. Metode for samfundsøkonomisk vurdering

I dette kapitel beskrives den anvendte metode og tilgang til den samfundsøkonomiske analyse.

Analysen er udført i overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning i "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter". Det betyder, at der er gennemført både en velfærdsøkonomisk og budgetøkonomisk analyse af de opstillede scenarier. De væsentligste aspekter og antagelser ved de to analyser er kort beskrevet i det følgende. Desuden er kapitel 7 dedikeret til centrale forudsætninger i den samfundsøkonomiske analyse.

6.1 Generel velfærdsøkonomisk metode

I grundlaget for en politisk beslutning indgår en række forskellige aspekter, hvoraf en velfærdsøkonomisk vurdering kun er en blandt flere. Den velfærdsøkonomiske vurderings bidrag er en økonomisk analyse, hvor der foretages en konsistent afvejning af projekternes gevinster og omkostninger.

Det velfærdsøkonomiske resultat udtrykker summen af fordele og ulemper ved projektets konsekvenser for samfundet som helhed. Resultatet opgøres i nutidsværdi ved hjælp af diskontering af fremtidige effekter, eller ved omregning af effekter over tid til en annuieret værdi ud fra diskonteringsraten og tidshorizonten. I nærværende analyse er beregnet årlige værdier. I den velfærdsøkonomiske analyse medregnes såvel de direkte økonomiske konsekvenser som de miljømæssige effekter udtrykt i kr.

Vurderingen af et projekts samlede lønsomhed baseres på værdien af det velfærdsøkonomiske overskud, hvor en positiv værdi indikerer, at det vil være fordelagtigt for samfundet samlet set at gennemføre projektet. Hvor der i stedet er tale om nettoomkostninger, som det er tilfældet i dette projekt, kan de billigste alternativer identificeres.

I vurderingen af det velfærdsøkonomiske resultat er det vigtigt at holde sig for øje, at der som oftest er konsekvenser, som det enten ikke har været muligt at inddrage i analysen eller ikke har været muligt at værdisætte.

Metoden baseres ud over Miljøministeriets vejledning også på Finansministeriets Vejledning i Samfundsøkonomiske vurderinger 2012 (endnu ikke offentlig)²². Da slam i dag behandles på mange forskellige måder, er der ikke valgt et egentligt referencescenarie, men sammenligning af en række faktiske behandlinger af slam for henholdsvis små decentrale (scenarie 1 -6) og store centrale anlæg (scenarie 7-13).

6.1.1 Ikke-værdisatte effekter

En velfærdsøkonomisk analyse vil sjældent kunne medtage den økonomiske påvirkning af samtlige konsekvenser af et givent tiltag. En række miljøeffekter må nødvendigvis udelades i praksis, enten fordi der ikke findes pålidelige metoder til kvantificering af effektens størrelse, eller fordi der ikke findes brugbar værdisætning (enhedspris) for miljøeffekten. Endelig udelades effekter, som på forhånd og med god sikkerhed vurderes at være uden betydning for resultatet, fordi effekten er meget lille, og hvor en værdisætning vil være ressourcekrævende eller vanskelig.

De effekter, som ikke værdisættes i den velfærdsøkonomiske analyse, kvantificeres så vidt muligt i livscyklusanalysen, og deres betydning vurderes i forhold til det samlede resultat. Toksiske effekter i jord og vand er ikke værdisat i dette projekt pga. manglende viden om økonomisk skadesvirkning - selvom disse kan have en vis størrelse.

6.1.2 Usikkerheder

For en del af de effekter, der medtages i analysen, er både kvantificeringen af effekten og værdisætningen yderst usikker. Følsomhedsanalyser er derfor en væsentlig del af den velfærdsøkonomiske analyse, idet de sikrer, at betydningen af disse usikkerheder afdækkes.

En væsentlig del af konklusionen på en velfærdsøkonomisk analyse er derfor at beskrive kritiske forudsætninger, der har afgørende betydning for størrelsen eller fortegnet af nettoresultatet.

6.1.3 Fordelingsmæssige konsekvenser

Nutidsværdien af det velfærdsøkonomiske overskud/underskud vil aldrig kunne udgøre hele vurderingsgrundlaget, uanset om alle relevante effekter kunne værdisættes. For den politiske beslutningstager vil der desuden være fordelingsmæssige hensyn; det vil sige, hvordan gevinster og omkostninger rammer forskellige befolkningsgrupper fordelt på f.eks. geografi (bl.a. om en given teknologi har gavnlige effekter for udkantsområder), indkomst, alder, forbrugere/producenter, skatteborgere osv.

I denne analyse behandles de direkte økonomiske virkninger for kommuner og slambehandlingsvirksomheder, ofte samlet i kommunalt ejede servicevirksomheder.

6.2 Centrale forudsætninger i den velfærdsøkonomiske analyse

Der indgår en række centrale beregningsmæssige forudsætninger i den velfærdsøkonomiske analyse. Disse er summeret i nedenstående tabel 35, og der er i det følgende redegjort for de anvendte forudsætninger.

²² Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. Finansministeriet, 2012.

TABEL 35 BEREGNINGSMÆSSIGE FORUDSÆTNINGER

Parameter	Værdi/forudsætning
Grundlæggende metode	Køberprismetode baseret på velfærdsøkonomiske principper
Beregningsår	2020
Diskonteringsrate	5 %
Nettoafgiftsfaktor	35 %
Skatteforvridningsfaktor	20 %
Geografisk afgrænsning	Danmark
Prisniveau, resultater	2012-priser, markedspriser
Prisniveau, forudsætninger	2012-priser, faktorpriser. For el og varme bruges prisen i 2020
Resultatopgørelse	Enhedspriser, kr./ ton TS Slam
Afskrivningsperioder	Bygninger: 60 år, Maskiner: 20 år, Mobilt udstyr: 10 år. ²³

6.2.1 Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter

Generelt er beregningspriserne for resultaterne i analysen så vidt muligt og hensigtsmæssigt opgjort i køberprisniveau (dvs. inkl. gennemsnitligt netto-afgiftstryk mv.), mens forudsætninger generelt er præsenteret i faktorpriser. Køberpriserne er udtryk for forbrugernes marginale betalingsvillighed og er dermed indikatorer på forbrugernes marginale nytte af goderne. Alle værdier er opgjort i 2012-prisniveau.

Generelt er de velfærdsøkonomiske konsekvenser fra tidligere led i produktionsprocessen eller fra fortrængt produktion implicit medregnet i de anvendte beregningspriser på input og produkter for de betragtede processer.

Et særligt aspekt knytter sig til miljøeffekterne fra de tidligere led og fortrængt produktion. Kun i det omfang disse er fuldt internaliserede via afgifter på de pågældende markeder, kan de også betragtes som medregnet i de ovennævnte priser. Det er typisk ikke tilfældet. Sparede miljøeffekter fra den fortrængte produktion af processernes produkter er medregnet på basis af resultaterne af livscyklusvurderingen.

For de miljøeffekter, hvor værdisætning har været mulig, dvs. emissioner til luften, er der anvendt beregningspriser udtrykt per fysisk enhed. For de klimaeffekter i Danmark, der ikke handles på kvotemarkeder, er der regnet med forventede kvotepriser i 2020.

Ideelt set bør omkostningen ved en given eksternalitet prissættes lig den skadesomkostning, som eksternaliteten samlet set giver anledning til. Dette er dog i praksis yderst vanskeligt. Luftforureningskomponenterne SO₂ og NO_x har forskellig skadesvirkning, alt efter hvor de udledes, mens de samlede skadesomkostninger ved CO₂-udslip er meget usikkert fastsat.

²³ Samme afskrivningsår, som I POLKA (Pris- og Levetidskatalog), jf Retsinformation. Lov om vandsektorens organisering og økonomiske forhold. 2009. fundet på <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=125346>
Afskrivningsperioderne er fastsat ved lov og skal følges af anlæggene, når de foretager beregninger. Det bemærkes dog, at levetiderne anvendt her er længere, end de der oftest anvendes i samfundsøkonomiske analyser, hvor der oftest antages en (kortere) økonomisk levetid, og ikke som her en estimeret faktisk levetid, inkl. levetidsforlængelser. Den lange afskrivningsperiode for især anlægsomkostninger giver relativt lavere velfærdsøkonomiske omkostninger til de anlægstunge scenarier som mineralisering og tørring.

Der eksisterer dog målsætninger for udledningen af disse stoffer, og dette gør, at de marginale reduktionsomkostninger ved at opnå målsætningerne kan beregnes. Er målsætningerne velfærdsøkonomisk korrekt fastsat, vil den marginale pris på reduktion afspejle skadesomkostningen. Det er dog ikke altid tilfældet.

Skadesomkostningen for CO₂ er f.eks. sandsynligvis betydelig større end den aktuelle CO₂-kvotepris, som den fremgår af nuværende 2012-priser i EU's CO₂-kvotesystem²⁴. Derfor bruges Energistyrelsens forventede CO₂-kvotepris på 226 kr./ton CO₂ fra 2020²⁵ (værdien af metan og lattergas omregnes til værdien af CO₂-ækvivalenter), dog opskrevet med nettoafgiftsfaktoren til 300 kr./ton CO₂, siden denne pris er en faktorpris, mens de øvrige eksternaliteter er opregnet i køberpriser. For øvrige luftemissioner bruges velfærdsøkonomiske priser, som viser omkostninger beregnet for danske forhold.

Alle priser er ved beregningerne opgjort i dagens prisniveau (2012-priser).

TABEL 36 VELFÆRDSØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER FOR EMISSIONER TIL LUFT

Emission	Enhed	Pris	Kilde
CO₂	kr./ton	300	ENS (2011)
CH₄	kr./ton	6308	ENS (2010)
N₂O	kr./ton	93.125	ENS (2010)
Partikler (PM 2,5 + PM10)	kr./kg	107	DMU (2010)
NO_x	kr./kg	57	DMU (2010)
SO₂	kr./kg	89	DMU (2010)
CO	kr./ton	9	DTU Transport (2010)
HC	kr./kg	3	DTU Transport (2010)
Hg	kr./kg	2.100	DMU (2007)
Bly	kr./kg	12.692	DMU (2007)
Dioxiner	kr./g	2.078.729	COWI (2004)

Note: For partikler er benyttet en enhedsomkostning for PM2.5, men EASEWASTE opererer ikke med en skarp opdeling i forhold til partikelstørrelser. Der er derfor knyttet nogen usikkerhed til værdiansættelsen af partikler.

Næringssaltbelastning er den ikke-toksiske miljøkategori, som har størst normaliserede påvirkning i scenarierne med jordbrugsmæssig anvendelse af slam, da der sker en væsentlig udledning af kvælstof fra anvendelse af slam på landbrugsjord i forhold til anvendelse af handelsgødning. Denne belastning er ikke værdisat i den velfærdsøkonomiske analyse pga. manglende prisfastsættelse. Belastningen er mindst for komposteret slam og mineralisering.

For beskrivelse af øvrige ikke-værdisatte miljøeffekter ved behandlingen af spildevandsslam henvises til Kapitel 5.

6.2.2 Diskonteringsraten

For at kunne omregne effekter, der falder over tid, til en årlig værdi, anvendes en diskonteringsrate. Diskonteringsraten kan afspejle samfundets forventede fremtidige afkast

²⁴ Se bl.a. STERN REVIEW: The Economics of Climate Change. UK, 2006

²⁵ Samfundsøkonomiske fremskrivninger på Energiområdet. Marts 2011. Energistyrelsen.

på investeringer. Det er p.t. praksis i Danmark at anvende en diskonteringsrate på 5 % for miljøanalyser, og derfor er denne valgt til hovedforløbet. For langsigtede større samfundsinvesteringer kan dog også anvendes en 3 % diskonteringsrate, som det er almindeligt i vore nabolande. 3 % og 1 % diskonteringsrate benyttes derfor i følsomhedsanalysen. Dette angives også som muligheder i udkast til Finansministeriets nye vejledning, hvor der lægges vægt på, at der ikke er én 'rigtig' diskonteringsfaktor"(i udkastet foreslås 4,24 % eller 4,5 %, inkl. 1 % i 'risikotillæg'). De udelukkende lavere intervaller i følsomhedsanalysen her er valgt, da de 5 % i hovedforløbet er højt sat i forhold til anlægsinvesteringernes karakter og lange levetid på 60 år.

6.2.3 Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor

I overensstemmelse med anbefalingerne i Miljøministeriet (2010) og Finansministeriet 2012 medregnes der et skatteforvridningstab på 20 %.

Der regnes i køberpriser i analysen. For at udtrykke produktionsgoders marginale værdiproduktivitet i et prisniveau, der afspejler køberprisen og dermed betalingsvilligheden for de resulterende produkter, skal produktionsgodernes faktorpriser forhøjes med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor. Nettoafgiftsfaktoren udtrykker det afgiftstryk, der i gennemsnit findes på forbrugsvarer.

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal anvendes den af Finansministeriet fastsatte nettoafgiftsfaktor. Der anvendes derfor en nettoafgiftsfaktor på 35 % svarende til den aktuelle anbefaling fra Finansministeriet.

6.2.4 Geografisk afgrænsning

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal man som udgangspunkt anvende en national afgrænsning i den velfærdsøkonomiske vurdering.

En national afgrænsning medfører imidlertid, at man ikke skal medtage miljøkonsekvenserne i andre lande, og det kan problematiseres, om afgrænsningen er hensigtsmæssig.

Det fremgår af Miljøministeriets vejledning side 70, at "Ifølge det nytteetiske vurderingsgrundlag bør den velfærdsøkonomiske vurdering omfatte projektets konsekvenser for alle berørte personer i ind- og udland. Nytteetikken tilsiger altså, at der under alle omstændigheder bør anlægges et globalt perspektiv i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering, og at der derfor bør benyttes en global afgrænsning ved konsekvensbeskrivelsen. ... I de senere år er der imidlertid selv ved vurdering af indenlandske miljøprojekter en tendens til at forlade den snævre nationale afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen. "

I denne analyse antages som udgangspunkt en global afgrænsning, ikke kun i livscyklusvurderingen, som det er normal praksis for sådanne analyser, men også i den velfærdsøkonomiske vurdering ²⁶. Endvidere gives et overslag på, hvordan værdien af emissionerne reduceres ved udelukkende at anvende en national afgrænsning.

Alle faktiske udslip af klimagasser medtages i livscyklusvurderingen og beregnes i EASEWASTE. Ved værdisætning af klimagasser i den velfærdsøkonomiske vurdering må man tage udgangspunkt i, at de fleste energiproducerende anlæg er underlagt EU's CO₂-kvotehandelssystem

Klimagasserne er en grænseoverskridende forurening, hvor omkostningen for overholdelse af kvoten for virksomheder i EU's CO₂-kvotesystem repræsenteres af CO₂-kvoteprisen. For virksomheder uden for CO₂-kvotesystemet er der en EU- forpligtelse til at opnå et samlet,

²⁶ I denne analyse ses ikke på, hvad der sker med den del af det danske spildevandsslam, der eksporteres, da behandlingen ikke er underlagt en dansk regulering.

nationalt reduktionsmål, og samfundets omkostning til at opnå dette mål (den marginale reduktionsomkostning) kan i princippet antages at svare til CO₂-kvoteprisen. Alle direkte udslip af drivhusgasser fra de forskellige behandlingsformer kan derfor tilskrives en (miljø)omkostning svarende til kvoteprisen.

Hvad angår værdisætning af de kvotebelagte emissioner af fossil CO₂, skal man undgå en dobbeltregning. Disse emissioner er i den velfærdsøkonomiske analyse værdisat indirekte derved, at kvoteomkostningen kan antages at indgå via priserne på forbrugt og fortrængt energi. Hvis der forbruges mere energi, som medfører større udledning af fossil CO₂, vil "miljøomkostningen" herved være indregnet i omkostningen ved køb af ekstra energi produceret af fossile brændsler, og tilsvarende vil en "miljøgevinst" i form af mindre CO₂-udledning være en del af indtægten ved salg af CO₂-neutral energi, hvis der substitueres energi produceret af fossile brændsler. Ud fra detaljerede oplysninger fra delberegninger i EASEWASTE databasen er der foretaget et skøn over, hvor stor en del af de fossile CO₂ emissioner, der hidrører fra kvotebelagte processer. De udvalgte processer vedrører energiforbrug til tørring og afvanding (inkl. fremstilling af polymerer hertil), netto fortrængning af el og varme med energi fremstillet fra spildevandsslam, samt sparet energi fra fremstilling af handelsgødning.

Resultaterne præsenteres i kapitel 8 uden de kvotebelagte CO₂-emissioner. Dog er det i tabel 41 angivet, hvor store de velfærdsøkonomiske omkostninger er med de kvotebelagte CO₂-emissioner.

CO₂-kvoteprisen har været meget volatil det seneste år. Ved brug af de forventede CO₂-kvotepriser for 2020 i *"Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, april 2011"*, Energistyrelsen, undgås den aktuelle prisusikkerhed, og disse tal anses for brugbare, da de afspejler prisforventninger og politiske forventninger til 2020. Energistyrelsens fremskrivninger tager udgangspunkt i IEA's "New Policy Scenario", 2010.

6.2.5 Investeringer

Denne analyse omhandler en teknikvalgsproblemstilling. Det vil sige, at det skal afdækkes, hvilken af de forskellige metoder til håndtering af spildevandsslam som er mest rentabel for samfundet på langt sigt. I forbindelse med analyser af denne type anbefales det i Miljøministeriet (2010), at man ikke medtager allerede afholdte investeringer ud fra en begrundelse om, at man ikke skal være låst af allerede foretagne valg, når man skal beslutte, hvilken teknik der er den bedste.

Opgørelsen af de samlede anlægsinvesteringer for 2020-anlægget baseres derfor på en 'bar mark'-antagelse, hvor alle dele af produktionsanlægget medregnes til de omkostninger, det koster at producere dem.

Data tager både udgangspunkt i faktuelle driftsomkostninger på eksisterende anlæg fundet gennem besøg og interview, og en tilpasning af disse via en vurdering af repræsentativitet af anlægget, og data for nye centrale behandlingsanlæg, som skønnes at være den mest oplagte alternative behandlingsmetode. Det er tilstræbt, at 2020-anlæggene er driftsøkonomisk optimeret. Det har dog vist sig under interview, at pålidelige økonomidata har været svære at fremskaffe fra en del af disse anlæg, især vedrørende allerede afholdte investeringer, hvor data ikke har været tilgængelige. Omkostninger er så her estimerede COWI-skøn.

6.2.6 Enhedsomkostninger

Analysen er opbygget, så der tages udgangspunkt i ét ton spildevandsslam (enten aerobt stabiliseret, eller primært/sekundært spildevandsslam til udrådning), udregnet som tørstof

(TS) fra renseanlæg. Denne tilgang er dels valgt, fordi det er nemmere at fortolke dette resultat end de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, og dels fordi den samfundsøkonomiske analyse dermed bedre kan sammenlignes med livscyklusvurderingen, hvor resultaterne ligeledes opgøres per ton tørstof (TS) spildevandsslam.

Det er dog meget væsentligt at gøre opmærksom på begrænsningerne i denne tilgang. Hvad der er gældende ved behandling af spildevandsslam svarende til et ton TS, behøver ikke at være gældende, hvis hele eller store dele af dansk behandlingspraksis omlægges.

6.3 Budgetøkonomisk analyse

Opgørelse af den direkte økonomiske påvirkning af de enkelte berørte parter betegnes en budgetøkonomisk analyse. Den budgetøkonomiske analyse omfatter udelukkende de direkte finansielle omkostninger/gevinster, der pålægges forskellige dele af samfundet i forbindelse med håndteringen af spildevandsslammet, og belyser således de direkte fordelingsmæssige konsekvenser.

De budgetøkonomiske konsekvenser bør opgøres for de forskellige samfundsgrupper, som påvirkes mest markant. I denne analyse omfatter disse potentielt:

- Kommunerne/serviceselskaberne
- 'Producenter' af slam (husholdninger og erhverv)
- Behandlingsvirksomhederne
- Statsfinansierne.

Ud over ovenstående interessenter vil en række øvrige aktører blive påvirket økonomisk. Påvirkningen af disse aktører er imidlertid af mindre omfang.

Med den eksisterende danske regulering vil omkostningerne ende hos affaldsproducenterne. Den pris, som husholdninger og erhverv betaler for at få behandlet deres spildevandsslam, skal nemlig afspejle omkostningerne. Derved vil evt. forøgede omkostninger til indsamling, transport og behandling af spildevandsslam afholdt af kommune, serviceselskab eller behandlingsvirksomhed i sidste ende skulle afholdes af 'producenterne' (husholdninger og erhverv). Rensningsanlæggene er nu underlagt en prisloftregulering, som stiller krav til effektiviteten i behandlingen og lægger begrænsninger i den regning, som kan sendes videre til borgerne²⁷.

Den budgetøkonomiske analyse vil derfor afdække, hvordan behandlingsvirksomhederne og statsfinansierne påvirkes.

Ud over allerede vedtagen regulering med øgede fremtidige effektivitetskrav til rensningsanlæggene antages ikke andre lovændringer, som ændrer de økonomiske vilkår for anlæggene.

²⁷ Retsinformation. Lov om vandsektorens organisering og økonomiske forhold. 2009. fundet på <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=125346>

7. Forudsætninger for samfundsøkonomisk vurdering

I dette kapitel beskrives forudsætninger, som bruges specifikt i den samfundsøkonomiske vurdering, f.eks. omkostninger og prisudviklinger, særligt knyttet til de enkelte scenarier.

7.1 Generelle økonomiske forudsætninger

Her anvendes Miljøstyrelsens vejledning fra 2010, "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter". For priser på energi og brændsler og på skadesvirkningen af udslip af drivhusgasser anvendes Energistyrelsens vejledninger fra 2010 og 2011, "Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, april 2011".

Enhedsomkostninger vedrørende transport og transporteksternaliteter baseres på Transportministeriets "Transportøkonomiske Enhedsomkostninger", som Danmarks Tekniske Universitet opdaterer.²⁸

For eksternaliteter/luftforurening fra stationære danske anlæg bruges emissionsværdier, som repræsenterer omkostningsestimeringer under danske forhold, jf. tabel 36²⁹.

I analysen anvendes en partiel marginaltilgang, hvor der analyseres effekter ved behandling af et ton slam TS, som 'afhændes' fra rensningsanlæg ved 3,5 % TS. Det er væsentligt at være opmærksom på, at resultater herfra kun med forbehold kan opskaleres til national skala. Det skyldes, at der kan være andre afledte effekter ved en større national omlægning af slambehandlingen, som ikke medtages her, f.eks. øgede transportlængder, og lokale luftforurenings-, støj- eller trængselsgener.

²⁸ Kan findes på DTU's hjemmeside.

²⁹ Se bl.a. CEEH Scientific Report No 3: *Assessment of HealthCost. Externalities of Air Pollution at the National Level* using the EVA Model System, marts 2011 Jørgen Brandt m.fl. DMU 2010-tal.

7.2 Screening af kritiske faktorer

For hvert scenarie foretages en screening af kritiske faktorer. Af kritiske faktorer, som går på tværs af flere af scenarierne, kan nævnes:

- Prisen på afhentning af de færdige slamprodukter og evt. efterfølgende udbringning på landbrugsjord svinger ganske betydeligt i pris.
- For flere behandlingstyper er anlægsomkostningerne afgørende for de samlede omkostninger, men ofte er f.eks. det anvendte areal i forvejen i kommunens eje, og afregnes derfor ikke til markedspris i praksis. Dette gøres dog i COWIs beregninger.
- Ansættelse af forventet levetid for anlæg og udstyr har betydning. Generelt ansætter vi, at anlæggene har en levetid på 60 år, og teknisk udstyr som pumper og maskiner en levetid på 20 år. Ved interview har det dog vist sig, at også dele af det tekniske udstyr, som f.eks. pumper, kan holde betydeligt længere. Levetiden afhænger bl.a. af, hvor intensivt udstyret bruges.
- Det kan være vanskeligt at udskille omkostninger til den specifikke slambehandlingsenhed, da den kan have tæt tilknytning til resten af renseanlægget.
- Risiko for, at nye skrappe krav til/viden om indholdsstoffer i slam til jordbrugsformål vil medføre yderligere behandling og dermed en samlet fordyrelse.
- Skalaforhold. Typisk vil behandling på et nyt, større anlæg være billigere end behandling på et ældre, mindre anlæg.

Der udføres følsomhedsberegninger på en del af de kritiske faktorer, se kapitel 8.

Data er primært fundet ved interview. De indsamlede økonomiske data knyttet til de enkelte anlæg er af svingende kvalitet, især data for allerede afholdte investeringer, der som regel ikke kunne fremskaffes. Derfor er der suppleret med overslag og beregnede priser. Opsamling på indsamlede data er vedlagt i bilagsrapporten.

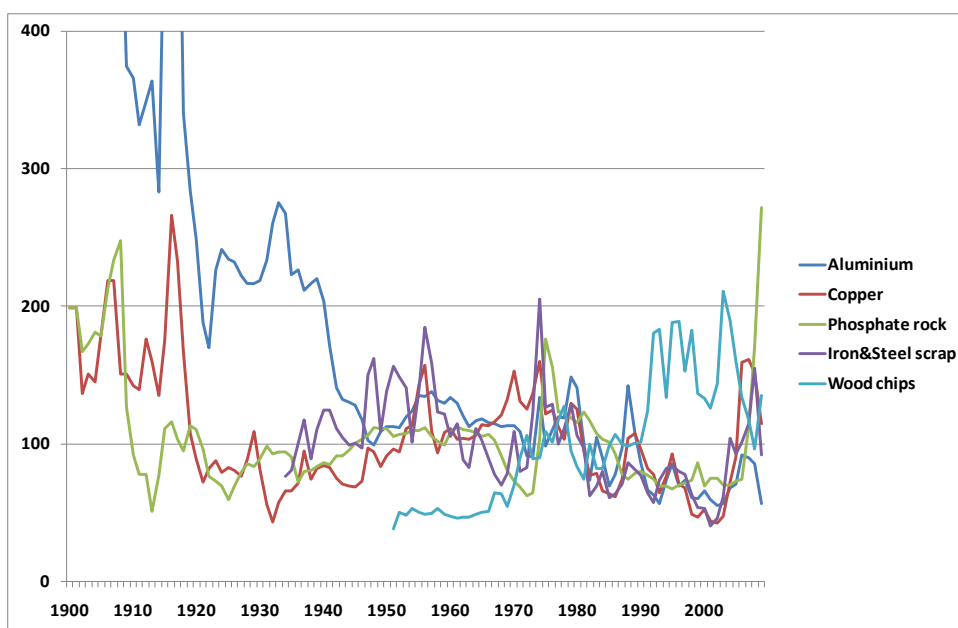
Vedligehold er alle omkostninger ud over alm. drift, som ikke giver levetidsforlængelser på otte år eller mere.³⁰

Fra 2012 er rensningsanlæggene underlagt benchmarking og krav om resultatforbedringer fra Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen. Derfor må et 2020-anlæg forventes at køre mere effektivt end de eksisterende, også selvom teknologien er den samme. Derfor har vi valgt at lægge driftsomkostningerne i den lave ende af de observerede værdier (hvor der er flere), baseret på konkret skøn og tidligere beregninger.

7.3 Ressourcepriser

Ressourcepriserne synes at være ganske følsomme over for verdenskonjunkturerne og svinger i grove træk med -50 til +100 % af gennemsnitsprisen for perioden siden anden verdenskrig. En illustration af dette er vist i figur 56. Eksempler på øvrige råvarer er vist for at tydeliggøre tendensen. Bemærk også, at prisudviklingen på biomasse, her præsenteret ved træflis (wood chips), er anderledes end for de øvrige råvarer.

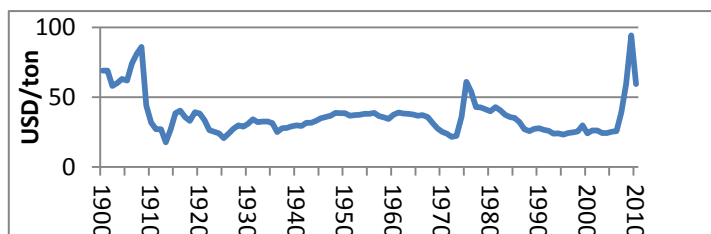
³⁰ Som defineret i http://www.kfst.dk/fileadmin/webmasterfiles/Tilsyn/Pris-_og_levetidskatalog/Benchmarking.pdf



FIGUR 56 INDEKS FOR RÅVAREPRISER (INDEKS 100 = GENNEMSITLIG REALPRIS SIDEN 1945)

Kilder: Figuren er baseret på data fra US Geological Survey, <http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/> og Madison Lumber Report. www.madisonlumberreport.com

Fosfor. Det ses her, at prisen for fosfor steg meget markant for et par år siden, for siden at falde lidt og tidligere ikke har udvist en klar tendens. En stigende tendens forventes dog at være tilfældet i de kommende år, og prisfastsættelsen her har betydning for de økonomiske beregninger, i scenarie 5, 6, 12 og 13.



FIGUR 57 PRISER FOR FOSFATSTEN I FASTE PRISER SIDEN ÅR 1900

Kilde: PHOSPHATE ROCK STATISTICS, U.S. GEOLOGICAL SURVEY 2011

Priserne på fosfor i handelsgødning og råfosfat (ca. 15 %P) er tæt korrelerede. Der ses ingen entydig prisudvikling over årene, men der bemærkes en prisspids de sidste par år. Fosfatsten indeholder ca. 20 % fosfor. Gennemsnitsprisen har været på ca. 0,35 kr./kg for råfosfat. Markedsprisen på fosfor har for et par år siden været oppe over 30 kr./kg, men er medio 2012 på ca. 13 kr./kg P³¹. En markedspris på 20 kr./kg fosfor antages at være gældende i 2020.

Biomassepriser. Biomasseprisen, i Figur 55 præsenteret ved wood chips, er også meget svingende og med en stigende trend. Tørret spildevandsslam er biomasse, som kan erstatte

³¹ Chicagobørsen, under "Fertilisers". Denne bruges også til fastlæggelse af kvælstofprisen. Desuden opgørelser hos Us Research Service på: <http://www.ers.usda.gov/>

anden biomasse på f.eks. affaldsforbrændingsanlæg. Også her forventes en stigende pris i de kommende år, grundet øget efterspørgsel efter biomasse.

Biomasse er en begrænset ressource, og der forventes stigende efterspørgsel efter biomasse frem mod 2020, og også stigende priser. Yderligere forventes et større skift mellem brug af forskellige biomassefraktioner i diverse anvendelser. Prisen på tørret slam til (med)forbrænding kan blive påvirket positivt af denne udvikling, men der er ikke gjort specifikke antagelser vedrørende dette. Vedrørende halm bruges Energistyrelsens prisfremskrivning fra april 2011, som angiver en pris på 28,7 kr./GJ halm³² i 2009 priser. Da denne kun angiver en svag prisstigning i forhold til 2012-prisen, er det for vores beregninger lagt som forudsætning, at prisen vil stige, så at den afspejler den mængde CO₂, som halmen kan fortrænge ved afbrænding i stedet for kul.

Jordpriser. Her ses på skyggeprisen for tilsvarende erhvervet areal. Det er valgt at sætte prisen på erhvervet areal som 2011, 1. kvartal, gennemsnitsprisen for landbrugsjord. Priserne på landbrugsjord er i disse år faldende. Slambehandlingsanlæg for spildevandsslam lægges dog typisk på arealer, som kommunerne ejer i forvejen. Ved de gennemførte interview var der ikke eksempler på det modsatte.

Når nye anlæg lægges op ad/sammen med eksisterende tekniske anlæg, mindskes ekstra krav til areal (tilkørselsforhold mv., ligesom visse administrative bygninger evt. kan deles). Dette taler for, at skyggeprisen ikke skal sættes for højt, selvom der er store forskelle på, hvor man er i Danmark.

Dette betyder, at vi til denne analyse har estimeret en arealpris på 157.000 kr./ha = 15,7 kr. m², svarende til gennemsnitlige danske priser på landbrugsareal i landzone i første halvår 2011³³.

7.4 Transportomkostninger

Transportomkostninger estimeres særskilt i hvert enkelt scenarie. Dog bruges samme priser for samme type transport og lastbilstørrelse på tværs af scenarierne.

Der antages generelt, at slammet køres 25 km til slutdisponering på landbrugsjord og 50 km, når det køres længere til store centrale anlæg, f.eks. biogasfællesanlæg. Tørstofindholdet i det slam, som transporteres, varierer meget mellem scenarierne. Da transportpriserne er for kørsel af tons slam, uanset tørstofindhold, er det derfor meget billigere pr. ton TS at transportere tørret slam end meget vådt slam.

7.4.1 Omkostningsbestemt transport

Priserne nedenfor er brugt til at regne velfærdsøkonomiske omkostninger ved transporten³⁴.

Lastbilen antages at have en størrelse, så den kan medtage 16 tons/læs generelt set, hvor ikke andet angives. For kompostanlæg er vognstørrelsen større, (25 ton bruttovægt), da det er den størrelse, der oplyses af de interviewede³⁵.

³² Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, april 2011

Udgivet i april 2011 af Energistyrelsen, Amaliegade 44, 1256 København K.

³³ <http://www.agrocura.dk/Nyheder/JordprisenOktober2011.htm>, Analyseelskabet Agrocura. (Priser på nyudstykkede parcelhusgrunde i byområder ligger noget højere, ca. 50 kr./m² med meget store variationer, men typisk lægges slambehandlingsanlæg ikke i sådanne områder).

³⁴ Al anden transport end den "markedsbaserede slutdisponering inklusiv transport" som nævnes i 7.3.2

³⁵ Følgegruppen bemærkede, at der er en tendens mod brug af stadig større vogne.

TABEL 37 BEREGNINGSPRISER FOR ØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED TRANSPORT MED LASTBIL (FAKTORPRISER)

Lastbil	km/l diesel	
Forbrug	km/l diesel	2,80
Lastbilpris, afstand	kr./km	2,94
Lastbilpris, tid	kr./time	350,6
Gennemsnitlig tomkørsel (kørsel tilbage til garage mv.)	km/læs	30

Kilde: DTU, databasen "Transportøkonomiske enhedspriser". Lastbil på 16 tons. Den samlede pris pr. km pr.ton TS afhænger af tørstofindholdet. Prisen pr. ton-km kørt er ca. 54 øre.

De eksterne omkostninger afholdes af samfundet og indgår i de velfærdsøkonomiske omkostninger. Eksterne omkostninger ved transport, ud over miljøomkostninger, fremgår af nedenstående tabel 38. Støj kan betragtes som en miljøomkostning, men er her medtaget under transporteksternaliteter af beregningstekniske årsager.

TABEL 38 BEREGNINGSPRISER FOR EKSTERNE OMKOSTNINGER VED KØRSEL MED LASTBIL PÅ 16 TONS. MEDTAGER STØJ, UHELD, TRÆNGSEL OG SLID PÅ INFRASTRUKTUR (FAKTORPRISER)

Kr. pr. km	Støj	Uheld	Trængsel	Infrastruktur
2010-priser				
Lastbil diesel 16 t	0,10	1,25	0,58	1,01

Kilde: DTU, "Transportøkonomiske enhedspriser", fra

<http://www.dtu.dk/centre/Modelcenter/Samfunds%20b8konomi/Transport%20b8konomiske%20Enhedspriser.aspx>. Tabellen udtrykker marginale eksterne omkostninger/pr kørt km, for en række køretøjstyper.

Note: Luftforureningstillene i denne rapport er fundet ved brug af LCI-data, og enhedspriser for luftforurening. Klima- og luftforureningseffekter indgår ikke under transporteksternaliteter for at undgå dobbelttælling.

Spildevandsslam, som overholder grænseværdierne, er en forholdsvis ensartet ressource, som afsættes på et marked og markedsbaseret behandles anderledes end f.eks. dagrenovation. Det har betydning for prisen på afhænding og slutdisponering af slammet, og håndteringen af dette i beregningerne er forklaret nedenfor.

7.4.2 Slutdisponering af slam inkl. markedsbaseret transport (scenarie 1-4 og 7-11)

Under interview har det vist sig, at de omkostninger til transport og slutdisponering, som kommunerne skal betale for at 'komme af med slammet' til slutdisponering hos landmænd, biogasfælesanlæg, affaldsforbrænding og medforbrændingsanlæg er en markedsdrevet pris, som fastlægges ved bilaterale aftaler. Det er derfor yderst usikkert, hvad den samlede udbringningspris/ton slam vil være i 2020, men vi antager, at der eksisterer et effektivt marked.

Omkostningerne, som slambehandlingsanlæggene skal betale for 'aflevering' til de nævnte former for slutdisponering, drives af landmændenes efterspørgsel, og prisen har varieret en del og har været faldende de seneste tre til fem år. Landmandsprisen afhænger f.eks. af udbringningstidspunkt, husdyrtryk i området, arealets størrelse, 'kvaliteten' af slammet osv.,

og er en pris, som oplyses til 'formidleren'. Biogasfællesanlæg, affaldsforbrændingsanlæg, og medforbrændingsanlæg er mindre aktører, som også opererer på dette marked.

Prisen estimeres derfor til en pris på 150 kr./ton slam (landmanden får 150 kr. for at modtage et ton slam, som svarer til en gennemsnitlig på nye kontrakter, som indgås i 2012). Denne pris vurderes at svare til en effektiv konkurrence, således at der ikke betales overnormal profit i noget led (150 kr./ton slam med et tørstofindhold på typisk 25 % = 600 kr. ton TS (køberpriser), ved 30 % TS= 500 kr./ton TS osv.) I beregningerne omregnes denne til en velfærdsøkonomisk pris.

Spildevandsslam er en vare, som typisk afsættes ved rensningsanlæggets port og herefter overtages af en 'formidler' mod en markedsfastsat betaling. Formidleren kan vælge at køre slammet direkte til udbringning på landbrugsjord eller til videre behandling på f.eks. et biogasfællesanlæg. Samme valgmulighed gælder for tørret slam, som kan udbringes eller medforbrændes. Derfor bruges den samme marginale omkostning (uden eksternaliteter) på tværs af disse typer af slutdisponering af slam.

7.5 Forudsætninger for scenarierne

Nedenfor ses størrelserne for de anlæg som der regnes på. Teknologibeskrivelser for anlæggene og processerne findes i Kapitel 4.

TABEL 39 STØRRELSE PÅ DE STANDARDANLÆG, SOM PRISSÆTTES I SCENARIERNE

Behandlingsmetode	Kapacitet person- ækvivalenter	Slammængde, ind		
		Kg TS/dag	% TS	tons slam/dag
Tørringsanlæg	100.000	6.000	30	21
Slamforbrændingsanlæg	300.000	18.000	28/30	64
Rådnetanke	100.000	6.000	3,5	171
Komposteringsanlæg	50.000	3.000	25 /30	11
Mineraliseringsanlæg	20.000	1.200	1	120

7.5.1 Slam direkte til jordbrugsformål

Prisen på udbringningen er typisk knyttet til antal tons samlet, uanset tørstofindhold³⁶. Dette er også gældende for de følgende scenarier (mineralisering, kompostering og tørring). Dette giver slamproducenterne et incitament til at aflevere slam med et så højt tørstofindhold som muligt.

I dette projekt ses primært på forholdsvis rent slam, som i 2020 opfylder slambekendtgørelsens krav til anvendelse på landbrugsjord. Den økonomiske værdi/kg af slammets gødningsstoffer forventes øget, mens indholdet af fosfor sandsynligvis er faldet på grund af forbuddet mod anvendelse af fosfor i alle vaskemidler (mindre betydning, da fosfor allerede er udfaset af vaskemidler til husholdning). Dette betyder, at der ikke kan forudses en entydig prisudvikling på slam frem mod 2020. Der er estimeret en pris på 150 kr./ton (faktorpris) i betaling for at modtage slammet, uanset om det er på landbrugsjord, på forbrændingsanlæg eller i biogasanlæg. Prisen inkluderer transport. På forbrændingsanlæg og i biogasanlæg er TS-indholdet vigtigt, mens landmændene ifølge vores interview mere vurderer selve mængden, således at det er relativt billigere at afsætte slam med højt tørstofindhold.

³⁶ Oplysninger fra de anlæg, hvor vi har foretaget interview.

Det antages, at landmændene tager hensyn til gødningsværdien i slammet. Miljøværdien af den undgåede kunstgødning er medtaget, så vidt angår luftemissioner.

Direkte udbringning på landbrugsjord er et element, som indeholder usikkerhed om fremtidig afsætning. I LCA'en er der dog ikke fundet kritiske elementer, som fører til anbefalinger om større forsigtighed med udbringning på landbrugsjord i fremtiden. Det er uheldigt, hvis der sker en ophobning af slam på rensningsanlægget på grund af manglende afsætning, da det kan medføre en række gener. Denne usikkerhed om afsætning er ikke medtaget som omkostninger eller direkte i følsomhedsanalyserne. Dog ses der på en ændring af prisen på slutdisponering af slam, inkl. transport på +/- 50 %.

7.5.2 Afvanding

I de fleste scenarier afvandes slammet til enten 6, 25 eller 30 % TS. Prisen for at afvande er relativ høj, da det kræver en del energi, dyr centrifuge, slamkælder, pumpning og polymer.

7.5.3 Udrådning

Alt slam på de centrale spildevandsanlæg udrådnes (scenarie 5 og 7-13).

Driftsomkostningerne er relativt lave, med undtagelse af varmekonsumet, da slammet opvarmes, og der dermed bruges en del energi. Anlægget producerer en del mere energi, end der bruges.

7.5.4 Mineralisering og jordbrugsformål

Forudsætninger her er, at slamkvaliteten efter mineralisering overholder grænseværdier i slambekendtgørelsen, således at det kan udsprede på landbrugsjord. Dette er ikke nødvendigvis tilfældet, efter at slammet er mineraliseret i ca. 10 år, selvom slammet opfylder kravene, når det pumpes ind. På Karlebo Mineraliseringsanlæg har man f.eks. oplevet, at et af de to bede ved sidste tømning havde et lidt for højt indhold af cadmium. Dette kan være en fordyrende risiko ved dette scenarie, hvis der er en risiko for, at behandlingsformen skal ændres på dette tidspunkt, så der bliver tale om 'dobbeltbehandling'. Denne risiko for fordyrelse er ikke medtaget i scenariet.

Forudsat areal til mineralisering er 10 m² for mineralisering af 1 ton TS.

Mineraliseringsanlægget forudsættes at have en størrelse på 20.000 personækvivalenter, hvilket er en normal anlægsstørrelse. Anlægsomkostningen, som er den afgørende parameter i denne type behandling er sat til 5 mio. kr. Anlægsinvesteringen vil være relativt mindre på et større anlæg.

7.5.5 Bioforgasning på biogasfællesanlæg

Husdyrgødningsbaserede biogasfællesanlæg behandler primært gylle (> 75 % gylle målt i tørstof) og er derfor afhængig af relativt korte transportafstande til landbrugene. De anbefalede kapaciteter ligger på omkring 150.000 ton/år. Fællesanlæggene vil derfor typisk ikke være placeret lige i nærheden af rensningsanlæg.

På et biogasfællesanlæg kan behandles flere forskellige fraktioner, heriblandt gylle, spildevandsslam og industriaffald. Hver fraktion har sit eget biogaspotentiale og tørstofindhold, som kan have stor indvirkning på anlæggets drift og økonomi.

I vores scenarium sender vi ret tyndt slam (6 % TS) til biogasfællesanlægget. Hvis vi øgede tørstofindholdet, kunne det blive billigere i transporten og stadig være lige så eller endnu mere attraktivt for biogasfællesanlægget, alt efter hvor tyndt det materiale er, som de har i forvejen, og hvor meget slam der iblandes. Dog vil ekstra afvanding også betyde en fordyrelse. Der er ikke regnet på denne mulighed.

Der forudsættes et eksisterende stort biogasfællesanlæg, som kan modtage gylle fra op til 50.000 dyreenheder, og som supplerende modtager op til 25 % afvandet spildevandsslam, med TS på ca. 6 %.

7.5.6 Kompostering og jordbrugsformål

Ved kompostering ses på et basisanlæg, hvor afkastluften ikke ledes til scubber eller biofilter. En fordel ved kompostering frem for direkte udbringning på landbrugsjord er nedbrydelse af miljøfremmede stoffer. Komposteringen antages at finde sted i umiddelbar nærhed af rensningsanlægget.

Ved kompostering iblandes halm. Som noget forholdsvis usædvanligt, i forhold til tidligere lignende beregninger, anses halm i 2020 for en så begrænset ressource, at halm alternativt ville blive afbrændt på et kraftvarmewærk, og dermed vil den manglende halmressource faktisk betyde en øget kulafbrænding. Det betyder, at halmprisen stiger, hvilket medfører en fordyrelse af scenariet.

Når al halm som udgangspunkt fjernes fra markerne, vil en tilbageførsel af denne ressource have jordforbedrende egenskaber, som har en økonomisk værdi, men som ikke er prissat her. En mindre del af kulstoffet i den nedmuldede halm vil også blive bundet i jorden, og dette CO₂-optag er medtaget i LCA-analysen og prissat her.

7.5.7 Slamforbrænding på rensenanlægget

Her antages et nyt fluid bed-anlæg af den type, som netop er opstillet på Lynetten i København i 2011. Teknologiprocessen er forenklet afvanding, tørring til ca. 22 -34 % og derefter indfødning på risten. Der sker en effektiv genvinding af varmen fra røggassen i røggaskondensatoren, som øger anlæggets energiproduktion betydeligt.

Økonomidata er baseret på svar fra Lynetten. Disse data anses for at være robuste.

Lynettens anlæg har en størrelse på 1,1 mio. personækvivalenter og er dermed betydeligt større end referenceanlægget i denne vurdering på 300.000 personækvivalenter. Dette har en betydning, idet behandlingsprisen pr. ton TS må forventes at være mindre jo større anlægget er. Der er valgt et anlæg på 300.000 personækvivalenter, da det er en realistisk størrelse i andre byer end Storkøbenhavn (som allerede har tre anlæg). Det er med betydelig usikkerhed anslået, at behandlingsprisen vil være ca. 25 % højere, når anlægget nedskales fra 1,1 mio. personækvivalenter til 300.000 personækvivalenter.

Anlægspriserne forhandles bilateralt, og vi har ikke kunnet finde transparente, markedsbaserede priser, på en række af anlægstyperne.

Ved energiberegningerne er der taget hensyn til, at vi i vores anlæg indfyrrer slam med 30 % TS og ikke 34 % TS, som det er tilfældet på Lynetten. Ankommer slam til forbrændingsanlægget med en lavere TS end 30 %, antages, at slammet eftertørres, så det har 30 % TS, når det indfyres.

Under denne teknologi er der to scenarier, med og uden udvinding af fosforen i asken. Det er vanskeligt at skaffe økonomidata for P-udvinding, som ikke i dag er en kommerciel teknologi. Teknologien kan dog være kommerciel eller tæt på kommerciel i 2020.

Emissioner ved evt. at sejle en mindre mængde aske til Norge behandles, som det er tilfældet i scenarier med forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg eller medforbrænding på cementfabrik el.lign., og er i ingen af scenarierne medtaget, da de anses at falde under bagatelgrænsen.

7.5.8 Oparbejdning af fosfor

Prisen på oparbejdning af fosfor fra spildevandsslam afhænger helt af de produkter, man er i stand til at fremstille. Kommunekemi har arbejdet med udvikling inden for dette område de sidste fem år og har løbende dialog med en række udenlandske aftagere af fosforprodukter med hensyn til sammensætning, kvalitet og pris. Grundlæggende er der altid et krav om høj vandopløselighed og stor renhed, Værdien af fosfor svinger i dag mellem 7 – 50 kr./kg P, afhængigt af slutproduktet og dets marked, men fremstillingsprisen og investeringer i procesanlæg udgør en betydelig faktor for det samlede afkast. Kommunekemi vurderer, at de allerede i dag vil kunne opbygge en rimelig forretning på dette grundlag, og i et marked med stigende fosforpriser og fokus på fosfor som en knap ressource, forventes, at der kan skabes en rigtig god forretning inden for dette område. Hvis tingene udvikler sig som forventet af Kommunekemi, vil udgiften for anlæggene til at komme af med asken til oparbejdning gå mod nul i 2020.

For Kommunekemi betyder dette et virksomhedsøkonomisk overskud, da de kan tage en højere pris for at modtage asken, som ikke er afgiftsbelagt, når asken eller "bare" fosfor fra asken genanvendes. I bilag 7 vises et virksomhedsøkonomisk regneeksempel tilsendt af Kommunekemi.

Det mest sandsynligt er, at et genanvendelsesanlæg for fosfor ikke etableres sammen med de enkelte forbrændingsanlæg, da der er tale om dyre og komplicerede anlæg. De anvendte omkostninger i denne analyse, som er yderst usikre, er vist i tabel 40 nedenfor. Prisen er under forudsætning af salg af fosfor til 20 kr./kg P, mens det ved et konservativt skøn koster 30 kr./kg P at udvinde fosforen af asken.

TABEL 40 OMKOSTNINGER TIL UDVINDING AF FOSFOR AF ASKEN FRA SLAMFORBRÆNDING, FAKTORPRISER I KR./TON TS

Omkostninger til slutdisponering af aske med fosforudnyttelse		
Indtægt fra solgt fosfor, genvundet	kr./ton TS	600
Omkostning til udvinding af fosfor fra asken (Afskrivning, faste og variable omkostninger)	kr./ton TS	900
Omkostninger til afsætning til deponi af resten ekskl. transport og afgifter	kr./ton TS	150

Kilde: COWI-skøn. 2012. Note: De samlede enhedsomkostninger til behandling og deponering af askefraktionen som indgår i modellen er mindre, da der kun er en mindre askefraktion tilbage af de oprindelige ton TS.

7.5.9 Slamtørring og udbringning på landbrugsjord

Slammet tørres fra ca. 30 % TS til 90 % TS. Slam tørret til 90 % er typisk et attraktivt gødningsprodukt til landbrug. Tørret slam er rensat for en del problematiske stoffer og smitstoffer men kan indeholde relativt mange tungmetaller, som er blevet opkoncentrerede ved udrådning.

Slamtørringen er en meget energikrævende proces, men der spares energi og omkostninger i øvrigt ved den efterfølgende udbringning på landbrugsjord, da slammet fylder langt mindre, og afsættes til nogenlunde samme pris pr ton, (og dermed langt mindre pris pr. ton TS).

Et slamtørringsanlæg er dyrt, og koster ca. 30-40 mio. kr. i anskaffelsespris i 2020 for et anlæg til behandling af slam fra 100.000 personækvivalenter.

7.5.10 Slamtørring og medforbrænding på eksisterende affaldsforbrændingsanlæg

Tørret slam kan alternativt forbrændes med et væsentligt energioverskud.

Vi antager en behandlingspris på 150 kr./ton slam til forbrænding, inkl. transport, hvor slammet transporteres i gennemsnit ca. 50 km. Slam med 30 % TS har en positiv brændværdi, men er ikke et specielt attraktivt brændsel, da det er ret vådt (nedre brændværdi for slam er ca. 21 % TS/ton). Derfor antages i dette scenarie en tørring op til 90 % TS. Dette antages at være et attraktivt brændsel for anlæggene. Dog er brændværdien i dette tilfælde så høj, at der kun kan medtages mindre mængder tørret slam i ovnen ad gangen.³⁷

7.5.11 Slamtørring og medforbrænding på cementfabrik eller lign.

Ved medforbrænding på cementfabrik eller lign. antages tørring til 90 % TS, og derefter indfyring i procesanlæg, hvor det antages, at asken anvendes i cementen.

Det antages, at cementfabrikken aftager det tørrede slam til markedspris. Denne antages i 2020 at være 150 kr./ton inkl. omkostninger til transport fra tørringsanlægget.

Dette teknologispor anvendes hos Aalborg Portland. Det antages også at være tilfældet i 2020, og asken kan også bruges i andre processer på andre virksomheder, f.eks. ved produktion af leca-kugler og lign.

³⁷ Oplyst ved interview på Bjergmarken rensningsanlæg, som har en aftale om medforbrænding på KARA. Det tørrede slam afsættes dog i stedet på landbrugsjord.

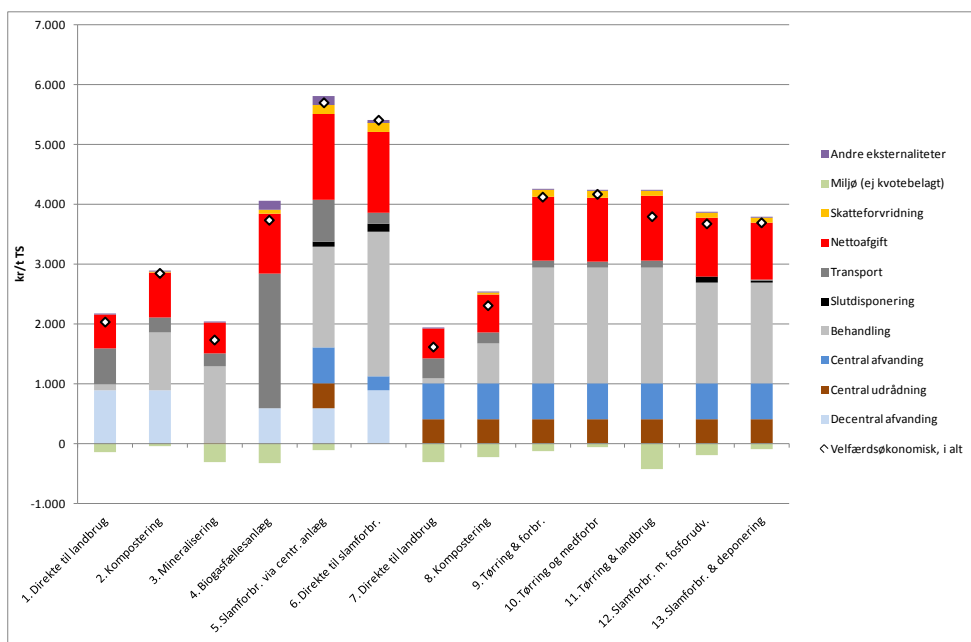
8. Resultater af samfundsøkonomisk vurdering

8.1 Resultater

De samlede resultater af den velfærdsøkonomiske vurdering fremgår af figur 58 samt af Tabel 42.

Behandlingsomkostningerne i denne rapport dækker en kæde af behandlinger af et ton slam TS fra rensningsanlægget til slutdisponeringen af slam. Vores behandlingsenhed er et ton slam TS, (i praksis ved 3,5 % TS), som overgår fra rensningsanlægget til videre behandling i et af de 13 scenarier, og dette "oprindelige" ton TS følges gennem hele scenariet. Når slammet f.eks. er udrådnat, er der kun 0,68 ton TS, som går videre til f.eks. tørring. Det er meget væsentligt at være opmærksom på, når omkostninger sammenlignes, f.eks. i en sammenligning med omkostninger fra andre analyser. Det er også væsentligt at være opmærksom på, at vi ser på hele behandlingsforløb og ikke kun på delbehandlinger som f.eks. "tørring".

Data vedr. massestrømme, fysiske mængder, transportlængder mv. tager udgangspunkt i miljøanalysen og der henvises til detaljerede beskrivelser i denne, særligt Kapitel 4 og 5.



FIGUR 58 BEREGNED VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED SCENARIE 1-13.

KR / TON TS

Note: Den lille sorte bjælke, Andre eksternaliteter, dækker støj, slid på infrastruktur og ulykker i forbindelse med transport. Den mørkegrå bjælke, Transportomkostninger, dækker i scenarie 1-4 og 7-11 også betalingen til slutdisponering. Den gule bjælke dækker skatteforvridningstab og den røde den nettoafgiftsfaktor, som ganges på omkostningerne i forbindelse med de velfærdsøkonomiske omkostninger. Den sorte bjælke, Slutdisponering, dækker deponering af askefraktionen. Værdien af CO₂-emissioner, der er underlagt EU's CO₂-kvotesystem, er ikke i figuren opgjort som en del af posten "Miljøeffekter", men er indregnet via omkostningerne ved forbrugt og fortrængt energi (under posten "Behandling").

Figurforklaring: De decentrale scenarier 1-6 kan sammenlignes på tværs, og scenarierne 7-13 med central udrådning kan sammenlignes på tværs, mens øvrig sammenligning på tværs skal foretages med særlig forsigtighed, da slam med forskellige egenskaber og fra forskellige typer renseanlæg således sammenlignes. De enkelte scenariers sammensætning gennemgås i kapitel 2.

I den lille sorte bjælke: "Omkostninger til slutdeponering" indgår også udvinding og salg af fosfor. Omkostningen er større for de scenarier, hvor fosforen udvindes, hvilket viser, at salget af fosfor ikke kan opveje den ekstra omkostning, der er til at udvinde det. Som det omtales andetsteds, bl.a. i kapitel 7, kan f.eks. Kommunekemi i 2020 have fået økonomi i at lave central udvinding af fosfor fra slammaske.

Den meget store grå transportbjælke i scenarie 4, biogasfæslingsanlæg, er inklusive markedsbestemt betaling til biogasanlægget for modtagelse af den store mængde våde slam.

De miljøparametre, der har betydning i hvert scenarie, fremgår af kapitel 5.

Miljøomkostningerne i den velfærdsøkonomiske vurdering, som fremgår af de grønne bjælker, er opgjort inklusive transportens miljøomkostninger. Det har kun været muligt at værdisætte emissioner til luften. Dog indgår desuden værdisætning af støj fra transport, der opgøres under andre eksternaliteter.

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved miljøeksternaliteterne ved slambehandling (Scenarierne 1-13, i kr./tons TS) vises i tabel 41. I alle scenarier, på nær scenarie 6, er der en samfundsøkonomisk gevinst ved behandlingerne i scenarierne, for så vidt angår luftforurening (fremgår af de grønne bjælker). For scenariet med positive omkostninger er

den grønne bjælke over x-aksen i figur 58 ovenfor, mens de øvrige scenariers negative omkostninger fremstår under x-aksen og dermed mindsker de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger.

I tabel 41 vises størrelsen af værdien af de kvotebelagte CO₂-emissioner, sammenlignet med værdisætningen af de øvrige emissioner (til luften). Som nævnt i kapitel 6.2.4 antages denne værdi at indgå i det velfærdsøkonomiske regnestykke via priserne på forbrugt og fortrængt energi. Det ses, at værdien af de kvotebelagte CO₂-emissioner har en betydelig størrelse i forhold til værdien af de øvrige emissioner.

TABEL 41 MILJØOMKOSTNINGER (LUFTEMISSIONER) I ALT, MILJØOMKOSTNINGER UDEN KVOTEBELAGTE CO₂-EMISSIONER OG VÆRDIEN AF DE KVOTEBELAGTE CO₂-EMISSIONER, I KR./TON TS

	Direkte til landbrug	Komposte ring	Mineralisering	Biogasfælles anlæg	Slamforbr. via centr. anlæg	Direkte til slamforbr.
	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral
	1	2	3	4	5	6
I alt	-189	148	-370	-608	-172	189
Ekskl. kvotebelagte CO ₂ -emissioner	-145	-44	-303	-325	-105	11
Kvotebelagte CO ₂ -emissioner	-44	192	-67	-283	-67	177

	Direkte til landbrug	Kompostering	Tørring & forbr.	Tørring & medforbr	Tørring & landbrug	Slamforbr. m. fosforudv.	Slamforbr. & deponering
	Central	Central	Central	Central	Central	Central	Central
	7	8	9	10	11	12	13
I alt	-582	-294	-300	-255	-568	-300	-253
Ekskl. kvotebelagte CO ₂ - emissioner	-314	-221	-119	-64	-434	-194	-92
Kvotebelagte CO ₂ -emissioner	-268	-73	-181	-191	-134	-106	-161

Som nævnt i afsnit 6.2.4 er der valgt en global afgrænsning. Hvis der i stedet vælges en national afgrænsning, viser en overslagsberegning, at der fra miljøomkostningerne, kvoteomfattet skal fratrækkes ca. 100 kr. i øvrige miljøomkostninger i de scenarier, hvor slammet bruges til at erstatte kunstgødning. Dette vedrører især SO₂ og NO_x-udledninger, desuden en række mindre transportemissioner, som ikke er opgjort. Så der er store miljøfordele ved at erstatte kunstgødning, dog forekommer disse fordele i udlandet og kommer ikke med i en snæver national betragtning.

Forskellen mellem scenarie 5 og 6 er, at slammet i scenarie 5 udrådnes, når det ankommer til det centrale anlæg, hvorefter en del af tørstoffet bliver til metan, og derefter afvandes sammen med det øvrige slam på anlægget og forbrændes. I scenarie 6 sker der en større afvanding, hvorefter decentralt produceret slam køres til centralt anlæg for yderligere afvanding og forbrænding. Decentral og central afvanding er nogenlunde lige dyrt, men da der ikke er så meget tørstof som skal afvandes efter udrådning, fremstår central afvanding som billigere.

Indtægter ved salg af energi og fosfor indgår implicit i behandlingsomkostningerne, som opgøres som netto-tal (udgifter minus indtægter). Omkostningerne i de enkelte scenarier fordeler sig som vist i tabellerne nedenfor.

Tabel 42 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER OPDELT PÅ HOVEDELEMENTER OPDELT PÅ SCENARIO 1 -6 OG 7 -13. KR. /TON TS

Velfærdøkonomi (i køberpriser): Samlede udgifter og indtægter opdelt på poster (i faktorpriser)						
	Direkte til landbrug	Komposter ng	Minerali sering	Biogasfæll esanlæg	Slam forbr. via centr. anlæg	Direkte til slam forbr.
	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral
	1	2	3	4	5	6
Decentral afvanding	898	898	0	595	595	898
Central udrådning	0	0	0	0	404	0
Central afvanding	0	0	0	0	610	221
Behandling	100	967	1.295	0	1.679	2.415
Slutdisponering	0	0	0	0	92	135
Transport	600	247	210	2.250	694	192
Nettoafgift	559	739	527	996	1.426	1.351
Miljøeffekter, ej kvotebelagte	-145	-44	-303	-325	-105	11
Andre eksternaliteter	19	12	7	141	143	39
Skatteforvridding	0	26	-5	74	156	142
Velfærdøkonomisk, i alt	2.031	2.844	1.731	3.732	5.695	5.404

Velfærdøkonomi (i køberpriser): Samlede udgifter og indtægter opdelt på poster (i faktorpriser)							
	Direkte til landbrug	Komposter ng	Tørring & forbr.	Tørring og medforbr	Tørring & landbrug	Slam forbr. m. fosforudv.	Slam forbr. & deponering
	Central	Central	Central	Central	Central	Central	Central
	7	8	9	10	11	12	13
Decentral afvanding	0	0	0	0	0	0	0
Central udrådning	404	404	404	404	404	404	404
Central afvanding	610	610	610	610	610	610	610
Behandling	68	658	1.921	1.921	1.934	1.679	1.679
Slutdisponering	0	0	0	0	0	92	31
Transport	338	177	122	113	113	10	10
Nettoafgift	497	647	1.070	1.067	1.071	978	957
Miljøeffekter, ej kvotebelagte	-314	-221	-119	-64	-434	-194	-92
Andre eksternaliteter	11	8	1	7	4	1	1
Skatteforvridding	0	21	108	108	89	93	90
Velfærdøkonomisk, i alt	1.613	2.305	4.119	4.165	3.792	3.673	3.690

Note: For scenarierne 1-4 og 7-11 er "Slutdisponering" medregnet under "Transport".

Skatteforvriddingstab er sat til nul i "basisscenariet", scenarie 1, og for de øvrige scenarier beregnet ud fra forskellen i afgiftsprovenu i forhold til provenuet i basisscenariet.

8.1.1 Hovedkonklusioner, velfærdøkonomi

- **De billigste scenarier.** Mineralisering er beregnet til at være den billigste behandlingsform for slam fra de decentrale rensningsanlæg. Dernæst kommer afvanding decentralt og efterfølgende udbringning på landbrugsjord.
Udrådning og derefter udbringning på landbrugsjord er den billigste behandlingsform for centralt udrådnat slam. - Dernæst kommer kompostering.
- **De dyreste scenarier.** Slam som køres til forbrænding eller biogasfællsanlæg er de dyreste løsninger for decentralt behandlet slam.
Tørring og forbrænding er de dyreste behandlingsformer for de centrale scenarier.
- **Miljøgevinster.** De fleste scenarier (undtagen scenarie 6) har negative miljøeksternaliteter. Miljøeksternaliteterne har en størrelse, så de har betydende indflydelse på de samlede behandlingsomkostninger. Særligt har det betydning, i hvilket omfang der "lækkes" metan og/eller lattergas i behandlingsscenariet. Der er en betydelig usikkerhed forbundet med dette, som afgørende kan rykke ved den samlede miljøgevinst ved behandlingen.

- **Landbrugsjord (Scenarie 1, 7 og 11).** De scenarier, som bringer slammet ud på landbrugsjord, har også en omkostning til slamlagring. Selve omkostningen til lagringen er højere for det slam, der kun er afvandet i forhold til det slam, der er tørret til 90 % TS, da det fylder betydeligt mere og har risiko for at afgive emissioner.
- **Kompostering (Scenarie 2 og 8).** Kompostering ligger i mellemgruppen med hensyn til omkostninger. Brugen af halm, som her defineres som en knap ressource, der ellers kunne have erstattet kul, fordyrer scenariet.
- **Mineralisering (Scenarie 3).** Mineralisering er en billig løsning med de fastlagte forudsætninger i denne vurdering. Investeringsomkostningen har stor betydning, som det fremgår under resultatet af følsomhedsberegningerne, som vises nedenfor.
- **Udrådning (Scenarie 5 og 7-13).** Udrådningen og energiproduktionen fra denne opgøres her som separat delbehandling, og det tydeliggør det relativt store energioverskud, selvom det ikke giver en egentlig økonomisk fordel til de berørte scenarier.
- **BiogASFællesanlæg (Scenarie 4).** Der er tale om et biogasanlæg på "barmark" uden fordyrende elementer, som vil fremkomme ved f.eks. indpasning i et bymiljø (som er tilfældet på f.eks. Bjergmarken i Roskilde). Afsætning af slam til et biogASFællesanlæg bliver en relativt dyr løsning, da det er slam med lavt tørstofindhold, som køres rundt på vejene, og anlæggene får en markedsbestemt afsætningspris baseret på en pris pr. ton.
- **Tørring (Scenarie 9, 10 og 11).** Tørring til 90 % TS fremstår som en særlig dyr behandling. Der er ved interview fundet et stort energiforbrug, høje anlægsomkostninger og relativt store løn- og vedligeholdelsesomkostninger. Tørring er dog en af de teknologier, hvor der er god mulighed for en teknologisk udvikling/ økonomisk effektivisering, frem til 2020, som ikke er medtaget her.
- **Transport af slam med lavt TS (Scenarie 4 og 5).** For de to scenarier, som transporterer slam med lavt TS rundt over en relativ lang afstand er konklusionen, at transporten betyder en tydelig fordyrelse af behandlingsforløbet. Scenarie 5 er det scenarie med de højeste omkostninger.
- **Fra decentral til central behandling (scenarie 6).** At køre decentralt afvandet slam på 25 % TS forholdsvis langt for derefter at øge tørstofindholdet tilstrækkeligt, til at det kan indfyres i slamforbrændingsanlægget, er behandlingsform med høje omkostninger.
- **Håndtering.** Tørring og/eller forbrænding har nogle klare fordele med hensyn til håndtering og transport, ligesom det kan være en oplagt løsning, der hvor der er sket en forurening af slammet, eller hvor omkringliggende landbrugsarealer ikke må/kan modtage mere slam".
- **Udvinding af fosfor (Scenarie 5,6 og 12).** Genanvendelse af fosfor og indtægten ved salg af fosfor betyder ikke så meget i det samlede regnskab. Her er det antaget, at omkostningerne til udvinding er større end indtægterne ved salg. Begge er indeholdt i betegnelsen "omkostninger til slutdeponering", der derfor er lidt større i de scenarier, som har indvinding af fosfor.

Se desuden beskrivelse i Kapitel 4 og 7, under slamforbrænding om mulig central udvinding i 2020 med en bedre økonomi end anvendt her.

8.1.2 Usikkerheder

Til de ovenstående hovedkonklusioner knytter der sig en række usikkerheder. Særligt skal fremhæves:

- Udgangspunkterne for behandling rundt om i landet kan variere og gøre nogle behandlingsformer langt mere oplagte end andre, også i 2020.
- Datausikkerhederne er store på visse af behandlingspriserne. Behandlingsformerne har andre fordele og ulemper end de økonomiske, og ikke alle effekter er værdisat i disse beregninger. Mineralisering fremgår som den billigste behandlingsform for decentrale anlæg og udrådning med efterfølgende udbringning på landbrugsjord er den billigste behandling for slam fra centrale anlæg. - Dette kræver dog, at slammet er tilstrækkeligt rent, og at landmænd i nærheden vil modtage det.
- Priserne for afsætning til slutdisponering af slam har svinget voldsomt, og selvom der nu synes etableret et stadigt mere effektivt marked med lave priser, kan fornyet usikkerhed om slammets miljøegenskaber få priserne til at stige igen. Omvendt kan det bemærkes, at de som modtager slammet i dag til slutdisponering, tilsyneladende ikke betaler fuld pris for slammets ressourceværdi, og at dette taler for, at priserne kan falde yderligere frem mod 2020.
- Der er en tendens til, at omkostningen ved udrådning underestimeres i beregningerne. Dette skyldes, at det antages, at hele den producerede mængde biogas udnyttes. Dette er ikke tilfældet på anlæggene i dag. Hvor meget der f.eks. udnyttes, varierer meget fra år til år, og fra anlæg til anlæg.
- Vedligeholdelsesomkostninger på anlæggene svinger tilsyneladende meget fra år til år, og vi har ikke oplysninger om de vægtede gennemsnit over f.eks. fem år. Der, hvor vi har flere anlæg/adgang til data fra flere år, f.eks. tørringsanlæg, kan der dog laves et gennemsnit. At sammenholde data baseret fra flere "halvgamle" tørringsanlæg med et helt nyt slamforbrændingsanlæg, som der i praksis gøres her, kan være med til at skævvride vedligeholdelses- og lønomkostninger til fordel for forbrændingsanlægget.
- Investeringsomkostninger er væsentlige for flere af behandlingspriserne. Da der er stordriftsfordele ved de fleste anlægstyper, har de valgte anlægsstørrelser således betydning for den samlede behandlingspris. Netop for at optimere de samlede anlægsomkostninger, kan der være en tendens til, at kommunerne i endnu højere grad end i dag går sammen om at etablere større anlæg end dem, som er valgt som vores referenceanlæg.
- Pladsmæssige og arkitektoniske hensyn kan betyde en betydelig fordyrelse af anlægsomkostningerne og dermed behandlingspriserne. Priserne her er estimeret uden sådanne særlige hensyn.
- Lattergas er en meget stærk drivhusgas, som typisk ikke er underlagt CO₂-kvotesystemet. Ny viden om lattergasemissioner i scenarierne kan derfor ændre resultaterne vedrørende værdien af emissioner.

8.2 Følsomhedsanalyser

Nedenstående følsomhedsanalyser er gennemført efter aftale med følge- og styregruppe. Typen af usikkerhed varierer mellem parametrene. Der er usikkerhed om den reelle pris på visse elementer, især teknisk udstyr og anlæg, hvor priser på nye anlæg ikke er tilgængelige af konkurrencehensyn. Desuden er der usikkerhed om den fremtidige prisudvikling. På områder med ændring af markedsforhold, f.eks. forventet øget knaphed på fosfor, bliver prisudviklingen særligt usikker.

8.2.1 Økonomiparametre i følsomhedsanalyse

Der er regnet følsomhed for følgende parametre, da de antages at være centrale for de samlede behandlingsomkostninger:

- Diskonteringsrate (1 %, 3 %). De udelukkende lavere alternativer er valgt, da de 5 % i hovedforløbet er højt sat.
- Markedsbestemt transport med slutdisponering/omkostninger for anlæggene ved levering til vognmand. (Følsomhed ved 50 % højere/lavere omkostninger dvs. 75 kr. og 225 kr./ton slam uanset tørstofindhold). Der antages ikke, at transportafstandene øges frem mod 2020.
- Energipriser. El-, varme- og brændselspriser (følsomhed ved 25 % over og under 2012 priserne).
- Investeringsomkostninger (på hver af typerne afvanding, tørring, forbrænding, kompostering, mineralisering) (følsomhedsanalyse ved +/- 25 % af investeringspriserne, selvom priserne er sammensat af en række i sig selv usikre parametre)..
- Der er desuden forsøgt at beregne følsomhed på kapaciteten for slamforbrændingsanlæg ved at regne på et stort fælles slamforbrændingsanlæg på 2 mio. personækvivalenter som følsomhed frem for et anlæg på 300.000 personækvivalenter som angivet. Baggrunden er, at en lang række jyske og fynske kommuner overvejer at gå sammen om et sådant anlæg. Økonomidata fra tilsendt materiale er forsøgt anvendt, men giver ikke mulighed for en egentlig samfundsøkonomisk vurdering eller følsomhedsanalyse af et sådant helt specifikt projekt.
- Gødningspriser (følsomhed ved en fosforpris på 10 kr./kg og 30 kr./ kg. = 50 % variation i forhold til forventet 2020-markedspris, grundet store historiske prisvariationer).

8.2.2 Konklusioner på følsomhedsanalyser af velfærdsøkonomiske beregninger

Følsomhedsanalyserne illustrerer konsekvenserne af de vigtigste usikkerheder i beregningerne.

Nedenstående tabel 43 opsummerer data for de 4 følsomhedsanalyser, der har vist mest markante resultater, og en nærmere forklaring gives nedenfor. Øverste talrække er scenarieresultater beregnet af COWI (jf. figur 58), og derefter vises behandlingsomkostninger ved de ændrede forudsætninger. Afslutningsvis er følsomhederne opstillet i en "rankingfigur", Figur 59, som viser scenariernes indbyrdes relative omkostning, og det ses under hvilke omstændigheder et scenarie kan skifte placering og blive enten relativt billigere eller dyrere i forhold til de øvrige scenarier.

TABEL 43 ÆNDRINGER I DE VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED ÆNDRINGER I DISKONTERINGSRATE ELLER ÆNDRINGER I PRISEN PÅ TRANSPORT, ENERGIPRISER OG INVESTERINGSOMKOSTNINGER (VELFÆRDSØKONOMISKE PRISER KR. PR. TON TS)

Scenario:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Centralt skøn	2.031	2.844	1.731	3.732	5.695	5.404	1.613	2.305	4.119	4.165	3.792	3.673	3.690
Diskontering													
s-rate 1 %	1.786	2.308	886	3.487	4.389	4.319	1.113	1.607	3.236	3.283	2.909	2.631	2.648
3 %	1.899	2.557	1.272	3.601	5.002	4.828	1.348	1.934	3.650	3.697	3.323	3.121	3.138
Transportpris													
-50 %	1.626	2.754	1.599	2.172	5.710	5.419	1.386	2.228	4.048	4.095	3.721	3.681	3.698
+50 %	2.436	2.934	1.863	5.292	5.680	5.389	1.841	2.382	4.189	4.236	3.862	3.664	3.681
Energipriser													
+25 %	2.048	2.862	1.730	3.738	5.460	5.373	1.403	2.095	4.053	4.100	3.726	3.439	3.456
-25 %	2.014	2.827	1.731	3.726	5.930	5.435	1.824	2.515	4.184	4.231	3.858	3.906	3.923
Invest. omk.													
+25%	2.175	3.186	2.133	3.876	6.608	6.162	1.969	2.795	4.728	4.774	4.401	4.429	4.446
-25 %	1.887	2.503	1.328	3.589	4.782	4.645	1.258	1.815	3.509	3.556	3.183	2.916	2.933

Note: Ændringer i fosforpriser er behandlet separat, som det fremgår af noten nedenfor.

Der indgår en lang række inputparametre i scenarierne, og ændringer af bare en enkelt eller to af disse kan have betydning for behandlingsomkostningerne, også de relative indbyrdes omkostninger. Dog er resultaterne generelt set ret robuste for ændringer i følsomhedsparametrene.

Diskonteringsrate

Skift i diskonteringsrate fra 5 % til henholdsvis 3 % og 1 % kan have ret stor betydning for de samlede omkostninger. Betydningen er størst for de anlæg, som skal udskifte en meget dyr maskininstallation efter 20 år (tørring og forbrænding), og de som kræver en meget stor startkapital til investering. Samfundsøkonomien bliver bedre, jo lavere diskonteringsraten er.

Markedsbestemte transportpriser inkl. slutdisponering + / - 50 %

Transportpriserne, både de omkostningsbestemte og de markedsbestemte, som indgår som del af slutdisponeringen af slammet, har en vis betydning i en række af de 13 scenarier. Da usikkerheden her vurderes som høj, er der regnet på et usikkerhedsspænd på 50 %. Der regnes på den markedsbestemte transport, da det er den mest usikre faktor, og den som betyder mest, her. Desuden omfattes transport til deponering, da denne pris også kan siges at være markedsbestemt.

Der er endvidere lavet endnu et kvalitetstjek på de markedsbestemte priser contra omkostningsbestemte velfærdsøkonomiske priser ved transport og behandling på biogasfællesanlæg³⁸, da denne omkostning fylder meget i behandlingsscenariet. Konklusionen her er, at omkostningen til behandling på anlægget + transport er ca. på niveau med den markedsbestemte pris. (Omkostningsbestemt pris: ca. 77 kr./ton ved tørstof på 6 % = 1271 kr./ ton TS til selve behandlingen + transport på 50 km, som er ca. 525 kr./ton TS). Samlet 1795 kr./ ton TS omkostningsbestemt mod 2250 kr./ton TS markedsbestemt. Ved kortere transport/ højere TS vil det være billigere, og det viser, at der er særlig stor usikkerhed på dette scenarie.

³⁸ Biogasfællesanlægget er modelleret som det gøres i projekt om samfundsøkonomisk analyse af behandling af dagrenovation. Miljøstyrelsen 2012. Den præcise pris vil afhænge af slammets energiindhold.

Energipriser +/- 25 %

En fordyrelse/billiggørelse af energipriserne betyder ikke overraskende mest for de meget energiforbrugende behandlingstyper, tørring og slamforbrænding. Dog har en sådan svingning ikke afgørende betydning for de samlede behandlingspriser i nogen af scenarierne, da anlægsomkostningerne til tørring og forbrændingsanlæg vejer tungere.

Investeringsomkostninger +/- 25 %

Her er set på de tekniske enkeltkomponenter. Har betydelig indflydelse på alle de scenarier med dyre behandlingselementer. Et så relativt stort usikkerhedsspænd er realistisk i 2020, og selvom visse behandlingselementer er prisfastsat relativt sikkert, har andre stor usikkerhed.

Fosforpris +/- 50 %. Variation i fosforprisen kan have en vis betydning for de scenarier, som udvinder P fra asken (scenarie 5, 6 og 12). Som udgangspunkt antages salgsprisen til verdensmarkedet at være 20 kr./kg. Stiger prisen tilstrækkeligt, kan udvindingsmodulet sandsynligvis "løbe rundt" for anlæggene budgetøkonomisk i 2020. Usikkerheden for behandlingsprisen på udvindingsmodulet frem mod 2020 er så stor, at der ikke kan drages entydige konklusioner. Vi antager "Fosfor break-even", ved en pris på 30 kr. pr. kg udvundet fosfor. Det vil sige at udvindingen af fosfor kan betale sig budgetøkonomisk. "Fosfor break-even" er vist i ranking-figur 59.

Velfærdsøkonomisk er der allerede ved lidt lavere pris på fosfor en fordel ved udvinding ud fra en betragtning om optimering af ressourcer, og på grund af miljøværdien ved undgået produktion af kunstgødning (luftforurening), som indgår i miljøomkostningerne.

8.2.3 Øvrige overvejelser

Sikkerhed for afsætning af slammet

For kommunen/rensningsanlægget er der en "sikkerhed for afsætning", hvis man står for hele scenariet, inkl. slutdisponering, og dette tillægges en værdi, som ikke er kvantificeret her. Det tørrede slam er et mere attraktivt produkt at lagre og afsætte end vådt slam, og forbrænding og slutdeponi er sikker afsætning. Den sikre afsætning blev nævnt som begrundelse for valg af denne behandling i flere af vores gennemførte interviews.

Stort forbrændingsanlæg 2 mio. personækvivalenter

Et stort dedikeret slamforbrændingsanlæg kan give sikkerhed for afsætning af den producerede slam, som nævnt ovenfor. Forundersøgelser og forprojekteringen af et sådant anlæg udgør en betydelig men nødvendig omkostning for projektet, for at afdække de mange specifikke forhold. Der kan ikke her gives en egentlig samfundsøkonomisk vurdering af dette specifikke projekt, på baggrund af de data vi har til rådighed, da det vil kræve en undersøgelse af en anden og mere specifik karakter.

Det bemærkes, at der er antaget betydelige stordriftsfordele på anlægsomkostningerne til det store 2 mio. personækvivalenter anlæg sammenlignet med Lynettens anlæg på 1,1 personækvivalenter. Det vurderes som sandsynligt med sådanne stordriftsfordele på op til 25 %.

I forbindelse med et sådant stort projekt skal det bl.a. afklares, om der er brug for al den varme, som anlægget producerer. Der forventes en kørsel på 75 km i gennemsnit for slam afvandet til 17-33 % TS, hvilket medfører en betydelig fordyrelse af projektet i forhold til lokal forbrænding/udbringning på landbrugsjord.

Velfærdsøkonomiske transportomkostninger ligger væsentligt over det, som er vist i prospektet, som er udarbejdet af Rambøll. Det kan skyldes, at det ikke er velfærdsøkonomi, der er beregnet, og at disse dermed ikke dækker de miljømæssige omkostninger og øvrige eksternaliteter, og at det er antaget, at der også i basisscenariet (den nuværende situation) er en del transport.³⁹ Ekstra 75 km transport med 24 % TS giver en velfærdsøkonomisk ekstra omkostning pr. ton TS på ca. 660 kr., som skal mere end opvejes ved anlægsoptimeringer. Hertil kommer eksternaliteter ved tomkørsel med lastbilerne, som ikke er medtaget.

Det har betydning for den samlede velfærdsøkonomi og budgetøkonomi i projektet, om et sådant stort centralt anlæg bygges indenfor de næste få år, for dermed at hjælpe en række kommuner i forhold til et aktuelt afsætningsproblem, dyre decentrale nyinvesteringer eller levetidsforlængelser på eksisterende anlæg, eller om slammet alternativt "bare" kunne være kørt på landbrugsjord.

Med etablering af et sådant anlæg, som kan modtage en stor mængde spildevandsslam i Danmark er der ikke tale om en anlægsstørrelse, hvor man vil nøjes med en marginal, partiel betragtning, baseret snævert på det nye anlægs estimerede anlægs- og driftsomkostninger. Et eksempel kan være, at det skal afdækkes, om der kan opstå uholdbart høje trængsels- og støjgener i visse områder, på grund af den omfattende transport med lastbiler.

Der er stordriftsfordele ved alle behandlingsformerne, og derfor kan et sådant meget stort anlæg være interessant ud fra en driftsøkonomisk og evt. også fra en velfærdsøkonomisk betragtning.

8.2.4 Samlet ranking af scenarier

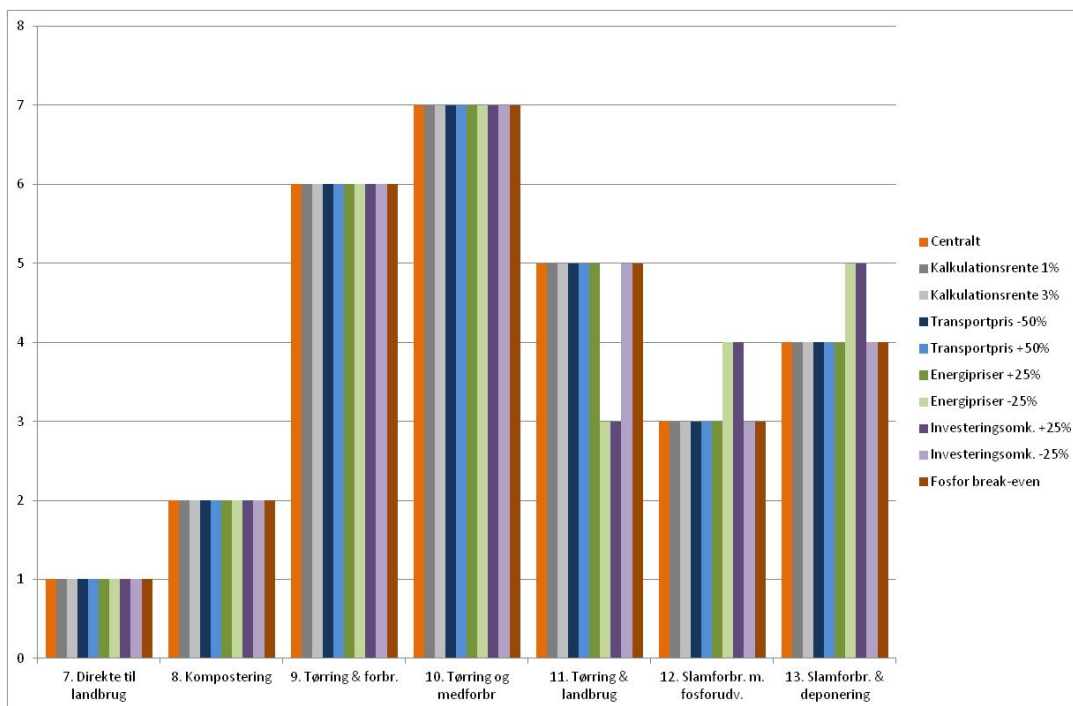
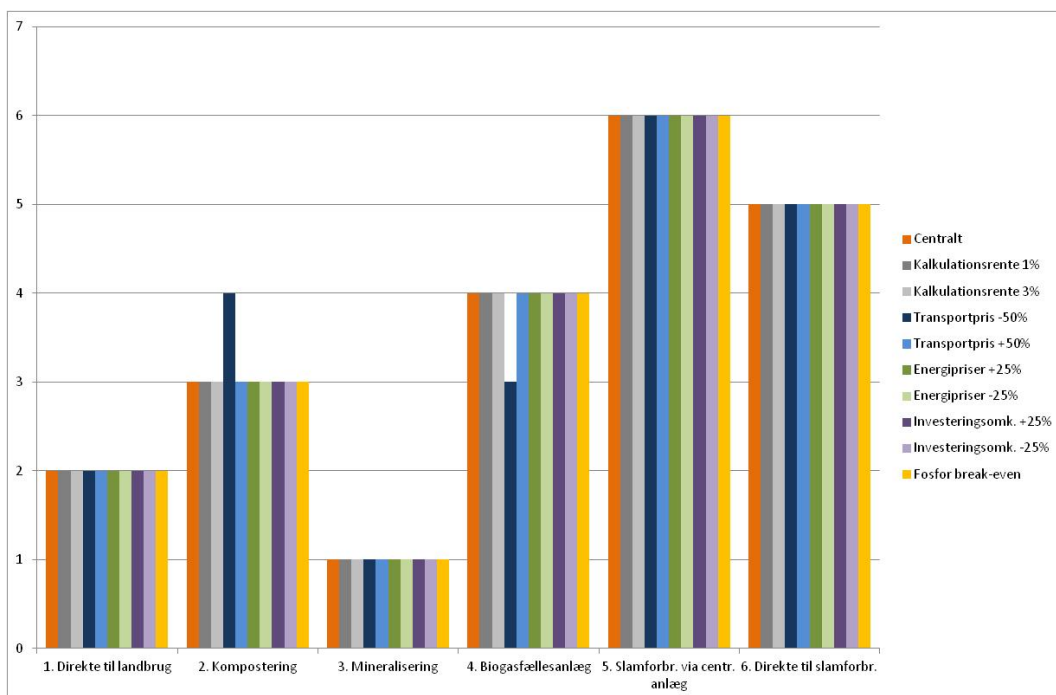
Nedenfor sammenlignes /ranks scenarierne i forhold til deres relative omkostninger, hvor en placering som nr.1 på Y-aksen indikerer, at dette er den billigste behandlingsform. Ranking er velegnet til at vise konsekvenser af følsomhedsanalyserne. Hver følsomhedsanalyse er markeret med en farvet søjle.

Ændringer i følsomhedsparametrene ændrer i visse tilfælde rangordningen af scenarierne.

Forklaring til ranking af scenarie 1 -6. Af figur 59 ses, at de to billigste decentrale behandlingsformer er scenarie 1, direkte udbringning på landbrugsjord og scenarie 3, mineralisering. De er begge robuste overfor ændringer i følsomhedsparametrene. Behandlingsformer med meget transport og markedsbestemt slutdisponering er følsomme overfor ændringer i denne parameter. Scenarie 2 og 4 er følsomme overfor ændringer i transportomkostninger. Den første orange søjle, "centralt skøn", er det velfærdsøkonomiske resultat uden nogen ændringer i følsomhedsparametrene.

Fosfor break-even, den sidste gule bjælke, betyder en situation, hvor omkostningerne til udvinding af fosfor kan dækkes af indtægter ved salg af fosfor til verdensmarkedet.

³⁹ Slides tilsendt vedr. "Fælles slamforbrænding", sommer 2012. Rambøll.



FIGUR 59 INDBYRDES RANGORDEN AF SCENARIE 1 TIL 6 OG 7-13 EFTER VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER. 1 ER BILLIGST OG 6/7 ER DYREST. ÆNDRINGER I FØLSOMHEDSPARAMETRE SOM VISES TIL HØJRE I FIGUREN

Forklaring til rankingfigur af scenarie 7-13. Det ses af figuren, at scenarierne med central udrådning er ret robuste for ændringer i følsomhedsparemetrene. Energifriser og investeringsomkostninger kan påvirke scenarie 11, 12 og 13. Direkte udbringning på landbrugsjord og kompostering vedbliver med at være de billigste behandlingsformer, dernæst dedikeret slamforbrænding, og med tørring til 90 % TS og medforbrænding som

den dyreste behandling. Omkostningerne til forbrænding med og uden fosforudvinding er stort set ens, og det gør, at de kan "bytte plads", selv ved små ændringer.

8.3 Budgetøkonomiske konsekvenser

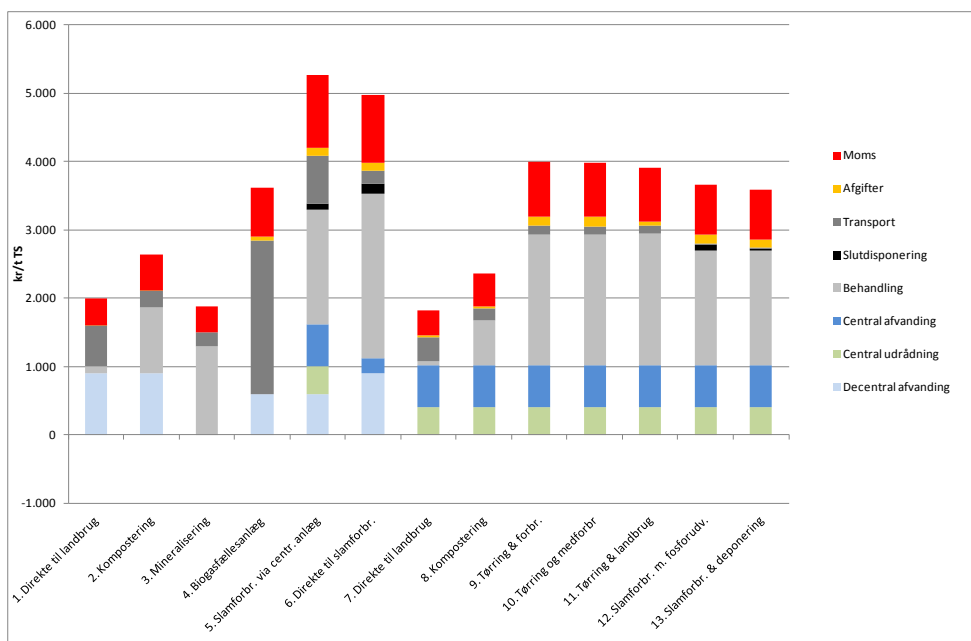
De kommunale forsyningsselskaber kan ses som repræsentanter for forbrugerne, hvis slam de behandler, men de er en selvstændig aktør, og reelt den eneste aktør vi ser på i denne sammenhæng.

Selskabernes budgetøkonomiske omkostninger fremgår af Figur 60.

Den følsomhedsanalyse, som indikerer større/mindre markedsbestemte priser på transport og slutdeponering, under den velfærdsøkonomiske beregning, kan ses som en afspejling af ændringer i landmændenes vilje til at modtage slammet i de scenarier, hvor slammet slutdisponeres på landbrugsjord. Dette er en yderst vigtig parameter for forsyningsselskaberne.

For forsyningsselskaberne har det en økonomisk værdi, at der er sikkerhed for afsætning af slammet også på længere sigt, da alternativerne kan blive uoverskuelige eller meget dyre. Denne faktor er ikke værdisat eksplicit.

Figur 60 og tilhørende Tabel 45 nedenfor viser de budgetøkonomiske omkostninger ved behandlinger på de kommunale anlæg. Scenarierne har samme indbyrdes ranking, efter de budgetøkonomiske omkostninger, som efter de velfærdsøkonomiske, selvom de faktiske priser er anderledes.



FIGUR 60 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER TIL BEHANDLING AF SPILDEVANDSSLAM I SCENARIO 1-13. KR PR TON TS

Moms og afgifter er vist hver for sig og er uddybet i tabel 44 nedenfor.

TABEL 44. SAMMENSÆTNING AF AFGIFTER I DEN BUDGETØKONOMISKE ANALYSE KR./TON TS

	Direkte til landbrug	Komposter ing	Minerali sering	Biogasfæll es anlæg	Slamforbr. via centr. anlæg	Direkte til slamforbr.
	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral
Deponeringsafgift	0	0	0	0	77	113
Biogasvarme	0	0	0	0	0	0
El	3	3	0	1	3	4
NOx og metanavgift, naturgas	0	0	0	0	1	1
NOx og metanavgift, biogas	0	0	0	50	50	0
Moms	400	529	376	724	1.051	994
Afgifter i alt	403	532	376	775	1.182	1.112

	Direkte til landbrug	Komposter ing	Tørring & forbr.	Tørring og medforbr	Tørring & landbrug	Slamforbr. m. fosforudv.	Slamforbr. & deponering
	Central	Central	Central	Central	Central	Central	Central
Deponeringsafgift	0	0	77	77	0	77	77
Biogasvarme	-18	-18	7	7	7	0	0
El	2	2	2	2	2	2	2
NOx og metanavgift, naturgas	0	0	4	4	4	1	1
NOx og metanavgift, biogas	50	50	50	50	50	50	50
Moms	363	471	799	797	781	731	716
Afgifter i alt	397	504	939	937	845	860	845

Note: Afgifter på affaldsforbrænding og alm. kraftvarmeværker går ud mod hinanden (i store træk) og er derfor ikke medtaget eksPLICIT. Biogasvarme dækker over tabte afgifter på varme, som fortrænges af biogasproduktion fra udrådningsanlægget. Tallene er nettototal og kan derfor være både positive og negative.

Det ses af figur 60, at statens indtjening på moms og afgifter er mindre på de mindst omkostningstunge og energitunge behandlingsformer, som er direkte udbringning, mineralisering og kompostering.⁴⁰

Der er relativt store prisforskelle, som fremhæver de budgetøkonomiske fordele ved scenarie 1-3 og 7-8. Tallene vises inkl. moms, den røde bjælke. Momsen fremgår under hvert enkelt scenarie i tabel 45.

⁴⁰ I analysen er der ikke medregnet evt. konsekvenser for statens omkostninger til opfyldelse af den nationale forpligtelse vedr. reduktion af klimagasser uden for den kvotebelagte sektor, som scenarierne måtte medføre gennem ændringer i den ikke-kvotebelagte udledning af klimagasser.

TABEL 45 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIERNE, I KR. PR. TON TS, SCENARIO 1-6 OG 7-13

Budgetøkonomi (i køberpriser): Samlede udgifter og indtægter opdelt på poster (i faktorpriser)						
	Direkte til landbrug	Komposter ng	Minerali sering	Biogasfæll esanlæg	Slam forbr. via centr. anlæg	Direkte til slam forbr.
	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral	Decentral
Decentral afvanding	898	898	0	595	595	898
Central udrådning	0	0	0	0	404	0
Central afvanding	0	0	0	0	610	221
Behandling	100	967	1.295	0	1.679	2.415
Slutdisponering	0	0	0	0	92	135
Transport	600	247	210	2.250	694	192
Afgifter	3	3	0	51	131	117
Moms	400	529	376	724	1.051	994
Budgetøkonomisk, i alt	2.001	2.644	1.882	3.621	5.257	4.972

Budgetøkonomi (i køberpriser): Samlede udgifter og indtægter opdelt på poster (i faktorpriser)							
	Direkte til landbrug	Komposter ng	Tørring & forbr.	Tørring og medforbr	Tørring & landbrug	Slam forbr. m. fosforudv.	Slam forbr. & deponering
	Central	Central	Central	Central	Central	Central	Central
Decentral afvanding	0	0	0	0	0	0	0
Central udrådning	404	404	404	404	404	404	404
Central afvanding	610	610	610	610	610	610	610
Behandling	68	658	1.921	1.921	1.934	1.679	1.679
Slutdisponering	0	0	0	0	0	92	31
Transport	338	177	122	113	113	10	10
Afgifter	34	34	140	140	63	129	129
Moms	363	471	799	797	781	731	716
Budgetøkonomisk, i alt	1.817	2.354	3.996	3.984	3.906	3.655	3.579

I denne partielle analyse skønnes der ikke at være større fordelingsmæssige effekter. Landmanden modtager kun slam, hvis han som minimum er lige så godt stillet som før, men er der konkurrence om slammet, kan han ikke tage "overpris". Dette gælder også afsætning til affaldsforbrænding, biogasfællesanlæg og medforbrænding.

Landmanden har mulighed for indirekte at tage en godtgørelse for den ulempe, der vurderes at kunne være ved at aftage spildevandsslam i form af f.eks. begrundede anvendelsesrestriktioner, som f. eks. at det ikke må anvendes til fortærbare afgrøder mv.

Da der ikke er tale om generering af overskud på rensningsanlæggene, er der ikke grundlag for ændret fordeling mellem anlæggene/ forbrugerne.

Referencer

AIEA/IAEA/OECD, 2004: Uranium 2003. Resources, Production and Demand. "Red Book":
<http://www1.oecd.org/publications/e-book/6604081E.PDF>

Amagerforbrænding, 2012: Personlig kommunikation med Amagerforbrænding (Kirstine Hansen) omkring nyt anlæg.

Audsley, E., Albers S., Clift, R., Cowell, S. Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce D., Roger, E, Teulon, H., Weidema, B & Zeits, H.v., 1997: *Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture*. AIR3-Ct94-2028, Community Research and Technological Delevopment Programme in the field of "Agriculture and Agro -Industri, including Fisheries" AIR 3, Europeann Commission DG VI Agriculture

Balslev, Peter, 2011: Udfældning af fosfor i slam og rejeckt vand på Åby Renseanlæg, Norconsult for Aarhus Vand, Åby Renseanlæg, 27-06-2011

Balslev, Peter og Louis Landgreen: Reduction and recovery of phosphosrous from digester centrate, artikel

Blåbjerg Biogas, 2012: personlig kommunikation med Blåbjerg Biogas, marts 2012

BP, 2005: "Putting energy in the spotlight", BP Statistical Review of World Energy June 2005.
http://www.bp.com/liveassets/bp_internet/globalbp/globalbp_uk_english/publications/energy_reviews_2005/STAGING/local_assets/downloads/pdf/statistical_review_of_world_energ_full_report_2005.pdf

Bruun, Sander; Bo Jellesmark Thorsen, Lars Stoumann Jensen, Martin Preuss Nielsen & Niclas Scott Bentsen, 2012: "Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald til dansk landbrugsjord", Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Bruun, S., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Magid, J. & Jensen, L.S., 2006: Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling and Assessment* (2006) 11: 251-265.

BUWAL, 1991: Schermetalle und Fluor in Mineraldüngern, Schriftenreihe Umwelt 162
European Commission (2007): Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commision. August 2007. http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf
French Ministry for Agriculture (1994): Sous-direction de la protection des végétaux; Commission d'étude de la toxicité.

CEEH, 2011. *CEEH Scientific Report No 3: Assessment of HealthCost. Externalities of Air Pollution* at the National Level using the EVA Model System, marts 2011 Jørgen Brandt m.fl. DMU 2010 tal.

Cooperband, L.R., Good, L.W., 2002: Biogenic phosphate minerals in manure: Implications for phosphorus loss to surface waters. *Environmental Science & Technology* 36, 5075-5082.

Ecoinvent v2.2. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Christensen, Thomas H.; Gurbakhash Bhandar, Hanna Lindvall, Anna W. Larsen, Thilde Fruergaard, Anders Damgaard, Simone Manfredi, Alessio Boldrin, Christian Riber & Michael Hauschild, 2006: "Waste Site Stories", ISWA Annual Congress proceedings 2006, 1-5 October 2006, Copenhagen, Denmark, The International Solid Waste Association

COWI, 2009: "Samfundsøkonomisk vurdering af forbrænding, medforbrænding og biologisk behandling",
<http://www.affalddanmark.dk/docs/udgivelser/samfundsokonomivurdering.pdf>

COWI, 2004: Samfundsøkonomisk analyse af behandlingsmetoder til røggasrensningsprodukter.

DMU, 2003: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle, faglig rapport fra DMU nr. 430, 2003.

DMU, 2010: Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner

DMU, 2007: Beregningspriser for luftemissioner 2007, <http://www2.dmu.dk/Pub/EVA-beregningspriser.pdf>

DTU Transport, 2010: Transportøkonomiske enhedspriser juli 2010.
<http://www.dtu.dk/centre/Modelcenter/Samfunds%C3%B8konomi/Transport%C3%B8konomiske%20Enhedspriser.aspx>

EIA, 2003: Annual Energy Review 2003 (EIA), <http://www.eia.doe.gov/aer/pdf/aer.pdf>

Energistyrelsen, 2005: Basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktionen 2005-2025. Teknisk baggrundsrapport til Energi strategi 2025.

Energistyrelsen, 2010: *Vejledning til samfundsøkonomiske analyser på energiområdet* (maj 2010)

Energistyrelsen, 2011: Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, April 2011

Energistyrelsen, 2012b: Alternative drivmidler, Version 2,0. COWI for Energistyrelsen, 2012.

Energistyrelsen, 2012b: email fra Sigurd Lauge Pedersen 30. april 2012

Eriksson, Jan, 2001: Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertiliser, precipitation and in soil and crops; Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences

European Commission, 2007: Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commission. August 2007. http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf

French Ministry for Agriculture, 1994: Sous-direction de la protection des végétaux; Commission d'étude de la toxicité.

Finansministeriet, 2012 . Vejledning I udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. Udkast 2012.

Frossard, E., Condron, L.M., Oberson, A., Sinaj, S., Fardeau, J.C., 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality* 29, 15-23.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B., Thorling, L., 2011: Landsovervågningsoplande, 2010., 1-127pp.

Huang, S., Ma, Y., Bao, D., Guo, D., Zhang, S., 2011: Manures behave similar to superphosphate in phosphorus accumulation in long-term field soils. *International Journal of Plant Production* 5, 135-146.

Huang, X.L., Shenker, M., 2004: Water-soluble and solid-state speciation of phosphorus in stabilized sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 33, 1895-1903.

Hedeselskabet, 2000: Undersøgelles- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 22, 2000

Ingvertsen, Simon Toft; Jakob Magid; Eike Marie Thaysen og Lars Stoumann Jensen, 2010: Videnssynthese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål, udført af Institut for Jordbrug og Økologi, Københavns Universitet for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål (BGORJ).

Jensen, Mette Dam, 2010: Slam - Fremtidens renseanlægs energiresource, Baggrundsrapport, Danva F&U projekt nr. 12/2009, udført af Krüger 16. Juli 2010

Jørgensen, Peter Jacob, 2009: Biogas - Grøn energi, udarbejdet af Planenergi og – Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet 2009; 2. udgave 1. oplag

Kirkeby J.T., Hansen T.L., Birgisdottir, H., Bhandar, G.S., Hauschild, M.Z. & Christensen, T.H., 2006: Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management and Research*, 24, 3-15. 2006.

Kristensen, Ole, 2012: personlig kommunikation, Ole Kristensen, Kommunekemi, september.

Larsen, Bjarne og Thomas Schmidt, 2002: Behandling af slam ved kompostering, notat af Komtek Miljø A/S oktober 2002

Laurent, Alexis, Stig I. Olsen and Michael Z. Hauschild, 2011a: Normalization in EDIP97 and EDIP2003: updated European inventory for 2004 and guidance towards a consistent use in practice, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2011 vol. 16, p. 401-409

Laurent, Alexis, Anne Lautier, Ralph K. Rosenbaum, Stig I. Olsen and Michael Z. Hauschild, 2011b; Normalization references for Europe and North America for application with

USEtox™ characterization factors, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2011 vol. 16, p. 728-738

Miljøministeriet, 2010: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, ISBN PDF version: 978-87-92548-71-9, http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92548-71-9/pdf/Endelig%20Vejledning%20i%20samfunds%C3%B8konomisk%20vurdering%20af%20milj%C3%B8projekter_net.pdf

Miljøstyrelsen, 2012a: Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg 2008 og 2009, udkast 2012.

Miljøstyrelsen, 2012b; Basistilstand i dansk landbrugsjord. Udkast

Miljøstyrelsen, 2012c: Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge, Environmental Project No. 1406, John Jensen, Simon Toft Ingvertsen og Jakob Magid, 2012

Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. & Christensen, T.H.; 2008: Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer. Rapport for affald danmark udført af DTU Miljø.

Møller, J., Andersen, J.K., Christensen, T.H., Nielsen, M.P., Bruun, S. & Jensen, L.S., 2010: Miljøvurdering af udbringning af havepark overskud på landbrugsjord. Rapport udarbejdet for Vestforbrænding I/S og AffaldVarme Århus. September 2010.

Møller, J., 2011: LCA af Biovækst. Rapport udført for Biovækst's bestyrelse af DTU Miljø.

Nachimuthu, G., Guppy, C., Kristiansen, P., Lockwood, P., 2009: Isotopic tracing of phosphorus uptake in corn from ³³P labelled legume residues and ³²P labelled fertilisers applied to a sandy loam soil. *Plant and Soil* 314, 303-310.

Naturerhvervsstyrelsen, 2012: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, Planperioden 1. august 2011 til 31. juli 2012, Revideret udgave januar 2012

Nemecek & Kägi, 2007: Life Cycle Inventories of Swizz and European agricultural systems. Ecoinvent report nr. 1 fb5

Odense Renovation, 2012: Energibalance m.m. ONM komposteringspladsen 2011, Notat udleveret af Odense Renovation

Pallièrre, C., 2012: Personlig kommunikation, Director, Agriculture & Environment, Fertilizers Europe (tidligere EFMA, European Fertilizers Manufacturers' Association), kontakt: christian@fertilizerseurope.com

Petersen J., Østergaard L. F. & Christensen B. T., 2009: Miljøbelastende urenheder I handelsgødning. Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet, Århus Universitet.
<http://pure.au.dk/portal/files/3068074/djfm144.pdf.pdf>

Phosphorousfutures: www.phosphorusfutures.net. Vægtningsfaktoren for fosfor er ikke inkluderet i UMIP-metoden

Plantedirektoratet, 2004: Tilførsel af cadmium til dansk jordbrug via fosforholdig handelsgødning 1984 – 2002, Notat, Sektor for foder og gødningsstoffer, 24. februar 2004, Ministeriet for Landbrug, fødevarer og fiskeri, Kgs. Lyngby

Plantedirektoratet, 2010: Danmarks salg af handelsgødning 2009/2010. Ministeriet for Landbrug, fødevarer og fiskeri, Kgs. Lyngby

Plantedirektoratet, 2011: Vejledning om gødskning og harmoniregler, Bilag 2. Planperioden 1. August 2011 til 31. Juni 2012. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.

Prud'Homme, M., 2012: Personlig kommunikation, Director, Production and International Trade, IFA (International Fertilizer Industry Association, kontakt: mprudhomme@fertilizer.org

Rambøll, 2012: Kompostering af slam Emissioner. udført af Per Haugsted Petersen, Maj 2012.

Retsinformation. Lov om vandsektorens organisering og økonomiske forhold. 2009. fundet på <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=125346>, september 2012

Rosemarin, A., Schröder, J., Dagerskog, L., Cordell, D. & Smit, B. 2010: Future supply of phosphorus in agriculture and the need to maximise efficiency of use and reuse. In: International Fertiliser, Society, Proceedings 685, UK. ISBN 978-0-85310-322-6.

Rubæk, G., Heckrath, G., Knudsen, L., 2012: Fosfor i dansk landbrugsjord. Markbrug 312, 1-12.

Shen, J.B., Yuan, L.X., Zhang, J.L., Li, H.G., Bai, Z.H., Chen, X.P., Zhang, W.F., Zhang, F.S., 2011. Phosphorus, Dynamics: From Soil to Plant. Plant Physiology 156, 997-1005.

Scheutz, Charlotte, J.K. Andersen, J. Samuelson, P Kjeldsen, T.H. Christensen, 2011: Quantification of greenhouse gasses from three Danish composting facilities, Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International waste Management and Landfill Symposium, Sardinien, Italien, 3-7 oktober 2011

SDU, 2012: notat af Birgitte Lilholt Sørensen og Ole Dall om tørring, fosforekstraktion og forgasning af slam, Syddansk Universitet, Odense.

Simon Toft Ingvertsen, Jakob Magid, Eike Marie Thaysen og Lars Stoumann Jensen, 2010: Videnssynthese og factsheets om Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål; Hvidbogsprojekt udført for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål Hvidbog for slam udført af Institut for Jordbrug og Økologi

SKAT 2012: "Energiafgifter - ændrede regler for godtgørelse af energiafgifter fra 2012". Findes bl.a. på SKATS hjemmeside på <http://www.skat.dk/SKAT.aspx?oId=1965929&vId=0>

Smith, M.T.E., Cade-Menun, B.J., Tibbett, M., 2006. Soil phosphorus dynamics and phytoavailability from sewage sludge at different stages in a treatment stream. Biology and Fertility of Soils 42, 186-197.

Sternbeck; John, Ann Helén Österås og Katarina Josefsson, 2007: "Triclosan, DEHP och klordan - samlad utvärdering av svenska miljöövervakningsdata", Naturvårdsverket

Stoumann Jensen, Lars, 2011: Fosfor globalt og i Danmark - Udfordringer og muligheder, præsentation fra fosforpartnerskab opstartsmøde 8. december 2011

Stoumann, 2012: Personlig meddelelse. Professor MSO. Institut for Jordbrug og Økologi/Plante- og Jordvidenskab . LIFE

Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM), 2009: Risk assessment of contaminants in sludge applied on Norwegian soils.

Wenzel H, Hauschild M, Alting L., 1997: Environmental Assessment of Products, Vol. 1. First edn. Chapman & Hall, London, Great Britain.

9. Bilag



Miljøministeriet

Miljøstyrelsen



Bilag 1: Miljøfremmede stoffer i spildevandsslam

Spildevandsslam indeholder en lang række miljøfremmede stoffer. I dette bilag beskrives hvilke miljøfremmede stoffer, der indgår i livscyklusvurderingen (USEtox).

1.1 Tungmetaller

Alle de tungmetaller, som der er fastsat grænseværdier for i slambekendtgørelsen, er inkluderet i USEtox og kan dermed inkluderes i LCA'en.

Det drejer sig om: aluminium (målt i gylle, men ikke i slam), cadmium, kviksølv, bly, nikkel, krom III, zink, kobber og arsen.

1.2 Bromerede flammehæmmere

Bromerede flammehæmmere anvendes til at øge brandsikkerheden i en række produkter - dog hovedsageligt i forbrugerelektronik og plastik.

Der findes ca. 40 forskellige bromerede flammehæmmere, hvoraf de to mest problematiske blev forbudt af EU i 2004 (penta-BDE og octa-BDE). EU kommissionen har bebudet, at deca-BDE også vil blive forbudt.

Bromerede flammehæmmere ophobes i miljøet, og i en høj koncentration i slammet kan de udgøre et miljømæssigt problem.

Der er blevet målt en samlet koncentration af bromerede flammehæmmere i slam på ca. 0,5 g pr. ton tørstof. Heraf er ca. halvdelen deca-BDE.

USEtox inkluderer udelukkende den bromerede flammehæmmer deca-BDE.

Ud fra ovenstående er det valgt at beskrive slammets totale indhold af bromerede flammehæmmere som deca-BDE. Det vurderes umiddelbart, at dette er en konservativ antagelse.

1.3 Lægemidler

Der findes et meget stort antal lægemidler med forskellige virkninger, toksicitet, bioakkumulerbarhed, persistens mv. Mange af disse vil være til stede i spildevandsslammet.

Der er målt på 9 forskellige stoffer i slam: carbamazepine, dichlofenac, fluoxetine, ibuprofen, oxytetracycline, propranolol, sulfamethoxazole, sulfapyridine og trimethoprim.

Af disse stoffer inkluderer USEtox udelukkende ibuprofen og oxytetracycline.

Det er vurderet, om de lægemidler, der er målt på, kan beskrives på anden måde for derefter at være i stand til at finde effektfaktorer herfor i USEtox. Konklusionen herpå er, at dette ikke er muligt grundet hver af lægemidternes specifikke karakteristika og skæbne i miljøet. Det er derfor valgt kun at inkludere de to lægemidler, ibuprofen og oxytetracycline, i dette projekt.

1.4 Polyklorerede biphenyler

Polyklorerede biphenyler (PCB) har været anvendt i en lang række industriprodukter - ca. 130 PCB'ere har været anvendt kommercielt.

PCB-forbindelser består af to aromatiske ringe, som kan have bundet fra 1 til 10 kloratomer.. Jo højere antal kloratomer, jo mere giftig er forbindelsen. Desuden har kloratomernes placering også betydning for giftigheden.

Pga. PCB'ernes fedtopløselighed, bioakkumulation, lange opholdstider, biomagnifikation samt andre karakteristika figurerer PCB på Stockholm Konventionens liste over de 12 farligste miljøgifte.

PCB findes i spildevandsslam i en koncentration på ca. 43 mg/ton tørstof (Kristensen m.fl., 1996). Der er desuden målt for 7 specifikke PCB'ere, som findes i slammet i tilnærmelsesvist samme koncentrationer.

Der findes kun én PCB i USEtox, nemlig PCB-101. Med kendskab til PCB vurderes det, at alle de syv PCB'ere, der er målt for, kan beskrives ud fra de effektfaktorer, der er for PCB-101 i USEtox. Denne antagelse er acceptabel pga.:

- at de øvrige målte PCB'ere ikke er de mest farlige PCB'ere, der findes på det kommercielle marked. - PCB-101 ligger hverken i den lave eller den høje ende mht. PCB giftighed
- koncentrationerne af PCB'ere er i samme størrelsesorden

1.5 Muskstoffer

Muskstofferne er aromatiske stoffer, der stammer fra naturlige kilder eller er produceret industrielt. Der analyseres ikke rutinemæssigt for muskstofferne i slam.

Muskstofferne kan opdeles efter deres kemiske struktur i 3 hovedgrupper:

- Aromatiske nitromuskstoffer
- Polycykliske muskstoffer
- Makrocycliske muskstoffer

De to første stofgrupper har carcinogene egenskaber og østrogenlignende effekter, og derfor er der politisk debat om reduktion eller forbud mod anvendelse.

De stoffer, der er målt på i spildevandsslammet, er to polycykliske muskstoffer (HHCB og AHTN).

Der findes dog ikke muskstoffer i USEtox, hvorfor det ikke har været muligt at vurdere betydningen heraf i forhold til de andre stoffer og stofgrupper i slam.

1.6 Øvrige miljøfremmede stoffer

De øvrige miljøfremmede stoffer, der er målt på i spildevandsslam er LAS, PAH, NPE, DEHP, triclosan samt methyltriclosan.

Alle disse stoffer - på nær methyltriclosan - findes i USEtox og vil derfor blive beskrevet i LCA'en sammen med de øvrige stoffer, der er beskrevet i dette kapitel.

Triclosan kan nedbrydes under aerobe forhold til methyltriclosan (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21507452>).

Kilder angiver (f.eks. <http://www.springerlink.com/content/b18t427243366351/>), at triclosan er det mest toksiske stof sammenlignet med methyltriclosan.

Det vurderes derfor, at methyltriclosan kan beskrives konservativt i LCA-sammenhæng ved at modellere dette stof som triclosan.

1.7 Polyfluorerede stoffer

Der findes mange polyfluorinerede stoffer (PFC) anvendt i industrien, og denne stofgruppe kategoriseres som værende persistente organiske stoffer.

PFC'ere kendes for at være unedbrydelige i naturlige processer pga. den hårde binding mellem carbon og fluorine.

PFOS og POSF findes i annex B til Stockholm Konventionen og betragtes derfor som være betydeligt giftige.

Der er målt for følgende PFC'ere i spildevandsslam: sum af alle PFC'ere, PFHxS, PFOS, PFOSA, PFOA, PFNA, PFDA og PFUnA.

Bilag 2: Valg af Livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning

Dette bilag hører til afsnit 3.5.2 i Hovedrapporten.

2.1 Introduktion

COWI har tidligere anvendt EASEWASTEs LCI "Average P fertilizer (Europe)" til livscyklusvurderinger hvori der sker en substituering af fosforhandelsgødning. Der har været usikkerhed omkring visse værdier i denne LCI, særligt udledningen af fosfor til ferskvand har været mistænkt for at være for høj. Derfor er formålet med dette notat at vurdere, hvorvidt der er brug for at anvende en anden LCI til brug i Miljøstyrelsens projekt samt fremtidige projekter.

2.2 Eksisterende LCI'er for fosforhandelsgødning

COWI har tidligere anvendt EASEWASTEs LCI for fosforhandelsgødning. Der findes dog en række andre LCI'er i de eksisterende databaser. I tabel 1 vises en opgørelse over eksisterende fosforhandelsgødning LCI'er og deres referencer.

TABEL 44: FOSFORHANDELSGØDNING LCIER MED REFERENCER

LCI	Reference	Dokumentationsniveau
EASEWASTE "average P fertilizer Europe" Gødningstype ukendt. Nok TSP	Patyk & Reinhardt (1997) Audsley <i>et al.</i> 1997	Meget lidt dokumentation
EASEWASTE "TSP"	Davis & Haglund 1999	Veldokumenteret
GaBi "TSP NL"	IFA/UNEP 1998	Meget lidt dokumentation
Ecoinvent "RER: SSP at regional storehouse aggr" og "RER: SSP at regional storehouse U-SO"	Nemecek & Kägi (2007). Bygger på Davis & Haglund (1999), EFMA (1995), Kongshaug (1998), Patyk (1996) og Audsley <i>et al.</i> 1997.	Veldokumenteret
Ecoinvent "RER: TSP at regional storehouse aggr" og "RER: TSP at regional storehouse U-SO"	Nemecek & Kägi (2007). Bygger på Davis & Haglund (1999), EFMA (1995), Kongshaug (1998), Patyk (1996) og Audsley <i>et al.</i> 1997.	Veldokumenteret

I tabel 1 ovenfor refereres til to forskellige typer fosforgødning; SSP⁴¹ og TSP⁴². De to typer gødning adskiller sig ved den forarbejdningsproces, råfosfaten gennemgår. SSP fremstilles ved behandling med svovlsyre, hvor TSP fremstilles ved behandling med fosforsyre (Jensen & Husted 2009).

LCI'er fra Ecoinvent findes typisk i to versioner; aggregated og U-SO. Aggregated betyder, at emissioner og ressourceforbrug fra alle opstrømsprocesser er inkluderet i LCI'en. I U-SO LCI'en er det angivet hvilke opstrømsprocesser, man kan vurdere, og hvilke underprocesser, som bidrager til emissionerne.

Der vælges at sammenligne EASEWASTEs LCI med Ecoinvents LCI "RER: single super phosphate, as P₂O₅ at regional storehouse" fra 2007. Denne LCI vælges, fordi den er veldokumenteret, og fordi den beskriver produktionen af SSP, som typisk er anvendt i dansk fosforhandelsgødning (Stoumann 2012).

⁴¹ Single super phosphate, med ca. 8 % fosforindhold, på dansk kaldet alm superfosfat

⁴² Triple super phosphate, med ca. 20 % fosforindhold

2.3 Metode for sammenligning

I vurderingen af hvilken LCI, der bør benyttes til substitution af fosforhandelsgødning lægges der vægt på følgende tre aspekter:

- Validiteten af estimater, der knytter sig til overordnede antagelser for LCI'erne og systemgrænser.
- Validiteten af estimater, der knytter sig til den kortlagte livscyklus for de to LCI'er
- Dokumentationsniveauet for LCI'erne

Overordnede antagelser kan eksempelvis være typen af gødning, som beskrives, og hvor den antages produceret. Dokumentationsniveauet er afgørende for, hvor anvendelig LCI'en er, eftersom det er nødvendigt at kunne vurdere og dokumentere de anvendte valg og antagelser.

Sammenligningen af den kortlagte livscyklus for de to LCI'er sker ved at foretage en miljøpåvirkningsvurdering (LCIA) af begge LCI'er. Til LCIA'en anvendes UMIP 97 metoden med 2004 normaliseringsreferencer. De normaliserede værdier fra de to LCI'er er anvendt til sammenligningen. På grund af usikkerheder i UMIP-metodens vurdering af de toksiske kategorier og ressourceforbruget, tillægges de ikke-toksiske værdier større vægt i sammenligningen. Toksiske emissioner og ressourceforbruget beskrives i stedet kvalitativt. I beskrivelsen af ressourceforbruget lægges der særlig vægt på fosforforbruget, da det er fokusområde i undersøgelsen for Miljøstyrelsen.

I analysen undersøges det hvilke emissioner, der giver anledning til de høje normaliserede værdier, og hvor i den kortlagte livscyklus emissionerne stammer fra. Herefter vurderes, hvor dokumentationsniveauet tillader det, hvor repræsentative værdierne for de vigtige emissioner er. Dette gøres ved, hvor det er muligt, at sammenligne med værdier fra eksisterende specifikke fosforhandelsgødningsanlæg i Vesteuropa.

Principielt set burde det ikke være nødvendigt at foretage en vurdering af forskellene fra anvendt miljøpåvirkningsvurderingsmetoden (LCIA-metode), eftersom UMIP 97 metoden med 2004 normaliseringsreferencer er anvendt for begge LCI'er. Ikke desto mindre er der alligevel forskelle i resultaterne af de to LCI'er pga. forskelle i LCIA metoden. Det skyldes, at der i GaBi og i EASEWASTE ikke altid er overensstemmelse mellem hvor stor en karakteriseret miljøpåvirkningsværdi forskellige emissioner tilskrives. Dette er selvfølgelig problematisk, men det er ikke muligt inden for dette projekts tidsramme at vurdere betydningen heraf.

2.4 Formål og afgrænsning for LCI'er

2.4.1 Formål med LCI'erne

EASEWASTES LCI "Average P fertilizer in Europe" er lavet på DTU til at beskrive substitution af fosforhandelsgødning ved brugen af behandlet organisk affald fra husholdninger (Hansen *et al.* 2006).

Ecoinvents LCI er lavet af det Schweiziske Ecoinvent Centre. Centret er et kompetencecenter bestående af the Swiss Federal Institute of Technology Zürich (ETH Zurich) samt en række andre Schweiziske analyseinstitutter (Ecoinvent Centre 2012). LCI'ens formål er at beskrive SSP produktion i Europa.

2.4.2 Systemgrænser for de to LCI'er

EASEWASTE LCI'en inkluderer produktionen af fosforgødning og transport samt den efterfølgende forurening med gødningens indhold af urenheder ved udbringning på jord (Hansen *et al.* 2006).

Ecoinvents LCI inkluderer produktionen af fosforgødning med visse opstrømsprocesser i Europa og transport til et regionalt lager i Centraleuropa. Transporten til brugeren i Danmark og forurening med gødningens indhold af urenheder fra udbringning på jord er ikke inkluderet (Nemecek & Kägi 2007).

2.4.3 EASEWASTE dokumentation og overordnede antagelser

EASEWASTE LCI'en er baseret på Patyk & Reinhardt (1997) og Audsley *et al.* (1997). LCI'en er overordnet beskrevet i Hansen *et al.* (2006). Nedenfor er beskrevet hvilke kilder, der er anvendt specifikt til de forskellige emissioner i LCI'en:

- Emissioner til vand fra produktionsprocessen er fra Audsley *et al.* (1997)
- Emissioner af tungmetaller til jord er fra udbringning af gødningen på marken. Dokumentation er fra Audsley *et al.* (1997)
- Alle andre emissioner baseres på Patyk & Reinhardt (1997) og er enten fra produktionen af gødningen, svovlsyre, elektronik og/eller fosforsyre.

LCI'en bygger i ret stort omfang på Patyk & Reinhardt (1997). På baggrund af selve EASEWASTE LCI'en vurderes det, at LCI'en beskriver et mix af SSP og TSP. Elektriciteten er antaget at være tysk mix, der i høj grad består af kernekraft.

2.4.4 Ecoinvent dokumentation og overordnede antagelser

I Ecoinvent LCI'en anvendes data fra Davis & Haglund (1999) til beskrivelse af emissioner og ressourceforbrug fra selve forarbejdningsprocessen, som sker i Europa. I Davis & Haglund er dokumentationen baseret på følgende kilder:

- Forbrug af energi og svovlsyre til forarbejdningsprocessen: Kongshaug (1998)
- Emissioner relateret til forbrug af energi: LCAiT 3.0
- Fosforemissioner til ferskvand: Hydro Agri (1998) (Nemecek & Kägi 2007, s. 85)
-

Desuden er der i Davis & Haglund anvendt dokumentation fra EFMA (1995) og Patyk (1996). Alle opstrømsprocesser i Ecoinvent LCI'en (oparbejdning af råfosfat, svovlsyre etc.) er taget fra Ecoinvents egen database, og beskriver gennemsnitlige processer i Europa (Nemecek & Kägi 2007).

LCI'en beskriver produktionen af SSP, som er den type fosforgødning, der indgår i dansk marginal fosforgødning (NPK-gødning) (Stoumann 2012). Elektricitetsforbruget er antaget at afspejle det gennemsnitlige europæiske elektricitetsmix (UCTE-mix).

2.5 Beskrivelse af estimer knyttet til kortlagt livscyklus for LCI'er

I det følgende beskrives vigtige estimer knyttet til den kortlagte livscyklus i de to LCI'er; EASEWASTES LCI "Average P fertilizer in Europe" og EcoInvents LCI "RER: SSP at regional storehouse aggr.". Beskrivelsen sker på baggrund af de normaliserede værdier (målt i Personækvivalenter, forkortet PE). I beskrivelsen vil der være størst fokus på de ikke- toksiske kategorier, mens de toksiske kategorier og ressourceforbruget beskrives kvalitativt. Beskrivelsen sker ved, at de højeste normaliserede værdier for hver af de to LCI'er analyseres. Herefter undersøges hvilke emissioner, der giver anledning til de høje normaliserede værdier, og hvor i den kortlagte livscyklus emissionerne stammer fra.

2.5.1 Beskrivelse af Ikke toksiske værdier

De største normaliserede værdier i EASEWASTE LCI'en er vist i tabel 2 nedenfor.

TABEL 45: VIGTIGSTE MILJØPÅVIRKNINGER I EASEWASTE LCI'EN

Nr.	Emission	mPE	Kategori
1	P-total (P) [Fresh surfacewater emissions]	31	Nutrient Enrichment
2	Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.44	Acidification
3	Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	0.20	Global Warming 100 Years
4	Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0.077	Nutrient Enrichment
5	Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0.034	Acidification
6	NM VOC (Unspecified) [Air emissions]	0.0074	Photochemical Ozone Formation, High NOx
7	Carbon Monoxide (CO) [Air emissions]	0.0021	Photochemical Ozone Formation, High NOx
8	Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O) [Air emissions]	0.0020	Global Warming 100 Years
9	Methane (CH4) [Air emissions]	0.0020	Global Warming 100 Years
10	Hydrogen Chloride (HCl) [Air emissions]	0.00084	Acidification
11	Ammonia (NH3) [Air emissions]	0.00083	Nutrient Enrichment
12	Formaldehyde (Methanal) [Air emissions]	0.00053	Photochemical Ozone Formation
13	Ammonia (NH3) [Air emissions]	0.00036	Acidification
14	Methane (CH4) [Air emissions]	0.00035	Photochemical Ozone Formation, High NOx
15	Carbon Monoxide (CO) [Air emissions]	0.00025	Global Warming 100 Years

Udledning af fosfor til ferskvand er den emission, som giver anledning til den største normaliserede værdi i EASEWASTE LCI'en med et miljøpåvirkningspotentiale på 31 mPE i næringsstofbelastningskategorien. Denne udledning stammer fra produktionsprocessen, og Audsley et al. (1997) er anvendt som reference til emissionen. I Tabel 3 nedenfor vises underprocessernes bidrag til den samlede miljøpåvirkning i de ikke-toksiske kategorier i EASEWASTE LCI'en.

TABEL 46: EMISSIONER PER PRODUCERET KG P-GØDNING I EASEWASTE LCI'EN. ELEKTRICITETEN ER PRODUCERET PRIMÆRT MED TYSK KERNEKRAFT (PATYK & REINHARDT 1997)

Navn	Emission	P-gødning	Prod. af fosfatgødning	Prod. af svovlsyre	el-prod.
P-total (P)	Vand	0,045	0,045	0	0
Sulphur Dioxide (SO2)	luft	0,024	0,013	0,011	0,00063
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil)	luft	1,583	0,92	-0,12	0,780
Nitrogen Oxides (NOx)	luft	0,002634	0,0021	-0,00017	0,00071
Nitrogen Oxides (NOx)	luft	0,002634	0,0021	-0,00017	0,00071
NM VOC (Unspecified)	luft	0,000247	0,00023	-3,60E-06	2,01E-05
Carbon Monoxide (CO)	luft	0,000956	0,00086	-9,5E-05	0,000191
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O)	luft	5,32E-05	3,4E-05	-9,4E-06	2,86E-05
Methane (CH4)	luft	6,74E-04	3,9E-05	-0,00089	0,0015
Hydrogen Chloride (HCl)	luft	5,25E-05	1,2E-05	-3,6E-06	4,5E-05
Ammonia (NH3)	luft	1,05E-05	3,9E-06	6,5E-06	1,6E-07
Formaldehyde (Methanal)	luft	1,77E-05	1,7E-05	3,8E-08	6,3E-07

Det fremgår af tabel 3, at den største kilde til emissionerne er selve produktionen af gødningen, mens påvirkningen fra produktionen af svovlsyre og elektricitet er mindre.

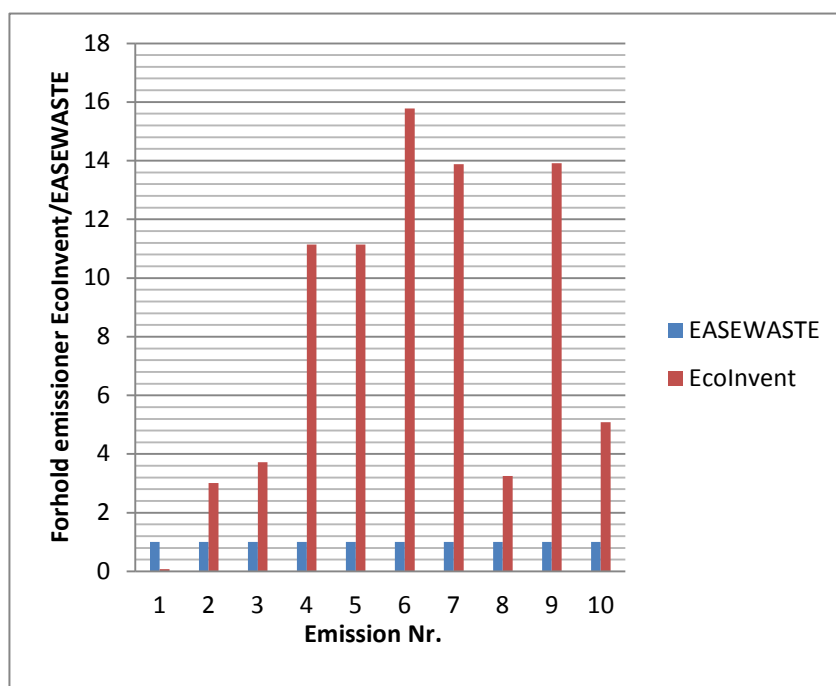
Sammenligning af ikke-toksiske værdier med Ecoinvent

I tabel 4 sammenlignes de ti største normaliserede værdier i EASEWASTE med normaliserede værdier fra Ecoinvent. Selve emissionen (målt i kg pr. kg P i produktet) er også vist i tabellen.

TABEL 47: DE 10 STØRSTE NORMALISEREDE VÆRDIER I EASEWASTES LCI SAMMENLIGNET MED ECOINVENTS LCI.

	Kategori	Emission	mPE/kg P		kg/kg P	
			EASEWASTE	Ecoinvent	EASEWASTE	Ecoinvent
1	Nutrient Enrichment	P-total (P) [Fresh surfacewater]	31.4	2.30	0.0450	0.0033
2	Acidification (EDIP97)	Sulphur Dioxide (SO2) [Air]	0.44	1.33	0.0242	0.073
3	Global Warming 100 Years	Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air]	0.205	0.762	1.58	5.89
4	Nutrient Enrichment	Nitrogen Oxides (NOx) [Air]	0.077	0.863	0.00263	0.029
5	Acidification	Nitrogen Oxides (NOx) [Air]	0.034	0.37	0.00263	0.029
6	Photochemical Ozone Formation, high Nox	NM VOC (Unspecified) [Air]	0.00736	0.139	0.000247	0.00389
7	Photochemical Ozone Formation, High NOx	Carbon Monoxide (CO) [Air]	0.00214	0.030	0.000956	0.0133
8	Global Warming 100 Years	Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O) [Air]	0.00204	0.00717	5.32E-05	0.000173
9	Global Warming 100 Years	Methane (CH4) [Air]	0.00201	0.0302	6.74E-04	0.00938
10	Acidification	Hydrogen Chloride (HCl) [Air]	0.00084	0.00429	5.25E-05	0.000267

Størrelsesordenen af emissionerne fra EASEWASTE og Ecoinvent er vist i figur 1 nedenfor, hvor en værdi på 1 i EASEWASTE LCI'en er brugt som reference.

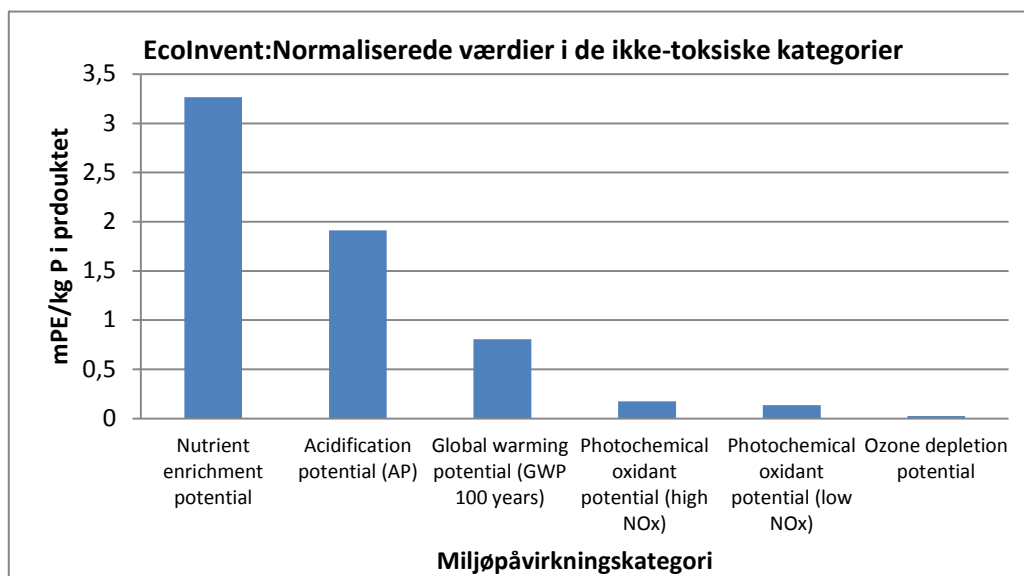


FIGUR 61: FORSKEL MELLEM VIGTIGE EMISSIONER I EASEWASTE OG ECOINVENT. EMISSION NR. HENTYDER TIL DE EMISSIONR, DER ER ANGIVET I TABEL 4.

Det ses af tabel 4 og figur 1, at fosforudledningen til ferskvand er ca. 14 gange højere i EASEWASTES LCI end i Ecoinvent. Alle andre emissioner er mellem 3 og 16 gange højere i Ecoinvents LCI. Dette skyldes primært, at der er angivet et højere elektricitetsforbrug i Ecoinvents LCI end i EASEWASTES. I afsnit 4 vurderes validiteten af de forskellige estimater, som er sammenlignet ovenfor.

Høje normaliserede værdier i Ecoinvents LCI

I Ecoinvents LCI kan det ses, at kategorierne for næringsstofbelastning, forsuring og global opvarmning har de højeste samlede normaliserede værdier i de ikke-tokiske kategorier. De samlede normaliserede værdier for Ecoinvent LCI'en er vist i figur 2 nedenfor.



FIGUR 62: SAMLEDE NORMALISEREDE MILJØPÅVIRKNINGER I ECOINVENT LCI'EN. ANGIVET PR. KG P I PRODUKTET

De emissioner, som leder til de største normaliserede værdier i de respektive miljøpåvirkningskategorier, er vist i tabel 5 - 7 nedenfor.

TABEL 48: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I NÆRINGSSTOFBELASTNINGSKATEGORIEN

UMIP 97, Nutrient enrichment potential				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	Sum %
Phosphate	Inorganic emissions to fresh water	2.304734	70.6	70.6
Nitrogen oxides	Inorganic emissions to air	0.863158	26.4	97.0
Phosphorus	Inorganic emissions to fresh water	0.054872	1.7	98.7
Ammonia	Inorganic emissions to air	0.020237	0.6	99.3

TABEL 49: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I FORSURINGSKATEGORIEN

UMIP 1997, Acidification potential (AP)				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	akk. %
Sulphur dioxide	Inorganic emissions to air	1.33	69.6	69.6
Nitrogen oxides	Inorganic emissions to air	0.37	19.6	89.2
Sulphate	Inorganic emissions to freshwater	0.18	9.3	98.5
Hydrogen fluoride	Inorganic emissions to air	0.01	0.5	99.0

TABEL 50: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I GLOBAL-OPVARMNINGSKATEGORIEN

UMIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	akk. %
Carbon dioxide	Inorganic emissions to air	0.761709	94	94
Methane	Organic emissions to air	0.030247	3.7	98.2
Nitrous oxide (laughing gas)	Inorganic emissions to air	0.007166	0.89	99.1

Nedenfor vises en procentuel opgørelse over hvorfra de emissioner, som gav anledning til de højeste værdier, stammer :

Fosfat/fosfor (ferskvand):

- 99 % fra produktionen af Single superfosfat (SSP) i Vesteuropa

Svovldioxid (luft):

- 70 % fra svovlsyreproduktionen
- 10 % fra elektricitetsproduktionen
- 10 % fra oversøisk transport

Nitrogen Oxid (NO_x) (luft):

- 36 % fra transport, lastbil >16 ton
- 27 % fra oversøisk transport
- 10 % fra svovlsyreproduktion

Kuldioxid (luft):

- 48 % fra elektricitetsproduktionen
- 25 % fra transport i lastbil > 16 ton
- 21 % fra oversøisk transport

Sulfat (ferskvand):

- 67 % fra svovlsyreproduktionen
- 21 % fra elektricitetsproduktionen

I afsnit 0 vurderes validiteten af de estimater der fører til de største normaliserede værdier, både for EASEWASTE LCI'en og for Ecoinvent LCI'en.

2.5.2 Beskrivelse af de to LCI'er mht. de toksiske kategorier og ressourcer

Da der er store usikkerheder forbundet med metoderne for miljøvurdering af de toksiske kategorier og ressourceforbrug, bør disse kategorier tillægges mindre vægt i en LCA. Disse kategorier bør i stedet kun beskrives kvalitativt.

Beskrivelse af de toksiske kategorier

I EASEWASTES LCI stammer en stor del af de emissioner, der giver anledning til en høj PE-værdi i de toksiske kategorier fra udledning af tungmetaller til ferskvand ved produktionen af selve gødningen. Estimaterne for disse værdier er taget fra Audsley *et al.* (1997). De samme estimater er anvendt i Ecoinvent LCI'en. Disse værdier er altså ens i de to LCI'er.

I Ecoinvents LCI derimod stammer de højeste normaliserede værdier i de toksiske kategorier primært fra elektricitetsproduktionen og fra transportprocesser. Der er store usikkerheder forbundet med disse værdier, ikke kun pga. metoden for miljøvurdering, men også på grund af usikkerheder omkring estimatet for elektricitetsforbrug. Derfor bør de toksiske kategorier ikke tillægges stor vægt ved brug af Ecoinvents LCI.

Beskrivelse af LCI'er mht. ressourceinput i produktionen

Da UMIPs miljøvurdering af ressourcer er forbundet med usikkerhed, sammenlignes i stedet inputtet til produktionsprocessen af fosforgødning for de to LCI'er. En udskrift af inputs til de to produktionsprocesser er vist i tabel 8 nedenfor.

TABEL 51: INPUTS TIL PRODUKTIONEN AF FOSFORGØDNING I EASEWASTE. INPUTS ER GIVET PR. KG P I SLUTPRODUKTET SUPERFOSFAT

TERMINATED Processes	Total Amount	Enhed
Sulphoric acid TERMINATED	2.25	kg
electricity production Germany TERMINATED	1.06	kWh
Phosphate H3PO4 TERMINATED*	0.79	kg
Substance Name	Total Amount	Enhed
Phosphorus (P)	4.84	kg
Crude Oil	0.0706	kg
Gas Oil, Fuel	0.034	kg
Natural Gas, Fuel	0.231	kg
Hard Coal	0.0132	kg

Forbrug af fosfat og af ren fosfor (P) er sandsynligvis fejlnavngivet i EASEWASTE. Forbruget af P er sandsynligvis et forbrug af råfosfat på 4,84 kg per kg fosforgødning. Dette input er fosforsyre og ikke fosfat, da det er produktionen af fosforsyre, der er beskrevet i processen.

TABEL 52: INPUTS TIL PRODUKTIONEN AF SSP I ECOINVENTS LCI

ECOINVENT SSP		/kg P
UCTE: electricity, medium voltage, production UCTE, at grid [production mix]	15.2	MJ
RER: transport, lorry >16t, fleet average [Street]	10.0	tkm
RER: transport, freight, rail [Railway]	6.5	tkm
RER: sulphuric acid, liquid, at plant [inorganics]	4.0	kg
RER: chemical plant, organics [organics]	0.0	pcs.
OCE: transport, transoceanic freight ship [Water]	55.8	tkm
MA: phosphate rock, as P2O5, beneficiated, dry, at plant [inorganics]	2.3	kg

I EASEWASTES LCI er fosfor tilført processen i form af 0,79 kg fosforsyre⁴³ og 4,84 kg råfosfat pr. kg fosfor (P) i produktet. I Ecoinvent LCI'en er kun anvendt 1 kg P pr. kg P i produktet. I EASEWASTE LCI'en er der anvendt 2.25 kg svovlsyre pr. kg P. Der er brugt godt dobbelt så meget i Ecoinvent LCI'en. Det kan skyldes at EASEWASTE, i hvert fald delvist, beskriver produktionen af TSP, hvori der indgår fosforsyre frem for svovlsyre.

I EASEWASTES LCI er energiforbruget angivet i kg energikilde (elektricitetsforbrug er dog angivet i kWh). For at kunne sammenligne med Ecoinvent LCI er energiforbruget i EASEWASTE LCI'en omregnet til MJ i tabel 10 nedenfor.

TABEL 53: ENERGI FORBRUG I EASEWASTE. ANGIVET I MJ/KG P I SLUTPRODUKTET

Energiforbrug	værdi	enhed	Net calorific value	MJ/kg P
Råolie	0.0706	kg	46.3 MJ/kg	3.26878
Gasolie, brændstof	0.034	kg	46.2 MJ/kg	1.5708
Naturgas brændstof	0.231	kg	53.6 MJ/kg	12.3816
Kul	0.0132	kg	25 MJ/kg	0.33
Elektricitet	1.6	kWh	3.6 kWh/MJ	5.76
TOTAL				23.3

I EASEWASTE er elektricitetsforbruget angivet til 5,76 MJ/kg. I alt er energiforbruget 23.3 MJ/kg P i produktet i EASEWASTE LCI'en. I Ecoinvent LCI'en anvendes et elektricitetsforbrug til produktionen af selve gødningen på 15,2 MJ/kg P i produktet. Ingen andre energikilder er anvendt i EcoInvent LCI'en.

⁴³ der er angivet fosfat, men det skønnes, at der anvendes fosforsyre

2.5.3 Delkonklusion for beskrivelse af LCI'er

I de ikke-toksiske kategorier er langt den største miljøpåvirkning forårsaget af udledningen af fosfor til ferskvand. Denne emission er ca. 14 gange højere i EASEWASTE end i Ecoinvents LCI. Alle andre vigtige emissioner er mellem 3-16 gange højere i Ecoinvents LCI end i EASEWASTEs LCI, pga. et højere elektricitetsforbrug i Ecoinvents LCI. De toksiske kategorier er forbundet med stor usikkerhed, hvilket gør en sammenligning af de LCI'er på dette punkt meningsløs.

2.6 Valg af LCI

Som beskrevet i metodeafsnittet vil LCI'en blive valgt ud fra vurderinger af estimater forbundet med overordnede antagelser og systemafgrænsning, estimater forbundet med kortlægning af livscyklus samt dokumentationsniveauet for de to LCI'er, der sammenlignes.

2.6.1 Vurdering af pålidelighed af overordnede antagelser og systemafgrænsninger

For EASEWASTEs LCI, som er baseret på Patyk & Reinhardt (1997) og Audsley (1997), er det ikke muligt at udtale sig om hvilke antagelser, der er gjort for alle materialeforbrug til produktionen af selve fosforgødningen samt produktionen af de råstoffer og mellemprodukter, der indgår i produktionsprocessen. Det er derfor svært at sammenligne de to LCI'er mht. overordnede antagelser.

EcoInvent LCI'ens overordnede antagelser kan dog godt vurderes til et vist niveau. Da det er SSP, der indgår i den mest solgte type gødning i Danmark, og da oparbejdningen er forudsat at foregå i Europa, vurderes de overordnede antagelser at beskrive substitution af fosforhandelsgødning i Danmark godt. Dog skal det bemærkes, at langt de fleste dokumentationsrapporter for eksisterende LCI'er (inklusiv Ecoinvents og EASEWASTEs LCI'er) beskriver forhold på forholdsvis velfungerende oparbejdningsanlæg i Vesteuropa eller Skandinavien. Ikke desto mindre bruges der i Danmark også en vis mængde handelsgødning produceret i Østeuropa. Da der ikke foreligger data omkring miljøforholdene på de østeuropæiske anlæg, er det svært at vurdere, hvilken indflydelse det ville have at inkludere de østeuropæiske anlæg i en LCI. Det er dog ikke sandsynligt, at miljøforhold overvåges i samme høje grad, som på de vesteuropæiske anlæg. Manglen af de østeuropæiske anlæg i LCI'erne kan altså betyde, at produktionen af fosforhandelsgødningen vurderes som værende for "god" for miljøet, i forhold til virkeligheden.

Mht. systemgrænserne vurderes EASEWASTE LCI'en at beskrive substitutionen af fosforhandelsgødning i Danmark bedst. Det skyldes, at EASEWASTE LCI'en inkluderer forurening med urenheder ved udbringning af gødningen på marker. Ved brug af Ecoinvent LCI'en til substitution af fosforhandelsgødning bør disse emissioner tilføjes.

Vurdering af pålideligheden af ikke-toksiske emissioner i de kortlagte livscyklusser

Som beskrevet ovenfor lægges størst vægt på de ikke-toksiske kategorier. I begge LCI'er er fosfor til ferskvand den største normaliserede emission. Andre høje emissioner i begge LCI'er er svovldioxid, nitrogendioxid, kuldioxid (til luft) og sulfat (til ferskvand).

Vurdering af fosfor til ferskvand

Udledningen af fosfor til ferskvand er ca. 14 gange højere i EASEWASTE LCI'en end i Ecoinvents LCI. I EASEWASTE LCI'en bruges en værdi opgivet af Audsley *et al.* på 0,045 kg P-total/kg produceret fosfor i det endelige produkt. Denne værdi bygger på forskellige referencer fra 1992 (se Audsley *et al.* 1997, s. 32). I Ecoinvent LCI'en anvendes en værdi fra Davis & Haglund 1999 på 0.0033 kg P-total/kg P i produktet. Denne værdi stammer fra en miljørapport fra 1998 fra det Norske Hydro Agri AB i Köping (Davis & Haglund 1999 cf. Nemecek & Kägi 2007).

Ud fra en sammenligning med en værdi fra Austrian FEA (2002) på 0.00135 kg total-P/kg P i produktet vurderes det, at Ecoinvents LCI beskriver fosforudledningen fra forarbejdningsprocessen mere repræsentativt end EASEWASTES LCI.

Vurdering af elektricitetsforbrug

Forskelle i elektricitetsforbruget i de to LCI giver ligeledes anledning til store forskelle i emissioner. I Ecoinvents LCI er der alene angivet elektricitet som energikilde. Elektricitetsforbruget er angivet til 15.2 MJ/kg P europæisk elektricitet mix (UCTE). Estimatet har Kongshaug (1998) som reference. EASEWASTES produktionsproces benytter flere forskellige energikilder. I alt er energiforbruget i EASEWASTE LCI'en på 23.3 MJ/kg P med et elektricitetsforbrug på godt 6 MJ/kg P og naturgas som den vigtigste energikilde med ca. 12 MJ/kg P. Til elektricitetsproduktionen anvendes der i EASEWASTE et tysk mix. Det lavere elektricitetsforbrug samt brugen af tysk elektricitet mix i EASEWASTES LCI giver lavere emissioner end i Ecoinvent i en del kategorier, særligt i global-opvarmingskategorien, fordi tysk elektricitet i høj grad er baseret på kernekraft.

Antagelsen i Ecoinvents LCI om, at 100 % af energien skulle komme fra elektricitet, er ikke begrundet i hverken Davis & Haglund (1999), Kongshaug (1997) eller i Nemecek & Kägi (2007). Flere BAT-dokumenter beskriver anvendelse af både elektricitet, damp og brændstof i produktionen af fosfatgødning (European Commission 2007, s. 390). Pga. manglende beskrivelse af de i BAT-dokumenterne angivne værdier er de dog ikke brugbare til en sammenligning med LCI'erne.

Mht. til sammensætningen af elektricitet er det sandsynligt, at antagelsen i EASEWASTE LCI'en om brug af tysk mix af elektricitet er forkert, da gødningen ikke nødvendigvis produceres i Tyskland. Det er tydeligt, at der er meget store usikkerheder forbundet med estimaterne for energi i begge LCI'er. Derfor bør der ved anvendelse af LCI'erne gøres opmærksom på de usikkerheder, der er forbundet med ikke-toksiske kategorier - særligt med global opvarmning som følge af usikkerheder elektricitetsforbruget.

Det har altså ikke været muligt at vurdere hvilken LCI, der bedst beskriver energiforbruget i processen. Det har heller ikke været muligt at vurdere energisammensætningens indflydelse på resultatet af miljøpåvirkningsvurderingen.

2.6.2 Vurdering af pålidelighed af toksiske kategorier og af ressourceforbrug i de kortlagte livscyklusser

Vurdering af toksiske kategorier

Der er generelt stor usikkerhed på vurderingen af de toksiske kategorier ved brug af UMIP metoden, da der ikke kan siges at være forskel på to emissioner, hvis der er under en faktor 1000 til forskel mellem dem (Jensen 2012). De emissioner, der giver udslag i de toksiske kategorier, kan dog godt vurderes overordnet.

I EASEWASTE LCI'en er det, som beskrevet i afsnit 0., primært emissioner, der stammer fra urenheder, der giver udslag i de toksiske kategorier. Værdierne bygger på meget gamle undersøgelser (BUWAL 1991, French Ministry for Agriculture 1994 cf. Audsley 1997). Det har ikke været muligt at finde disse undersøgelser, men det kan ikke formodes, at de repræsenterer danske forhold. Derudover er der i de seneste år sket en stigning i koncentrationen af urenheder i handelsgødning solgt i Danmark, hvilket vi sandsynligvis også vil opleve i fremtiden. Det skyldes, at vi ikke længere er sikret gødning fra de renere depoter i Norden, men i højere grad vil være afhængig af mineralske fosforkilder indeholdende en større mængde urenheder (Cleemann 2012). Derfor kan estimaterne for indholdet af urenheder i fosforgødning fra EASEWASTE LCI'en ikke siges at være repræsentative for danske forhold i dag. Det er altså ikke sandsynligt, at værdierne anvendt i LCI'en er repræsentative for indholdet af urenheder anvendt i dansk gødning i dag, og

dermed må der formodes at være stor usikkerhed omkring de toksiske kategorier i EASEWASTE's LCI.

Det har ikke i dette projekt været muligt at vurdere usikkerheden på de toksiske kategorier i EcoInvents LCI.

2.6.3 Vurdering af dokumentationsniveau

På trods af mangler vurderes EcoInvents LCI at være bedst dokumenteret. Et stort plus for EcoInvents LCI'er er også, at deres dokumentationsrapporter opdateres jævnligt.

2.7 Konklusion

Formålet med dette notat er at danne baggrund for en beslutning om hvilken livscyklusopgørelse (LCI) for udvinding, produktion og brug af fosforhandelsgødning, der bør anvendes i forbindelse med livscyklusvurderinger (LCA'er), hvori der sker en substituering af fosforhandelsgødning.

I notatet sammenlignes EASEWASTE's LCI "Average P fertilizer Europe" med EcoInvents LCI "RER: SSP at regional storehouse aggr".

I vurderingen af hvilken LCI, der bør benyttes til substitution af handelsgødning, lægges der vægt på følgende 3 aspekter; Validiteten af estimater, der knytter sig til overordnede antagelser for LCI'erne, og for LCI'ernes systemgrænser, validiteten af estimater, der knytter sig til den kortlagte livscyklus for de to LCI'er samt dokumentationsniveauet for LCI'erne.

Pga. et lavt dokumentationsniveau i begge LCI'er er det ikke muligt at afgøre hvilken LCI, der beskriver danske forhold bedst mht. overordnede valg og antagelser. Dog bemærkes det, at EcoInvents LCI ikke medtager emissioner forbundet med usikkerheder i handelsgødningen, og estimater herfor bør derfor tilføjes ved brug af LCI'en. Desuden bemærkes det, at alle de eksisterende LCI'er anvender data fra Vesteuropæiske velfungerende produktionsanlæg, hvilket kan give anledning til for lave miljøpåvirkninger fra handelsgødningsproduktionen i forhold til virkeligheden. Endvidere indgår emissioner fra selve brydningen af råsfosfat ikke.

I vurderingen af pålideligheden af estimater forbundet med kortlægningen af selve livscyklussen for de to LCI'er, er der lagt størst vægt på de ikke-toksiske UMIP kategorier, pga. usikkerheder i de toksiske kategorier og ressourcebestemmelsen.

I de ikke-toksiske kategorier er langt den største miljøpåvirkning forårsaget af udledningen af fosfor til ferskvand. Denne emission er ca. 14 gange højere i EASEWASTE end i EcoInvents LCI. Udfra en sammenligning med eksisterende anlæg vurderes det, at EcoInvents LCI bedst beskriver denne emission.

Alle andre vigtige emissioner er mellem 3-16 gange højere i EcoInvents LCI end i EASEWASTE's LCI, pga. et højere elektricitetsforbrug i EcoInvents LCI.

De toksiske kategorier er forbundet med stor usikkerhed, hvilket gør en sammenligning af de LCI'er på det punkt meningsløs.

2.8 Referencer

Audsley, E., Albers S., Clift, R., Cowell, S. Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce D., Roger, E, Teulon, H., Weidema, B & Zeits, H.v. (1997): *Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture*. AIR3-Ct94-2028, Community Research and

Technological Development Programme in the field of "Agriculture and Agro -Industry, including Fisheries" AIR 3, European Commission DG VI Agriculture

Austrian FEA (2002). "State-of-the-Art Production of Fertilisers", M-105.

BUWAL (1991): Schermetalle und Fluor in Mineraldüngern, Schriftenreihe Umwelt 162

European Commission (2007): Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commission. August 2007. http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf

French Ministry for Agriculture (1994): Sous-direction de la protection des végétaux; Commission d'étude de la toxicité.

Cleemann, M. (2012): *Personlig meddelelse*, Specialkonsulent NaturErhvervsstyrelsen, Miljøerhverv (tidl. Plantedirektoratet), mcl@naturerhverv.dk

Davis J & Haglund C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of fertiliser production – fertilisers used in

Sweden and western Europe. SIK-Report 654. SIK, The Swedish Institute for food and Biotechnology, Göteborg. ISBN 91-7290-196-9

Ecoinvent (2012a): *Organisation*, [online]. Ecoinvents hjemmeside. [citeret 14. Juni 2012]. Tilgængelig på Internet:<URL: <http://www.ecoinvent.org/organisation/>>

Ecoinvent (2012b): <http://www.ecoinvent.org/news/newsdetails/view/ecoinvent-v3-release-date-fixed/>

EFMA 1995: European Fertilizer Manufacturers' Association (1995): Best Available Techniques (BAT) for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry. BAT Sheets Nr. 1-8. Ave. E Van Nieuwenhuysse 4, B-1160 Brussels, Belgium

European Commission (2007): Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commission. August 2007. http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf

Frischknecht, R., N. Jungbluth, H. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hirsch, T. Nemecek, G. Rebitzer & M. Spielmann (2005): The ecoinvent database: Overview and Methodological Framework, *Int J LCA*, 10 (1) 3 – 9 (2005), OnlinePublication: October 22nd, 2004

Hansen, T. L., G. S. Bhandar & T. H. Christensen (2006): Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE), *Waste Management and Research*, 2006: 24: 153 - 166, ISWA

Hydro Agri (1998): Miljørapport. Official Environmental Report. Hydro Agri AB, Box 908, 73129 Köping

IFA (UNEP) (1998): (International Fertilizer Industry Association, United Nations Environment Programme), "Technical report Nr. 26". International Fertilizer Industry Association, United Nations Environment Programme (ifa ,UNEP), Paris / France, 1998"

Jensen, M. B. (2012): *Personlig kommunikation*. Videnskabelig Assistent, Institut for Vand og Miljøteknologi, Residual Resources Engineering (RRE) - DTU Environment, Danmarks Tekniske Universitet, kontakt: mrbi@env.dtu.dk

Jensen, L. S. & S. Husted (2009): Applied Plant Nutrition. Afdeling for jordbrug og økologi, Det biovidenskabelige fakultet (LIFE), Københavns Universitet. Kontakt: lsj@life.ku.dk

Kongshaug, G. (1998): Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertilizer Production. Hydro Agri Europ, Norway. EFMA Seminar on EU Legislation and the Legislation Process in the EU relative to Fertilizer, Prague, October 19-21, 1998, 18p.

Nemecek & Kägi (2007): Life Cycle Inventories of Swiss and European agricultural systems. Ecoinvent report nr. 1 fb5

Patyk (1996): International Conference on Application of life cycle assessment in agriculture, food and non-food agro industry and forestry: Achievements and Prospects. IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg; Wilkenstrasse 3, 69120 Heidelberg, Germany

Patyk, A., Reinhardt, G.A. (1997): Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag, Braunschweig Wiesbaden.

Plantedirektoratet (2010): Danmarks salg af handelsgødning 2009/2010. Ministeriet for Landbrug, fødevarer og fiskeri, Kgs. Lyngby

Stoumann, L. (2012): Personlig meddelelse. Professor MSO. Institut for Jordbrug og Økologi/Plante- og Jordvidenskab . LIFE. Kontakt: lsj@life.ku.dk

Bilag 3: Nye estimater for urenheder i fosfor-handelsgødning

3.1 Baggrund og formål

Når spildevandsslam udbringes på marker, erstatter det brugen af handelsgødning på markerne og forureningen forårsaget af de urenheder, der er i handelsgødningen.

Derfor er det nødvendigt at kende indholdet af urenheder i fosforhandelsgødning brugt i Danmark, når der skal udarbejdes en miljømæssig livscyklusvurdering.

I dette notat præsenteres et nyt datasæt for indholdet miljøbelastende urenheder i fosforhandelsgødning. Datasættet vil erstatte det datasæt, der har været anvendt i tidligere undersøgelser udført af COWI. I tidligere undersøgelser anvendes estimater (BUWAL 1991, French Ministry for Agriculture 1994 cf. Audsley 1997), som beskriver forhold uden for Danmark i starten af 1990'erne. Imidlertid er der sket en stigning i koncentrationen af urenheder i handelsgødning solgt i Danmark siden halvfemserne. Denne stigning vil med stor sandsynlighed fortsætte i fremtiden. Det skyldes, at vi ikke længere er sikret gødning fra de renere depoter i Norden, men i højere grad vil være afhængig af mineralske fosforkilder indeholdende en større mængde urenheder (Cleemann 2012). Det vurderes derfor nødvendigt at anvende nyere data, som repræsenterer de nuværende danske forhold.

Datasættet, som udvikles, vil indgå som en del af en ny LCI for udvinding, forarbejdning og brug af fosforhandelsgødning. Den nye LCI vil blive brugt i nærværende projekt for Miljøstyrelsen, samt til fremtidige projekter i COWI til beskrivelse af udvinding, forarbejdning og brug af fosforhandelsgødning.

3.2 Metode

Første trin i denne undersøgelse er at vurdere, hvad der karakteriserer den type gødning, der kan forventes at blive erstattet, når der udbringes slam på marker. Herefter identificeres ud fra et litteraturstudie hvilke miljøbelastende urenheder, der findes i fosforhandelsgødning. Estimater for koncentrationen af urenhederne bestemmes ud fra en dansk undersøgelse udført af forskere ved Århus Universitet i samarbejde med Plantedirektoratet (Petersen *et al.* 2009). Denne undersøgelses formål afviger imidlertid fra nærværende undersøgelses formål. Derfor har det været nødvendigt at bearbejde data fra undersøgelsen for at sikre, at data bedst muligt repræsenterer den type gødning, der erstattes af slam.

Resultatet af nærværende undersøgelse er en liste med estimater over indholdet af miljøbelastende urenheder i fosforhandelsgødning angivet i mg pr. kg fosfor (P) i fosforhandelsgødningen. Resultatet af undersøgelsen diskuteres, og de fundne værdier sammenlignes med værdier fra andre undersøgelser.

3.3 Vurdering af substitueret fosforgødning

Normalt vil det tilstræbes at anvende en marginal betragtning, når produkter eller services erstattes i en miljøvurdering (se evt. selve hovedrapporten til Miljøstyrelsen afsnit 0).

I det følgende beskrives, hvad der kendetegner fosforhandelsgødning, der anvendes i Danmark, og hvilke faktorer, der er afgørende for indholdet af miljøbelastende urenheder i handelsgødning. Til sidst præsenteres forskellige tilgange til, hvordan termen "marginal fosforhandelsgødning" kan defineres i Danmark.

3.3.1 Fosforhandelsgødning solgt i Danmark og kilde til urenheder

I Danmark er den mest solgte fosforholdige gødningstype NPK-gødning, som er en samgranulering af fosfor, nitrogen og kalium på plantetilgængelig form. De største forhandlere af fosforhandelsgødning i Danmark er Yara og Kemira (Cleemann, 2012). Den dominerende kilde til handelsgødningens indhold af miljøbelastende urenheder kan henføres til den råfosfat, der er udgangspunkt for fremstilling af P-gødninger. Indholdet af urenheder er typisk langt større i råfosfat af sedimentær oprindelse end i råfosfat af vulkansk oprindelse⁴⁴. Globalt set er omkring 80 % af den råfosfat, der anvendes i gødningsindustrien, af sedimentær oprindelse (Petersen *et al.* 2009). I Danmark har P-gødningen de sidste 20-30 år primært været af vulkansk oprindelse, men de seneste år har en stigende andel kunnet henføres til de sedimentære kilder primært i Marokko. Det er sandsynligt at denne tendens vil fortsætte (Cleemann, 2012). Der foreligger dog ikke data, som gør det muligt at kvantificere fordelingen af disse to fosfortyper i dansk gødning (Cleemann, 2012).

3.3.2 Marginal fosforhandelsgødning

NPK gødningen må antages at være den marginale type gødning, da andre P-holdige gødninger kun sælges i ubetydelige mængder (Plantedirektoratet, 2010). Fordelingen af hhv. vulkansk og sedimentært fosfor i de forskellige partier NPK gødning solgt i Danmark er ikke undersøgt, ligesom det ikke er undersøgt, hvad der kendetegner den gødning, der først forsvinder fra markedet, når en lavere efterspørgsel opstår pga. erstatning med slam (den marginale handelsgødning).

Der kan imidlertid gøres forskellige antagelser om, hvad der kendetegner den marginale NPK-gødning. Det kan antages, at den gødning der har det højeste indhold af urenheder, og derfor har sværest ved at overholde national lovgivning, først vil forsvinde fra markedet ved lavere efterspørgsel. Konsekvensen af denne antagelse er, at den marginale gødning har et relativt højt indhold af urenheder set i forhold til den gennemsnitlige gødningssammensætning. Der kan derimod også argumenteres for, at den *dyreste* gødning vil forsvinde først fra markedet. Den dyreste gødning vil være gødningen med det laveste indhold af urenheder, da der er størst international efterspørgsel på denne type. Denne antagelse vil medføre, at den marginale gødning har et lavere indhold af urenheder end den gennemsnitlige danske gødning.

En entydig konklusion på hvordan den marginale fosforhandelsgødning kan defineres, er derfor ikke mulig. Sammensætningen af den marginale gødning i LCI'en er altså baseret på et skøn og i øvrigt også stærkt påvirket af designet af den undersøgelse, som er anvendt (se afsnit 0).

3.4 Estimering af værdier for miljøbelastende urenheder i handelsgødning

I dette afsnit præsenteres de aktiviteter, der har ledt frem til et nyt sæt estimater for urenheder i fosforhandelsgødning.

Først identificeres igennem et litteraturstudie hvilke urenheder, der findes i fosforhandelsgødning. Herefter argumenteres for forskellige valg og antagelser anvendt i estimeringen, og til sidst præsenteres de beregninger, der er foretaget. Resultatet af undersøgelsen er præsenteret i afsnit 0.

3.4.1 Identifikation af vigtige miljøbelastende urenheder

Ud fra et litteraturstudie udpegede Petersen *et al.* (2009) tre grupper af miljøbelastende urenheder i handelsgødning; Mineralske urenheder, radioaktive urenheder og PAH'er. De udpegede stoffer er listet nedenfor:

- Gruppe I: As, Cd, Co, Cr, Cu, F, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V, Zn
- Gruppe II: Th, Tl, U
- Gruppe III: PAH'er

⁴⁴ Begreberne "vulkansk" og "sedimentær" henviser til den proces, mineralerne er dannet under. Se evt. Petersen *et al.* (2009) for forklaring af begreberne.

Petersen et al. (2009) vurderer, at Se, V og Zn samt Th, Tl og PAH ikke udgør et miljøproblem, da de ligger langt under gældende og foreslåede grænseværdier. Disse urenheder er dog alligevel medtaget i LCI'en, da en LCI bør indeholde alle kendte emissioner.

Som beskrevet i afsnit 0, stammer urenhederne primært fra den råfosfat, der danner udgangspunkt for handelsgødningen. Dog er det ikke alle urenheder, der med sikkerhed kan siges at stamme fra råfosfaten (Petersen et al., 2009). Cd, U, As, Cu, V og Zn stammer med stor sandsynlighed fra fosforindholdet i gødning. Det er usikkert hvorvidt F og Th stammer fra fosforen. Følgende urenheder stammer med stor sandsynlighed ikke fra fosforindholdet; Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl og PAH'er (Petersen et al. 2009). Derfor vil estimeringen foregå på en anden måde for disse urenheder end for de urenheder, der stammer fra fosforindholdet (se afsnit 0).

3.4.2 Datagrundlag og valg af data

Data fra Petersen et al. (2009) anvendes til LCI'en. Petersen et al. (2009) har ikke haft til formål at finde et estimat, der er repræsentativt for handelsgødning solgt i Danmark, men at vurdere omfanget af urenheder i gødning. Derfor er der til undersøgelsen udvalgt gødninger, som formodes at have et højt indhold af urenheder. Det skaber naturligvis et problem i forhold til at anvende undersøgelsen til at beskrive den marginale handelsgødning i Danmark. I det følgende beskrives, hvordan dette problem er håndteret.

I undersøgelsen af Petersen et al. (2009) er der udvalgt prøver fra to overordnede typer af P-gødning;

- Gødning, der er af vulkansk oprindelse og forarbejdet i Norden
- Gødning, der stammer fra sedimentære kilder primært i Marokko, og er forarbejdet i Østeuropa (Petersen et al. 2009).

Følgende gødninger fra undersøgelsen er udvalgt til LCI'en:

- 9 partier ren P gødning af SSP og TSP af sedimentær oprindelse (alle analyserede rene P-gødninger, TSP og SSP)
- 27 partier NPK gødning, hvoraf 15 er af sedimentær oprindelse og 12 er af vulkansk oprindelse (TSP og SSP)

Som beskrevet ovenfor i afsnit 0 udgør gødninger af sedimentær oprindelse en stadigt større del af det aktuelle gødningsforbrug i Danmark. Det er dog ikke muligt at vurdere, hvor stor denne andel er i dag og kan forventes at blive i fremtiden. Fordelingen af 24 gødninger af sedimentær oprindelse og 12 gødninger af vulkansk oprindelse (ren P og NPK) fra undersøgelsen vælges derfor som repræsentativ sammensætning af dansk handelsgødning.

To forhold i undersøgelsen af Petersen et al. (2009) bevirker, at de fremkomne estimater sandsynligvis er højere end i den gennemsnitlige fosforgødning i Danmark:

- analyser, der var under detektionsgrænsen, er ikke medregnet i estimatet.
- der er bevidst udvalgt prøver, hvor man havde mistanke om et højt indhold af urenheder

Hvorvidt estimaterne alligevel kan bruges til at beskrive *den marginale* fosforhandelsgødning vurderes i diskussionsafsnittet. Medianværdien i mg pr. kg tørstof, efter Petersen et al. (2009), er angivet i tabel 1 nedenfor.

TABEL 54: MEDIANVÆRDI I MG/KG TØRSTOF (PETERSEN ET AL. 2009):

Stof	Enhed	P	NPK
As	mg/kg tørstof	15	3,6
Cd	mg/kg tørstof	26	3,5
(Cd)	(mg/kg P)	153	94
Cr (total)	mg/kg tørstof	237	96
Cu	mg/kg tørstof	38	11
F	mg/kg tørstof	32.000	4.800
Hg	mg/kg tørstof	0,03	0,04
Mo	mg/kg tørstof	4,0	1,5
Ni	mg/kg tørstof	43	86
Pb	mg/kg tørstof	3,3	2,7
U	mg/kg tørstof	69	25
Zn	mg/kg tørstof	375	91

PAH'er, V, Zn, Th og Tl er ikke medtaget i tabel 7.1 i Petersen *et al.* 2009, da forfatterne vurderer, at de ikke vil være miljøbelastende i de mængder, de findes i i gødningen. Værdierne for disse urenheder er derfor i stedet aflæst fra figur 5.2 i Petersen *et al.* (2009) og gengivet i nedenstående tabel:

TABEL 55: ESTIMATER FOR INDHOLDET AF URENHEDER I HANDELSGØDNING AFLÆST FRA GRAF 5.2. I PETERSEN ET AL. 2009.

Stof	Enhed	P	N	NPK	n	Evt. bemærkninger
PAH (sum)	µg/kg tørstof	24	9	-	-	Kun estimeret for de rene P-gødninger
Se	µg/kg tørstof	2600	9	200	24	
V	mg/kg tørstof	175	9	60	27	
Zn	mg/kg tørstof	350	9	100	21	
Th	mg/kg tørstof	4	9	-	-	Dårlig sammenhæng mellem P og urenhed, derfor sker estimering på baggrund af rene P gødninger
Tl	mg/kg tørstof	0,24	9	-	-	Dårlig sammenhæng mellem P og urenhed, derfor sker estimering på baggrund af rene P gødninger

3.4.3 Behandling af data

I Petersen *et al.* (2009 s. 90) er de miljøbelastende urenheder angivet i mg pr. kg tørstof. Vi er imidlertid interesseret i at kende indholdet pr. kg fosfor i gødningen. Derfor er det nødvendigt med en omregning. Som beskrevet i afsnit 0 er det dog ikke alle urenheder, der med sikkerhed kan siges at stamme fra fosfatindholdet i gødningen. Derfor er der anvendt to forskellige tilgange i estimeringen:

- For de urenheder, der kan henføres til råfosfaten, er indholdet udregnet på baggrund af prøverne af rene P gødninger samt prøverne af NPK gødninger. Det gælder for Cd, U, As, Cu, V, Zn. I hvor høj grad F og Th stammer fra råfosfaten er behæftet med usikkerhed. Alligevel antages det, at de stammer fra råfosfaten.
- For urenhederne, der ikke kan henføres til råfosfaten, anvendes kun prøver for de rene P gødninger. Det gælder for Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl og PAH. Disse værdier vil være bygget på et noget mindre datagrundlag og derfor være behæftet med større usikkerhed.

•

Udregningerne for rene P gødninger og for NPK gødninger er skematiseret i tabel 13 og 14 nedenfor. Ved omregningen er der antaget et indhold af P på 17 % i de rene P gødninger og på 3,73 % i NPK gødningerne (Petersen *et al.* 2009 s. 90).

TABEL 56: P-GØDNING: UDREGNING AF VÆRDIER FOR URENHEDER I MG/KG P

Urenhed	P, n=9	Medianværdi opgivet mg/kg tørstof Ren P gødning fra median s. 90	Medianværdi mg/kg P Ren P gødning (17 % P)
As	9	15	88
Cd	9	26	153
Cr	9	237	1394
Cu	9	38	224
F	9	32000	188000
Hg	7	0.03	0.2
Mo	9	4	24
Ni	9	43	253
Pb	9	3.3	19
Zn	9	375	2206
U	9	169	994
PAH*	9	0.024	0.14
Se*	9	1.5	9
V*	9	200	1176
Th*	9	5	29
Tl	9	0.16	1

* Aflæst på graf (Petersen *et al.* 2009 s. 57-61)

TABEL 57: NPK GØDNING: UDREGNING AF VÆRDIER FOR URENHEDER I MG/KG P

Urenhed	NPK, n varierer	Median mg/kg tørstof NPK gødning	Median ved mg/kg P NPK gødning (3,73 % P)
As	20		
Cd	20	3.5	94
Cr	27	96	2574
Cu	17		
F	27		
Hg	6	0.04	1
Mo	21		
Ni	23	86	2306
Pb	20		
Zn	21	91	2440
U	16	25	670
PAH*			
Se*	24	0.15	4
V*	27	50	1340
Th*			
Tl*			

* Aflæst på graf (Petersen *et al.* 2009 s. 57-61)

3.5 Resultater: Estimer for indholdet af miljøbelastende urenheder i fosforhandelsgødning.

Resultaterne fra beregningerne i afsnit 0 er samlet i tabel 5 nedenfor.

TABEL 58: ESTIMATER FOR INDHOLD AF URENHEDER I DANSK FOSFOR HANDELSGØDNING

	n total	Estimat for indhold mg/kg P
As	9	88
Cd	29	112
Cr	36	2279
Cu	9	224
F	9	188000
Hg	13	0.59
Mo	9	24
Ni	32	1728
Pb	9	19
Zn	30	2370
U	25	787
PAH	9	0.14
Se	33	5
V	36	1299
Th	9	29
Tl	9	1

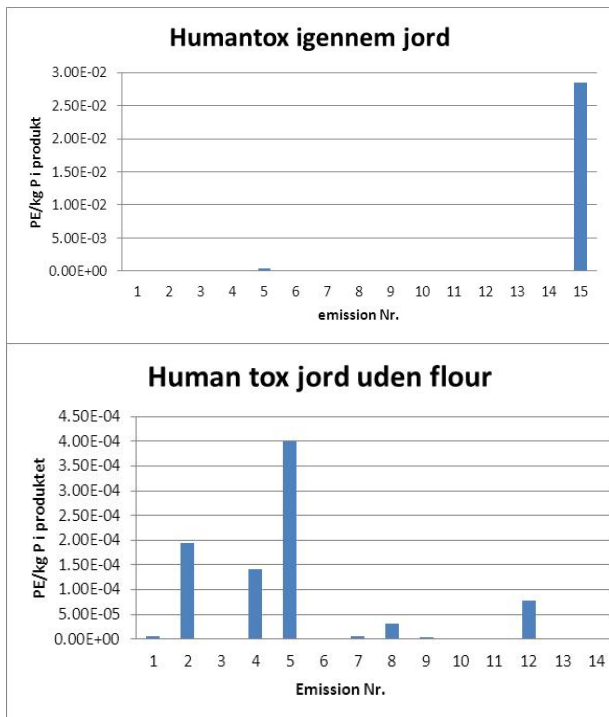
Som beskrevet i afsnit 0 varierer antallet (n) af prøver, som estimerne er udregnet på baggrund af. Dette skyldes omregningen i afsnit 0, og at prøver under detektionsgrænsen ikke er medtaget i Petersen *et al.* (2009).

3.6 Miljøpåvirkningspotentialer fra anvendte estimer

Der er foretaget en miljøpåvirkningsvurdering af udbringning af gødning på jord med det estimerede indhold af urenheder. Til vurderingen er anvendt UMIP97 metoden og 2004 Normaliseringsreferencer⁴⁵. Emissionerne gav de største udslag i kategorierne for humantoksicitet gennem jord og vand.

Vurderingen viste, at fluoremissionen gav anledning til den største miljøpåvirkning i humantoksicitet gennem jord med en faktor 70 højere end den næsthøjeste emission. Desuden gav krom, arsen og vanadium anledning til høje normaliserede værdier. I humantoksicitet gennem vand var kviksølv (Hg) den eneste emission, der gav udslag. Dette var på 0.00136 PE pr. kg fosfor (P) i produktet. Et uddrag af resultatet af miljøpåvirkningsvurderingen vises i tabel 16 nedenfor og i figur 3.

⁴⁵ For forklaring af disse begreber se selve MST rapporten



FIGUR 63: HUMAN TOKSICITET GENNEM JORD MED OG UDEN FLUOR. DET ER BEMÆRKELSÆSVÆRDIGT, AT FLUOR UDGØR ET SÅ STORT MILJØPÅVIRKNINGSPOTENTIALE I FORHOLD TIL DE ANDRE EMISSIONER.

TABEL 59: EMISSIONS NR. ANVENDT I FIGUR 1

Nr.	Substance Name
1	Mercury (Hg) [Soil emissions]
2	Vanadium (V) [Soil emissions]
3	PAH (Benzo{a}pyrene TEQ) [Soil emissions]
4	Arsenic (As) [Soil emissions]
5	Chromium (Cr) [Soil emissions]
6	Thallium (Tl) [Soil emissions]
7	Molybdenum (Mo) [Soil emissions]
8	Nickel (Ni) [Soil emissions]
9	Zinc (Zn) [Soil emissions]
10	Selenium (Se) [Soil emissions]
11	Copper (Cu) [Soil emissions]
12	Cadmium (Cd) [Soil emissions]
13	Lead (Pb) [Soil emissions]
14	Thorium (Th) [Soil emissions]
15	Fluoride (F-) [Soil emissions]

3.7 Diskussion af resultater

Resultaterne sammenlignes her med andre undersøgelser. Herefter vurderes usikkerhederne forbundet med de fremkomne estimater kvalitativt.

3.7.1 Sammenligning med andre undersøgelser

I tabellen nedenfor ses resultatet af undersøgelsen sammenholdt med de værdier, der i dag bruges til livscyklusvurderinger i COWI (Audsley 1997) og med en undersøgelse på Europæisk plan (Nziguheba & Smolders, 2008).

TABEL 60: SAMMENLIGNING AF RESULTATER MED ANDRE UNDERSØGELSER. N TOTAL ANGIVER ANTALLET AF PRØVER ESTIMATET ER BEREGNET PÅ BAGGRUND AF.

	n total	Resultat mg/kg P	EASEWASTE (AUDSLEY, 1997) mg/kg P	EU (Nziguheba & Smolders, 2008) mg/kg P
As	9	88		64.9
Cd	29	112	126	82.7
Cr	36	2279	619	837
Cu	9	224	214	
F	9	188000		
Hg	13	0.59	0.2	
Mo	9	24		
Ni	32	1728		123
Pb	9	19	25.7	25.7
Zn	30	2370	910	1520
U	25	787		

Det fremgår af Tabel 60, at der er en relativ afvigelse på under +/- 100 % for de fleste stoffer set i forhold til de to andre undersøgelser. For krom og kviksølv er den estimerede værdi dog ca. en faktor 2 højere end i de andre undersøgelser. For nikkel er værdien mere end en faktor 10 højere end hos Nziguheba & Smolders. For en række stoffer er der ikke fundet nogen undersøgelser at sammenligne med (fluor, molybden, uran, PAH, Se, V, Zn, Th og Tl).

Generelt er de estimerede værdier højere end værdierne i de to andre undersøgelser. Ifølge Nziguheba & Smolders (2008, s. 26) har gødninger fra Skandinavien et lavere indhold end gennemsnittet i Europa.

Dette kan forklares med undersøgelsens design, hvor gødningerne er udvalgt pga. formodning om højt indhold af urenheder. En anden forklaring er, at Nziguheba og Smolders undersøgelse anvender prøver af ældre dato (2004), og at indholdet af urenheder har ændret sig siden pga. den lavere andel af vulkansk råfosfat. Det er også muligt at begge ovenstående forklaringer bidrager til de højere estimater.

3.7.2 Vurdering af usikkerheder ved estimaterne

Kilder til usikkerheder ved resultatet inddeles i følgende kategorier, som er behandlet nedenfor;

- usikkerheder fra antagelse om marginal gødning
- usikkerheder forbundet med at antage, at alle urenheder kan henføres til fosfordelen af gødningen
- usikkerheder forbundet med ikke at medtage værdier under detektionsgrænsen

Der er i denne undersøgelse anvendt en antagelse om, at den marginale gødning består af 2/3 sedimentær råfosfat og 1/3 vulkansk råfosfat. Dette valg bygger på et argument om, at sedimentær råfosfat i dag udgør en stor del af markedet og ud fra en betragtning om, at den marginale gødning er den gødning, som har sværest ved at overholde dansk lovgivning (og dermed gødningen med det højeste indhold af urenheder). Som beskrevet i afsnit 0 er værdier under detektionsgrænsen ikke medtaget i undersøgelsen af Petersen *et al.* (2009). Dette udgør potentielt et problem, men der ses bort fra dette, da de udeladte prøver må formodes at være af vulkansk oprindelse fra Norden, som der i fremtiden vil blive mindre af (Cleemann, 2012). Det er klart, at hvis den marginale gødning reelt udgøres af vulkansk råfosfat i højere grad end antaget, er de fremkomne estimater for høje.

For en række stoffer kan der være en usikkerhed forbundet med, at urenheden i prøverne ikke stammer fra fosfordelen af gødningen. Det gælder for Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl og PAH samt F

og Th. Det betyder, at estimerne for disse urenheder kan være for høje. Dog må det antages, at selvom disse urenheder ikke stammer fra fosfordelen af gødningen, ville de i alle tilfælde blive udbragt sammen med fosforen, da det hele udbringes samlet i NPK gødningen.

Det har ikke været muligt inden for denne undersøgelses rammer at kvantificere de usikkerheder, som er beskrevet ovenfor og dermed give et konfidensinterval for estimerne. Det skyldes blandt andet, at baggrundsdata for undersøgelsen af Petersen *et al.* (2009) ikke har været til rådighed.

3.8 Konklusion

Formålet med dette notat var at udarbejde et datasæt med estimer for indholdet af miljøbelastende urenheder i den marginale fosforhandelsgødning i Danmark, som potentielt kan skade miljøet ved udbringning af gødningen på marker. Det blev fundet, at fosforgødning forhandlet i Danmark indeholder følgende miljøbelastende urenheder i varierende omfang: As, Cd, Cr, Cu, F, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn, U, PAH'er, Se, V, Zn, Th og Tl. Indholdet af urenhederne varierer primært ift. hvorvidt gødningen indeholder råfosfat af sedimentær (højt indhold af urenheder) eller vulkansk oprindelse (lavt indhold af urenheder).

Følgende estimer er fremkommet ved undersøgelsen (Petersen m.fl., 2009), med undtagelse af cadmiumindholdet. For indholdet af cadmium i fosforgødning anvendes en gennemsnitsværdi (Plantedirektoratet, 2004), da cadmiumindholdet i fosforgødning anvendt i Danmark er kendte og løbende er blevet undersøgt.

Tabel 61 Tungmetalindhold i fosforgødning per kg P (baseret på Petersen m.fl., 2009)

	n total	Estimat for indhold mg/kg P
As	9	88
Cd*	29	13,1
Cr	36	2279
Cu	9	224
F	9	188000
Hg	13	0.59
Mo	9	24
Ni	32	1728
Pb	9	19
Zn	30	2370
U	25	787
PAH	9	0,14
Se	33	5
V	36	1299
Th	9	29
Tl	9	1

* værdi fra Plantedirektoratet, 2004

Til datasættet er der valgt at tage udgangspunkt i analyser af 36 P-holdige gødninger foretaget på Århus Universitet i samarbejde med Plantedirektoratet. 2/3 af disse gødninger var af sedimentær oprindelse, mens 1/3 var af vulkansk oprindelse. Undersøgelsen, der er taget udgangspunkt i, har haft til formål at identificere problematiske stoffer, og der er derfor bevidst gået efter at udvælge prøver med et formodet højt indhold af urenheder. Desuden er prøver, der lå under detektionsgrænsen, ikke medregnet i den opgivne medianværdi.

Forholdene beskrevet ovenfor kan bevirke, at de fremkomne estimater for indholdet af urenheder i fosforhandelsgødning er højere end i den gennemsnitlige danske fosforhandelsgødning, og de estimerede værdier til datasættet er relativt høje i forhold til estimater fremkommet ved tidligere undersøgelser.

I en ideel verden kunne estimaterne dog godt afspejle virkeligheden, hvis det antages, at den marginale fosforhandelsgødning er den gødning, der har det højeste indhold af urenheder og derfor har sværest ved at overholde national lovgivning. Dog er der ikke fuld klarhed over, hvordan den marginale fosforhandelsgødning kan defineres i Danmark, og det kan derfor ikke klart konkluderes, at de fremkomne estimater repræsenterer indholdet af urenheder i den gødning, som erstattes, når slam udbringes på landbrugsmarker.

Hvis estimaterne anvendes i en livscyklusvurdering, hvor UMIP 97 metoden benyttes, vil følgende emissioner give anledning til de største miljøpåvirkninger: fluor, krom, arsen, vanadium, cadmium og kviksølv.

3.9 Referencer:

Audsley, E., Albers S., Clift, R., Cowell, S. Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B & Zeits, H.v. (1997): *Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture*. AIR3-Ct94-2028, Community Research and Technological Development Programme in the field of "Agriculture and Agro -Industri, including Fisheries" AIR 3, Europeann Commission DG VI Agriculture

Cleemann, M. (2012): *Personlig meddelelse*, Specialkonsulent NaturErhvervsstyrelsen, Miljøerhverv (tidl. Plantedirektoratet), mcl@naturerhverv.dk

Nziguheba, G. & Smolders, E. (2008) Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the Total Environment* 390, 53-57.

Petersen J., Østergaard L. F. & Christensen B. T. (2009): Miljøbelastende urenheder I handelsgødning. Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet, Århus Universitet.
<http://pure.au.dk/portal/files/3068074/djfm144.pdf.pdf>

Plantedirektoratet, 2004: Tilførsel af cadmium til dansk jordbrug via fosforholdig handelsgødning 1984 – 2002, Notat, Sektor for foder og gødningstoffer, 24. februar 2004, Ministeriet for Landbrug, fødevarer og fiskeri, Kgs. Lyngby

Bilag 4: Forudsætninger for LCA

Dette bilag viser data, der er anvendt for de respektive teknologier i LCA-beregningerne. De valgte værdier er beregnede og estimerede baseret på indsamlede data fra konkrete anlæg.

4.1 Afvanding

1 ton TS slam fra ca. 5 % til 25/30% TS for 20.000 PE anlæg

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i indløb	5	% TS	COWI estimat
TS % i udløb	30 % for udrådnat slam 25 % for ikke udrådnat slam	% TS	COWI estimat baseret på 6 anlæg
Elforbrug til afvanding	80	kWh/ton TS i indløb	COWI estimat baseret på 6 anlæg
Polymerforbrug (Polymer, Nylon 66)	8	Kg/ton TS	COWI estimat

4.2 Lagring af slam

1 ton TS slam (afvandet til ca. 30 %/25 %)

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i indløb	30/25	% TS	
Metanemission	2	% af C-tot	Kirkeby m.fl., 2005
Lattergasemission	0,5	% af N-tot	Kirkeby m.fl., 2005

4.3 Udrådning

1 ton TS slam (70 % primær og 30 % sekundær slam)

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i indløb	5	% TS	COWI estimat
TSG % i indløb	70	% af TS	COWI estimat
TS % i udløb	3,5	% TS	Ejby Mølle
TSG % i udløb	55	% af TS	COWI estimat
Biogasproduktion	350	Nm ³ biogas/t TS (65 % CH ₄)	COWI estimate på baggrund af Ejby Mølle, Bjergmarken, Aalborg, Viby og Krüger
Nedbrydning af TSG	46,5	% af TSG	COWI estimat baseret på biogasproduktion på 350 Nm ³ /ton TS
Varmeforbrug (egenvarme)	90 1800	MJ/m ³ slam MJ/ton TS i indløb	COWI estimat på baggrund af Ejby Mølle, Aalborg, Bjergmarken, Damhusåen og Krüger
Elforbrug til proces	50	kWh/ton TS i indløb	COWI estimat på baggrund af Ejby Mølle, Aalborg og Krüger
Elproduktion, brutto	40,6 %	% af gassens energiindhold	Baseret på Møller (2011)
Varmeproduktion, brutto	49,4 %	% af gassens energiindhold	Baseret på Møller (2011)
Emissioner til luft v. anvendelse af biogas (EASEWASTE: Biogasplant, Karpalund, Sweden, 2008)			
Uforbrændt metan	0,05	% af produceret CH ₄	Målinger, Solum
Partikler	1,7E-5	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
CO	0,34	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
NO _x	0,21	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
SO ₂	0,12	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund

4.4 Mineralisering

1 ton TS slam (100 % sekundær slam)

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i indløb	0,5	%	Kolding
TS % i mineraliseret slam	45	%	Karlebo
TSG % i mineraliseret slam	60	% af TS	Kolding/Karlebo
Nedbrydning	50	% af TSG	COWI estimat
Elforbrug til pumpning	46	kWh/ton TS i indløb	Kolding
Olieforbrug til udgravning	2	Liter per ton færdig mineraliseret slam	Karlebo
Emissioner til luft fra mineraliseringsprocessen (EASEWASTE værdier)			
N-tab fra proces	55	% af total N	COWI estimat (som kompostering)
Fordeling af N-tab	0,15/3,5/96,35	NH ₃ /N ₂ O/N ₂ (% af N-tab)	Beregnet ud fra Jensen (2010) (N ₂ O = 1,9 % af N total) og Rambøll (2012) (NH ₃ ved kompostering)
Metan	0,3	% af nedbrudt C	Beregnet på baggrund af Scheutz et al (2011) (komposteringsforsøg, 0,15% af C-tot)

4.5 Bioforgasning på biogasfællesanlæg

1 ton TS afvandet sekundær slam:

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
<i>For-afvanding (til 6,5 % TS)</i>			
Elforbrug	30	kWh/t TS (5% TS)	COWI estimat
Polymerforbrug	2	Kg/ton TS (5% TS)	COWI estimat
<i>Biogasfællesanlæg</i>			
TS % i indløb	6,5	%	COWI estimat
TSG % i indløb	70	% af TS	COWI estimat
TS % i udløb	5,5	%	Blåbjerg Biogas
Nedbrydning af TSG	40,9	% af TSG	COWI estimat
TSG % i udløb	58	% af TS	Beregnet
Varmeforbrug (egenvarme)	71 1100	MJ/ton indløb MJ/ton TS i indløb	Blåbjerg Biogas
Eksternt varmeforbrug (gas, olie)	0,6 9	Liter/m ³ liter/ton TS i indløb	Blåbjerg Biogas
Elforbrug til proces	60	kWh/ton TS i indløb	Blåbjerg Biogas
Biogasproduktion	308	Nm ³ biogas/t TS (65 % CH ₄)	Estimeret til 88 % 350 Nm ³ pga. kortere opholdstid på baggrund af Jørgensen (2009)
Elproduktion	40,6 % effektivitet	% af gassens energiindhold	Baseret på Møller (2011)
Varmeproduktion	49,4% effektivitet	% af gassens energiindhold	Baseret på Møller (2011)
Emissioner til luft v. anvendelse af biogas (EASEWASTE: Biogasplant, Karpalund, Sweden, 2008)			
Uforbrændt metan	0,05	% af produceret CH ₄	Målinger, Solum
Partikler	1,7E-5	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
CO	0,34	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
NO _x	0,21	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund
SO ₂	0,12	g/Nm ³ CH ₄	Karpalund

4.6 Kompostering

1 ton TS afvandet sekundær slam (udrådnat/ikke udrådnat):

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % Inden kompostering	30 for udrådnat 25 for ikke-udrådnat	%	COWI estimat baseret på bl.a. Odense Nord og Komtek
TSG % inden kompostering	55 % (udrådnat) 70 % (ikke udrådnat)	% af TS	COWI estimat
TS % efter kompostering	60 %	%	COWI estimat
TSG % efter kompostering		% af TS	
Nedbrydning af TSG	50 % for udrådnat 65 % for ikke-udrådnat	% af TSG	COWI estimat
Dieselforbrug	2,7	Liter/ton input	Odense Nord
Elforbrug til komposteringsproces	4	kWh/ton input	Komtek
Halm "Mistet" energiproduktion	600 Brændværdi: 12 El: 600 Fjernvarme : 4320	Kg/ton TS GJ/ton halm kWh/ton TS MJ/ton TS	Odense Nord (180 kg/ton slam v. 30 % TS)
Have-parkaffald	- (komposteres alligevel)	kg/ton	
Emissioner til luft fra Komposteringsprocessen (se afsnit under tabellen)			
N-tab fra proces	55	% af total N	EASEWASTE (bl.a. Møller (2011))
Fordeling af N-tab	0,15/0,93/98,92	NH ₃ /N ₂ O/N ₂ (% af N-tab)	Beregnet på baggrund af Scheutz et al (2011) og Rambøll (2012)
Metan	0,306/0,235	% af nedbrudt C	Beregnet på baggrund af Scheutz et al (2011) og Rambøll (2012)

4.7 Luftemissioner fra kompostering

Rambøll har foretaget et omfattende måleprogram på luftemissioner fra kompostering af spildevandsslam på Fakse komposteringsanlæg i 2005. Der er målt på en 191 m lang mile med et volumen á 5 m³/m. Milen indeholdt 48 % spildevandsslam (vådvægtsbasis, TS 16-20 %), 47 % haveaffald og 5 % halm. Den intensive komposteringsproces forløb over 9 uger, hvori milen blev vendt/flyttet 4 gange. Luftemission fra de åbne milerne bliver ikke rensat. Hver gang blev der udtaget 2 prøver for luftemissioner både før, under og efter vendingen/flytningen (i alt 6 prøver per vending/flytning). Der blev målt for ammoniak, metan og svovlbrinte fra et areal på 1 m² i toppen af milen. Den samlede emission fra milerne er beregnet som emissionen per kvadratmeter multipliceret med længden, og hvor der således antages at emissionerne kun sker i toppen af milen og ikke ud af siderne.

Baseret på målingerne er beregnet følgende luftemissioner for den intensive komposteringsproces per ton tørstof oplagt til kompostering (den beskrevne blanding af spildevandsslam, haveaffald og halm): 5,8 g NH₃/ton TS, 2,5 g metan/ton TS og 30,5 g H₂S/ton TS oplagt til kompostering. Måleprogrammet er afrapporteret af Rambøll (2012).

I Tabel 62 er emissionskoefficienterne for metan og ammoniak beregnet ud fra de konkrete målinger og fra sammensætningen af de oplagte miler, som bestod af en blanding af slam, haveparkaffald og halm. Ved beregning af emissionskoefficienterne er der ikke taget hensyn til, at kulstoffet i de forskellige typer biomasse (slam, haveparkaffald og halm) ikke nødvendigvis er lige letnedbrydelige. Herved kan emissionsfaktoren for metan på 0,0014 % af kulstoffet være underestimeret, da en væsentlig del af kulstoffet i haveparkaffaldet ikke mineraliseres og herved ikke vil medføre en metandannelse.

TABEL 62 BEREGNING AF EMISSIONSKOEFFICIENTER FOR METAN OG AMMONIAK BASERET PÅ RAMBØLL 2012

Beregning af emissionskoefficienter		
Input til kompostering:		
Vådvægt	575	Ton
Volumen	958	M3
TS	253	Ton
C	77.157	Kg
N	3.311	Kg
Målinger:		
CH ₄	1,44	Kg
NH ₃	3,55	Kg
Beregnete emissionskoefficienter:		
CH ₄ produktion	0,0014	% af C-tot
NH ₃ produktion	0,08	% af N-tot

DTU Miljø har gennemført en måleserie på Fakse komposteringsanlæg, hvor slam komposteres sammen med haveparkaffald. Målingerne er foretaget i april 2008.

Resultatet er, at der fra Fakse komposteringsanlæg, som komposterer slam sammen med haveparkaffald, blev registreret en udledning på $1 \cdot 10^{-4}$, $1,7 \cdot 10^{-5}$ og 0,09 kg/time for henholdsvis metan (CH₄), lattergas (N₂O) og kuldioxid (CO₂) fra kompostmiler med et volumen på i alt ca. 3600 m³ (Scheutz m.fl., 2011). Disse målinger er gennemsnit fra alle kompostmiler i alle stadier af

komposteringsprocessen. Det svarer til, at udledningen af metan og lattergas fra hele komposteringsprocessen, som tager ca. 9-10 uger er på hhv. 0,16 kg metan, 0,028 kg lattergas og 148 kg CO₂ per m³.

Emissionskoefficienter på basis af henholdsvis kulstofindholdet og kvælstofindholdet i inputmaterialet er beregnet ud fra sammensætning fra Rambøll, 2012. Det medfører en emissionskoefficient på 0,15 % af kulstofindholdet, som omdannes til metan under hele komposteringsprocessen. Det er her antaget, at sammensætningen og kulstofindholdet i Fakse er som i forsøget beskrevet i Rambøll 2012. Det er dog ikke nødvendigvis tilfældet, og slammet kan have et andet indhold af kulstof afhængig af, om slammet har gennemgået en udrådning forinden. Metan og lattergasemissionsfaktorerne kan sammenholdes med emissionen af CO₂, som svarer til, at 50 % af den tilførte mængde kulstof i slammet omdannes til CO₂. Denne betragtning vurderes til at være retvisende, hvorfor emissionen af metan og lattergas også vurderes til at være retvisende.

TABEL 63
BEREGNING AF EMISSIONSKOEFFICIENTER FOR METAN OG AMMONIAK (BASERET PÅ SCHEUTZ ET AL, 2011)

Beregning af emissionskoefficienter				
Målinger:	Emission per time		Samlet emission over 10 uger	
CH ₄	1,00E-04	kg/hr./m ³	0,16	Kg/m ³
N ₂ O	1,70E-05	kg/hr./m ³	0,028	kg/m ³
CO ₂	0,09	kg/hr./m ³	148	kg/m ³

Beregnede emissionskoefficienter:				
CH ₄	2,04	kg CH ₄ /ton C	0,15%	af C-tot
N ₂ O	8,07	kg N ₂ O/ton N-tot	0,51%	af N-tot
CO ₂	1834	kg CO ₂ /ton C-tot	50,0%	af C-tot

Hvidbogen udgivet af BGORJ⁴⁶ vurderer, at der under kompostering af spildevandsslam er en metandannelse, som varierer mellem 0.35-1.7 % af det totale indhold kulstof i spildevandsslammet, svarende til ca. 3.5 g metan/t TS komposteret slam (BGORJ, 2010). Disse værdier fra BGORJ synes at være noget højere end de faktiske målte værdier fra Rambøll, 2012 og Scheutz m.fl. 2011.

Emissionerne fra kompostering er derfor afhængige af indholdet af kulstof og kvælstof, og da kulstofindholdet er forskelligt i aerobt stabiliseret slam og udrådnat slam, er emissionen af biogent CO₂ og metan forskellige som vist i Tabel 64.

⁴⁶ Brancheforeningen for genanvendelse af organiske restprodukter på jord

TABEL 64
LUFTEMISSIONER FRA KOMPOSTERING AF SLAM PER FUNKTIONEL ENHED (1 TON TS SLAM)

Luftemission	Kompostering af aerobt stabiliseret slam g/ton TS	Kompostering af udrådnetslam g/ton TS
CO ₂ (biogent)	524	419
CH ₄	0.71	0.46
N ₂ O	0.374	0.374
NH ₃	0.048	0.048

4.8 Anvendelse på landbrugsjord

Anvendelse på landbrugsjord er relevant for aerobt stabiliseret slam (direkte anvendelse på landbrugsjord), udrådnetslam (herunder slam fra et biogasfællesanlæg), komposteret slam og tørret slam. Effekterne på landbrugsjord er beskrevet ved de parameter, der fremgår af nedenstående tabeller.

Ved beskrivelse af emissioner fra jordbrugsanvendelse er anvendt modelleringer i landbrugsmodellen DAISY (angivne reference). Der skelnes ikke mellem udrådnetslam og ikke udrådnetslam ved direkte anvendelse på landbrugsjord, da der ikke findes data for ikke udrådnetslam.

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
Diesel til udbringning	0,57	l/ton slam	EASEWASTE
Reduceret dieselforbrug til jordbearbejdning pga. jordforbedrende egenskaber	2,9	l/ton TS	COWI estimat baseret på Bruun et al (2012)

		Udrådn¹	Komposteret¹	Tørret²
N-fordeling i slam (Am.-N/NO ₃ -N/org.N)	%	13/0,2/86,8	13/0,2/86,8	13/0,2/86,8
Ammoniak fordampning	% af am.N	7,5	1,6	0,8
N ₂ O-emission	% af total N	1,5	1,5	0,75
Overfladeafstrømning lerjord	% af total N	25	20	10
Overfladeafstrømning sandjord	% af total N	0	0	0
Nedsivning Lerjord	% af total N	22	20	20
Nedsivning Sandjord	% af total N	45	62	30
Kulstofbinding Efter 100 år	% af total C	23	28	23

"Udrådn¹ slam" dækker både udrådn¹ og ikke udrådn¹ spildevandsslam til landbrugsjord.

"Tørret² slam" er udrådn¹ inden tørring.

1) Baseret på Bruun et al (2006)

2) Tilpasning af koefficienter fra Møller et al (2010). Udledning af ammoniak og lattergas er vurderet til 50 % ift. komposteret slam

4.9 Tørring

1 ton TS udrådnets slam

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i indløb	30	%	COWI estimat baseret på Bjergmarken og Aalborg
TSG % i indløb	55	% af TS	COWI estimat
TS % i udløb	90	%	COWI estimat baseret på Bjergmarken, Aalborg, Krüger og Randers
TSG % i udløb	55	% af TS	COWI estimat baseret på Aalborg, Krüger og Randers
Varmeforbrug (egenvarme fra udrådning)	60 Nm ³ biogas 1380	Nm ³ biogas pr. t TS MJ/ton TS i indløb	COWI estimat baseret på Aalborg og Bjergmarken
Ekstern varmemeforbrug (naturgas)	100 3950	Nm ³ naturgas pr. t TS MJ/ton TS i indløb	COWI estimat baseret på Aalborg og Bjergmarken
Elforbrug til tørre-proces	175	kWh/ton TS i indløb	COWI estimat baseret på Aalborg, Bjergmarken og Krüger

4.10 Slamforbrænding

1 ton TS slam (afvandet, udrådnat/ikke udrådnat)

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i input	30 (udrådnat) 25 (ikke udrådnat)	%	COWI estimat
TSG % i input	55 (udrådnat) 65 (ikke-udrådnat)	% af TS	COWI estimat
Brændværdi	11,1 (udrådnat) 12,5 (ikke-udrådnat)	GJ/t TS	Estimeret og beregnet
Varmeeffektivitet (brutto)	176 (udrådnat) 189 (ikke-udrådnat)	% af nedre brændværdi	COWI beregninger
Input til forbrænding			
Elforbrug	110	kWh/ton vådvægt	COWI estimat
Gasforbrug	0,21	GJ/ton vådvægt	Lynetten
TMT 15	0,2	Kg/ton TS	Lynetten
CaCO ₃	6,4	Kg/ton TS	Lynetten
NaOH	37	Kg/t TS	Lynetten
Luftemissioner fra forbrænding			
SO ₂	0,21	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
NO _x	0,522	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
CO	1,86	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
Dioxin	6,9E-12	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
Støv	0,015	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
HCl	0,016	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012
HF	0,0051	Kg/ton TS	Lynettens grønne regnskab, 2012

4.11 Affaldsforbrænding

1 ton TS slam (udrådnnet og tørret)

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i input	90	%	Se tørring
Forventet brændværdi (våd/tør)	11,1 9,7	GJ/ton TS GJ/ton	COWI estimat
Eleffektivitet	22	% af nedre brændværdi	Møller et al (2008)
Varmeeffektivitet (netto)	73	% af nedre brændværdi	Møller et al (2008)
Input til forbrænding (baseret på Amagerforbrænding 2025)			
Elforbrug	79	kWh/ton affald	Amagerforbrænding (2012)
Vand	211	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Aktivt kul	0,14	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
LPG	2,1	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
CaCO ₃	12	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
NH ₃	0,4	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Luftemissioner fra forbrænding			
SO ₂	0,013	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
NO _x	0,1	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
CO	0,019	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Dioxin	2,01E-11	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Støv	0,003	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
HCl	0,003	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
NH ₃	0,00026	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
TOC	0,003	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Nikkel	4E-6	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)

Mangan	2E-5	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
--------	------	--------------------	--------------------------

4.12 Nyttiggørelse på Aalborg Portland

Udrådnet og tørret spildevandsslam

	Anvendt værdi	Enhed	Kilde
TS % i input	90	%	Se tørring
Forventet brændværdi (våd/tør)	11,1 9,7	GJ/ton TS GJ/ton	COWI estimat
Substitution	Kulforbrug: 95	% af energiindholdet	Aalborg Portland
Input til forbrænding (baseret på Amagerforbrænding 2025, modificeret)			
Elforbrug	79	kWh/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Vand	100	Kg/ton tørret slam	COWI estimat
Aktivt kul	0,14	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
CaCO ₃	12	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
NH ₃	0,4	Kg/ton tørret slam	Amagerforbrænding (2012)
Luftemissioner fra forbrænding			
SO ₂	0,22	Kg/ton tørret slam	Aalborg Portland
NO _x	0,71	Kg/ton affald	Aalborg Portland
CO	0,36	Kg/ton affald	Aalborg Portland
Dioxin	2,01E-11	Kg/ton affald	Amagerforbrænding (2012)
Støv	0,01	Kg/ton affald	Aalborg Portland
HCl	0,004	Kg/ton affald	Aalborg Portland
NH ₃	0,00026	Kg/ton affald	Amagerforbrænding (2012)
TOC	0,003	Kg/ton affald	Amagerforbrænding (2012)
Nikkel	4E-6	Kg/ton affald	Amagerforbrænding (2012)
Mangan	2E-5	Kg/ton affald	Amagerforbrænding (2012)

4.12 Fosforekstraktion fra slamaske på Kommunekemi

4.12.1 Vådkemisk proces til genanvendelse af fosfor fra slamaske

Når man anvender vådkemiske processer til genanvendelse af fosfor fra aske fra forbrænding/forgasning af spildevandsslam, opløses askens fosfor i første omgang med syre. Herved opstår der to produkter, et produkt til deponi og en flydende beskidt syre indeholdende fosfor. Den beskidte syre er ikke anvendelig som fosforprodukt grundet dens urenheder, men efter en behandling med base (og evt. fældningskemikalier), kan man fremstille et salgbart fosforprodukt.

Ind i processen:

- 1,00 tons Jernholdigt spildevandsslamaske (72,13 g P/kg aske)
- 1,57 tons Kondensatvand fra tørrer
- 0,03 tons Vand
- 0,30 tons Svovlsyre, 96 %
- 0,15 tons Ammoniakvand, 32 %

Ud af processen:

- 1,50 tons Gips der skal på deponi i Norge (indeholder 5 % af askens fosfor)

1,55 tons Våd fosforprodukt (indeholder 95 % af askens fosfor)

Tørring:

Både gipsen og fosforproduktet er vådt, når det kommer ud af processen og skal tørres, inden det kan sælges eller sendes på deponi. Der forventes, at anvende en padle dryer til fjernelse af vandet.

Fosforproduktet:

Ind i padle dryer:

- 1,55 tons Våd fosforprodukt
- 1,17 tons Damp – 12 bars primærdamp (der normalt anvendes i lille turbine til produktion af el)

Ud af padle dryer:

- 0,38 tons Fosfatprodukt
- 1,17 tons Afdampet vand – kan anvendes i næste batch, og erstatte 1,17 tons af de 1,6 tons der skal bruges.
- 1,17 tons Dampkondensat

Deponigips:

Ind i padle dryer:

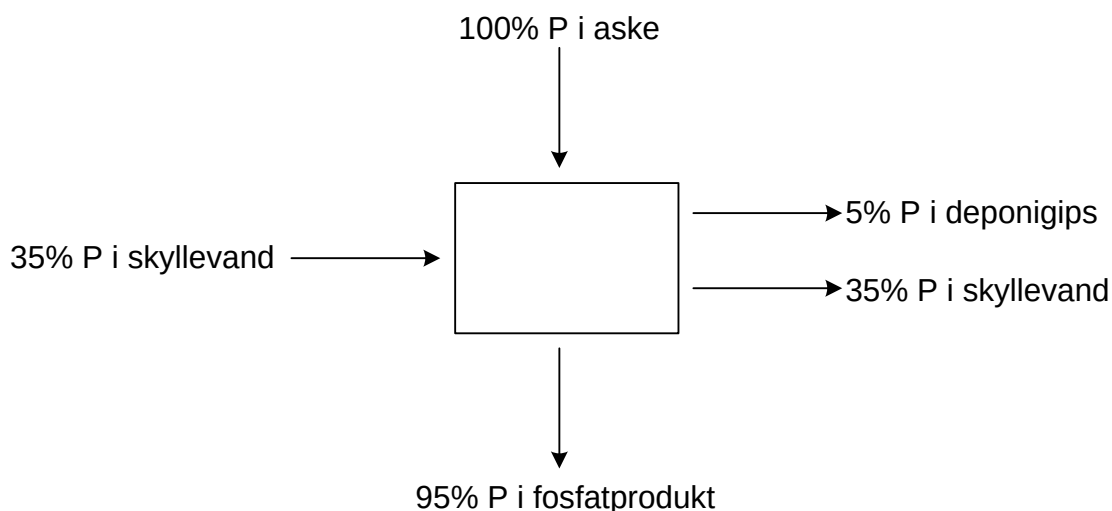
- 1,50 tons Våd deponigips
- 0,40 tons Damp – 12 bars primærdamp (der normalt anvendes i lille turbine til produktion af el)

Ud af padle dryer:

- 1,10 tons Tør deponigips
- 0,40 tons Afdampet vand – kan anvendes i næste batch, og erstatte 0,40 tons af de 1,60 tons der skal bruges.
- 0,40 tons Dampkondensat

4.12.2 Fosforbalance

Ind i processen kommer 100 % fosfor med asken, undervejs i processen frafiltreres der en gipskage som indeholder omkring 40 % af askens fosfor og en basisk kage, som indeholder omkring 16,9 % af askens fosfor. Ved at skylle kagerne med vand (kondensatvand) og anvende dette i næste batch, kan en stor del af denne fosfor tilbageføres i processen.



4.12.3 Indholdet af salte og metaller

Indholdet af salte og metaller er forskellig fra produkt til produkt. Nedenfor er opstillet indholdet for de forskellige fosforprodukter, som Kommunekemi kan fremstille og derefter beregnet et gennemsnit, som er anvendt til toksicitetsberegningerne.

Tabel 65 Indhold af salte i fosforgødning fra Kommunekemis proces

	Fosforprodukt 1	Fosforprodukt 2	Fosforprodukt 3	Fosforprodukt 4	Gennemsnit
Al	0,246	26	15,79	10	13,00
Fe	0,0023	41	13,32	0,3	13,66
Na	188	4,79	2,66	20	53,86
N		106,6	217,6	166	163,40
P	69	127,9	93,5	180	117,6
SO4	3,2	328,4	105,8	50	121,85
Br	0,19				0,19
Cl	0,10		0,40		0,25
F	0,17				0,17
K	0,07	5,12	6,50	10	5,42
Ca	0,05	0,86	3,70	5	2,40

Mg	0,001	24,9	15,6	5	11,38
----	-------	------	------	---	--------------

4.12.4 Indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer

Aske indeholder tungmetaller, men ikke miljøfremmede stoffer. I det efterfølgende ses skemaet med værdierne for tungmetaller i det spildevandsslam (kolonne 1) som der er anvendt i hovedrapporten, og sammenlignet det med værdierne for det spildevandsslam, som produceres ved Spildevandscenter Avedøre (SCA) (kolonne 2), hvilket er det spildevandsslam, der fremstilles aske ud af. Som det fremgår, er indholdet af tungmetaller væsentligt højere i SCA's slam, frem for den gennemsnitlige som anvendes i LCA rapporten (kolonne 3). Indholdet af tungmetaller i fosforproduktet fra Kommunekemi er henholdsvis øget og reduceret i forhold til den forskel, der er mellem de to slamtyper i kolonne 2 og 4.

I miljøvurderingen anvendes tallene fra kolonne 4 i nedenstående tabel.

Tabel 66 Indhold af tungmetaller i fosforgødning fra Kommunekemis proces

	Handelsgødning i LCA rapporten [mg/kg P]	Kommunekemis fosforprodukt ved anvendelse af SCA aske [mg/kg P]	Kommunekemis gennemsnitlige fosforprodukt ved anvendelse af SCA aske [mg/kg P]	Kommunekemis fosforprodukt ved anvendelse af SCA aske [mg/kg]
P				214.949
As	88	88	88	18,92
Cd	13,2	0,6 - 40	20,3	4,36
Cr	2279	3 - 329	166	35,68
Cu	224	1 - 5000	2500,5	537,48
F	188000	2,5	2,5	0,54
Hg	0,59	0 - 0,67	0,335	0,072
Mo	24			
Ni	1728	3 - 650	326,5	70,18
Pb	19	0,7 - 1,4	1,05	0,23
Zn	2370	100 - 2500	1300	279,43
U	787			
PAH	0,14			
Se	5			
V	1299	100 - 275,4	187,7	40,35
Tl	1			
Th	29			

Kilde: Anita Rye Ottosen, Kommunekemi

Bilag 5: Bilag 5: LCA resultater

5.1 Resultater for drivhuseffekt

5.1.1 Ikke-udrånnet slam

Drivhuseffekt, karakteriserede kg/CO ₂ -ækv./ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	9	5	7	101	82	24
Afvanding	183	183	511	35	183	183
Udrådning	0	0	0	-779	-876	0
Slamlagring	336	0	0	0	0	0
Kompostering	0	880	0	0	0	0
Termisk behandling	0	0	0	0	43	91
Anvendelse landbrugsjord	-499	-313	-391	-401	0	0
Fosfor ekstraktion	0	0	0	0	-10	-13
Deponering og askebortskaffelse	0	0	0	0	0	0
I alt	29	755	127	-1045	-577	286

Drivhuseffekt, normaliserede PE/ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
Afvanding	0,02	0,02	0,07	0,00	0,02	0,02
Udrådning	-	-	-	-0,10	-0,11	-
Slamlagring	0,04	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,11	-	-	-	-
Termisk behandling	-	-	-	-	0,01	0,01
Anvendelse landbrugsjord	-0,06	-0,04	-0,05	-0,05	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	0,00	0,00
Deponering og askebortskaffelse	-	-	-	-	0,00	0,00
I alt	0,00	0,10	0,02	-0,14	-0,07	0,04

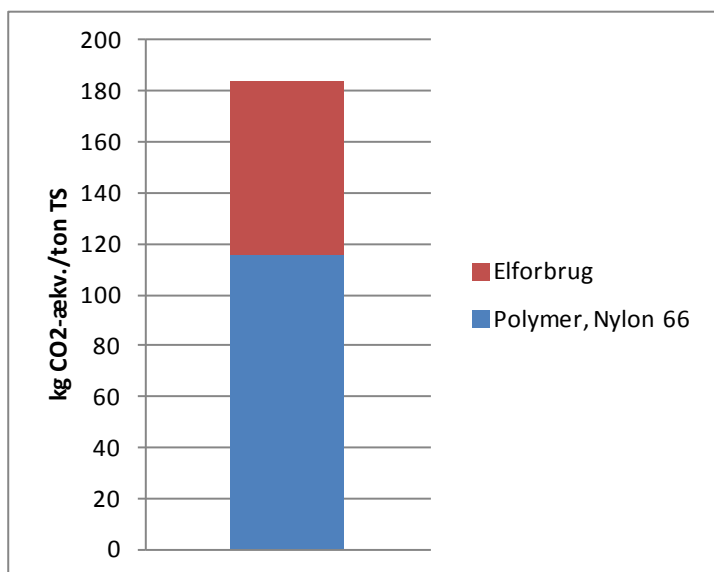
5.1.2 Udrådnets slam

Drivhuseffekt, karakteriseret								
Kg co2/ton TS	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	5	2	9	16	3	5	5	37
Afvanding	183	183	183	183	183	183	183	183
Udrådning	-860	-860	-860	-860	-860	-860	-860	-860
Slamlagring	247	0	0	0	0	0	0	0
Kompostering	0	724	0	0	0	0	0	0
Tørring	0	0	459	459	459	0	0	-741
Termisk behandling	0	0	-501	-575	0	43	43	0
Anvendelse landbrugsjord	-391	-306	0	0	-537	0	0	-10
Fosfor ekstraktion	0	0	0	0	0	-10	0	3
Deponering og askebortskaffelse	0	0	4	4	0	0	3	605
I alt	-816	-258	-706	-774	-752	-639	-627	-784

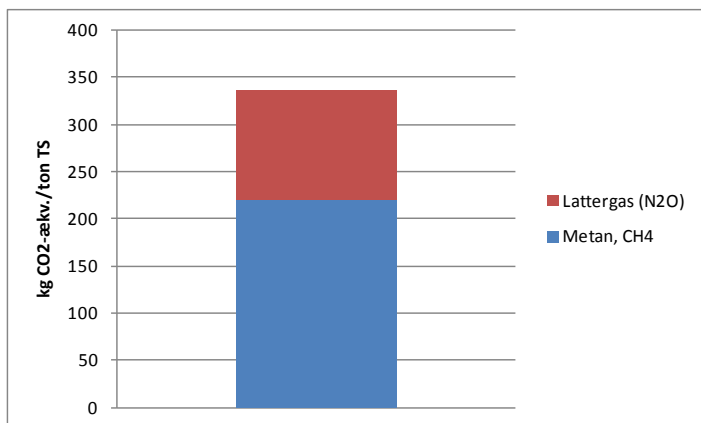
Drivhuseffekt, normaliseret								
PE/ton Ts	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Afvanding	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Udrådning	-0,11	-0,11	-0,11	-0,11	-0,11	-0,11	-0,11	0,00
Slamlagring	0,03	-	-	-	-	-	-	-0,10
Kompostering	-	0,09	-	-	-	-	-	-
Tørring	-	-	0,06	0,06	0,06	-	-	0,08
Termisk behandling	-	-	-0,06	-0,07	-	0,01	0,01	-0,10
Anvendelse landbrugsjord	-0,05	-0,04	-	-	-0,07	-	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-	-0,001	-	0,00
Deponering og askebortskaffelse	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
I alt	-0,11	-0,03	-0,09	-0,10	-0,10	-0,08	-0,08	-0,10

5.1.3 Drivhusgasudledninger fra enkelte processer

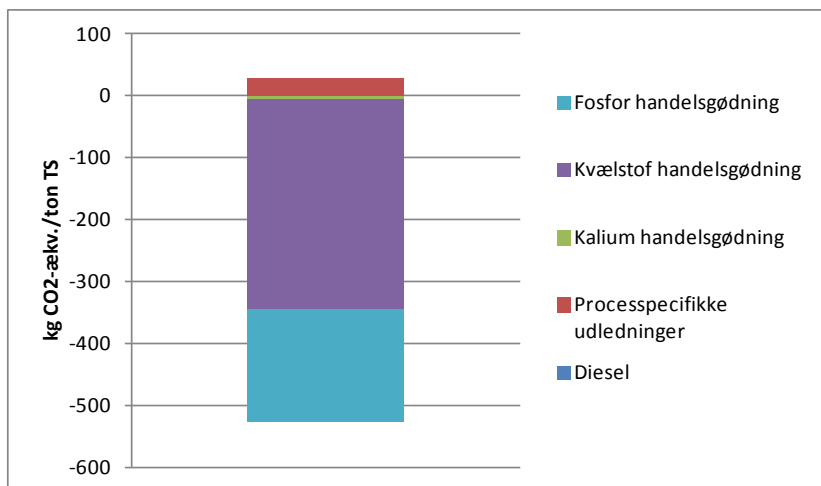
Herunder præsenteres de væsentligste processer i forhold til udledning af drivhusgasser ved håndtering af spildevandsslam. Alle grafer viser resultaterne per funktionel enhed (1 ton TS slam efter koncentration).



FIGUR 64 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA SLAMAFVANDING, SC. 1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13

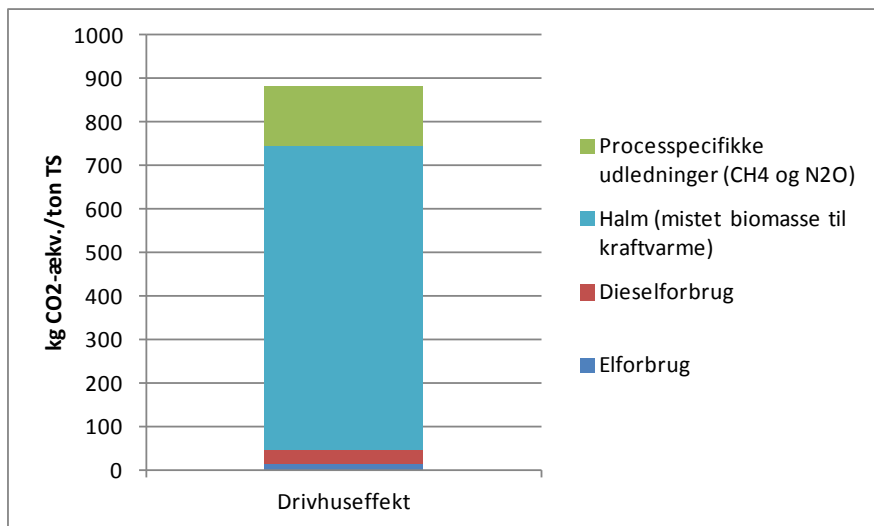


FIGUR 65 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA SLAMLAGRING, SC. 1 OG 7



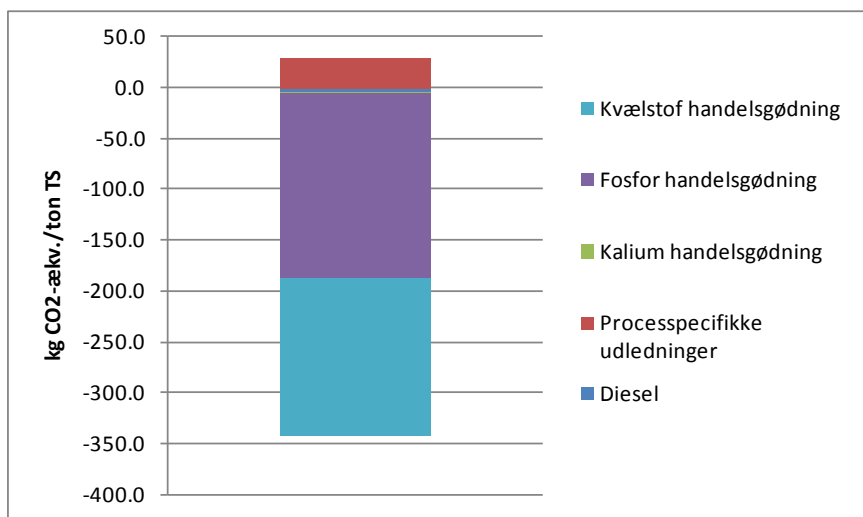
FIGUR 66

UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA DIREKTE ANVENDELSE AF SLAM, SC. 1



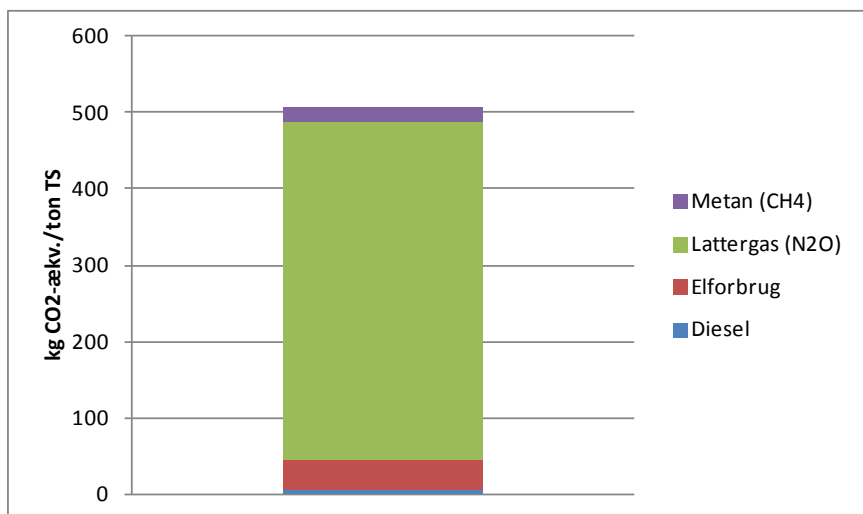
FIGUR 67

UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA KOMPOSTERING AF SLAM, SC. 2



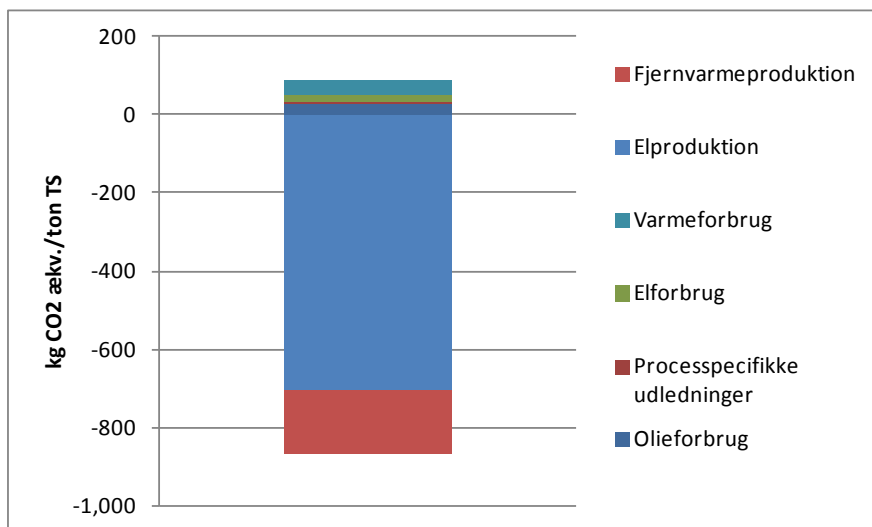
FIGUR 68

UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA ANVENDELSE AF KOMPOSTERET SLAM, SC. 2

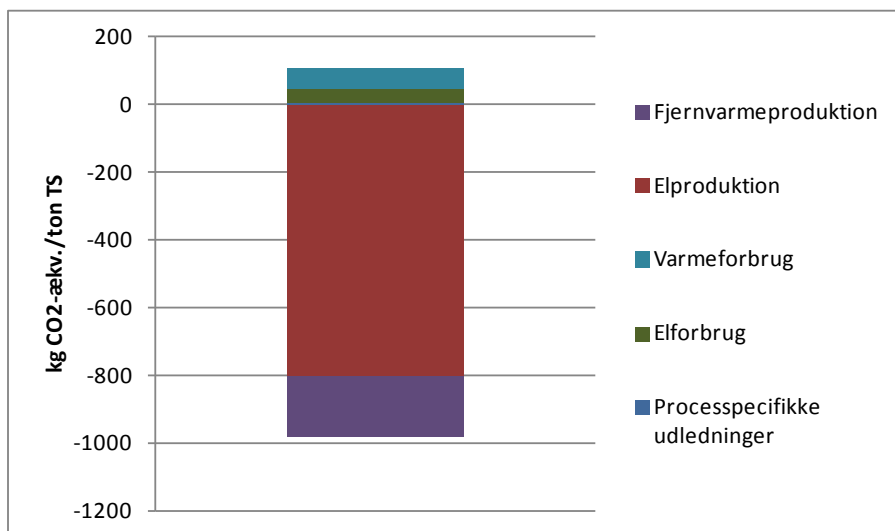


FIGUR 69

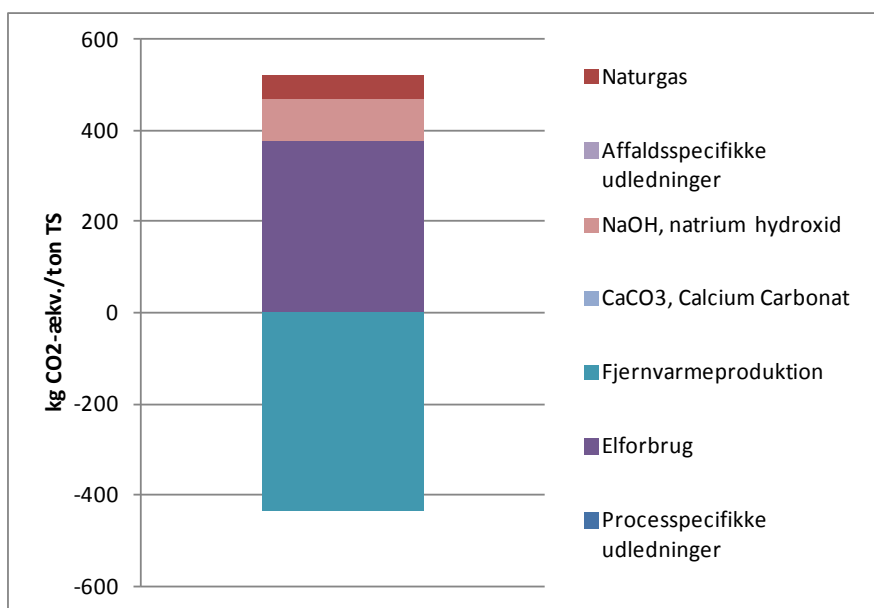
UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA SLAMMINERALISERING, SC. 3



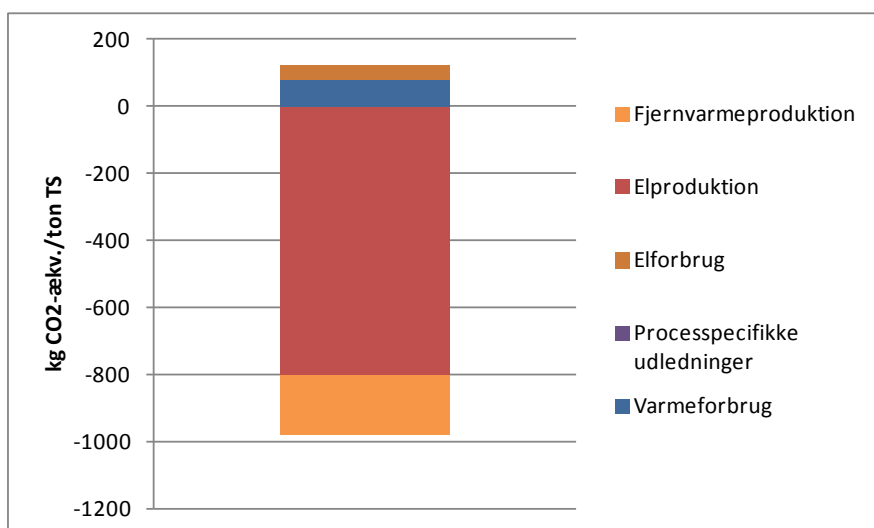
FIGUR 70 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA BIOGASFÆLLESANLÆG, SC. 4



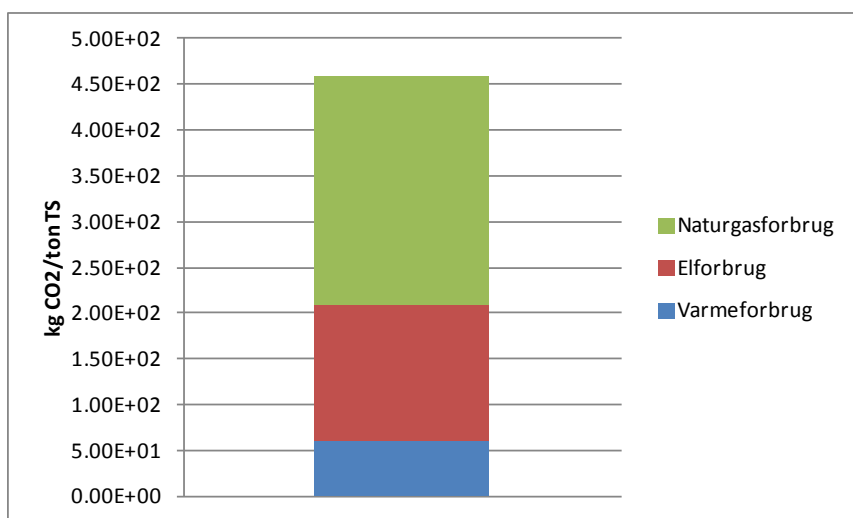
FIGUR 71 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA FÆLLES UDRÅDNING AF SLAM, SC. 5



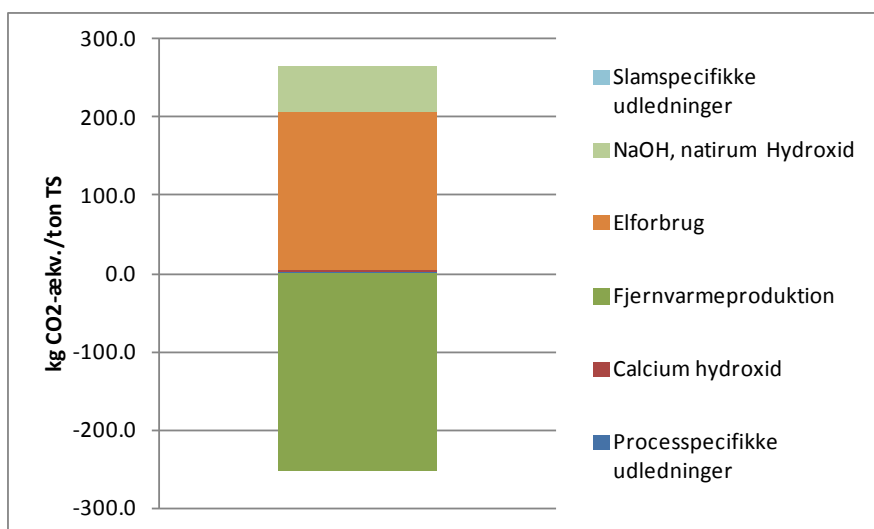
FIGUR 72 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA SLAMFORBRÆNDING AF IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC. 6



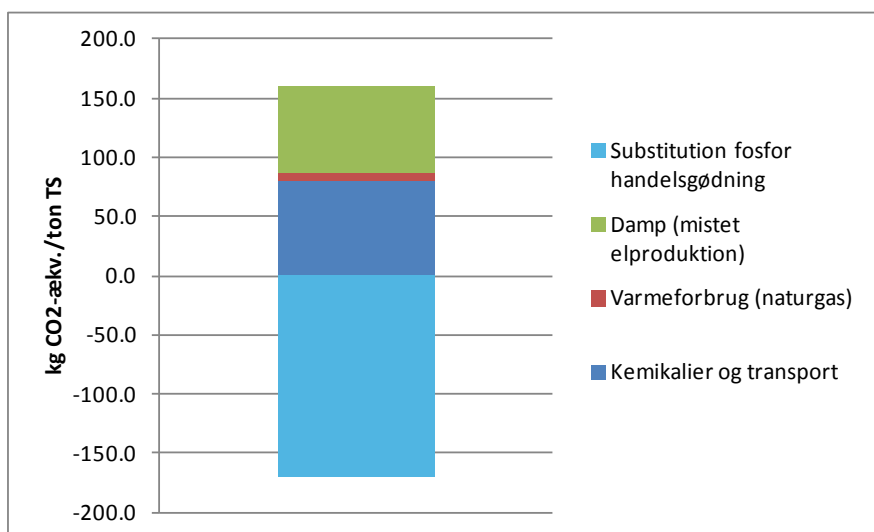
FIGUR 73 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA UDRÅDNING AF SLAM, SC. 7 - 13



FIGUR 74 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA TØRRING SLAM, SC. 9 - 11



FIGUR 75 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA SLAMFORBRÆNDING AF UDRÅDNET SLAM, SC.12 OG 13



FIGUR 76 UDLEDNING AF DRIVHUSGASSER FRA FOSFOREKSTRAKTION AF SLAMASKE, SC. 5, 6 OG 12

5.2 Resultater for forsuring

5.2.1 Ikke-udrådnet slam

Forsuring, karakteriseret kg SO₂-ævk./ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,1	0,0	0,0	0,6	0,5	0,2
Afvanding	0,4	0,4	0,2	0,1	0,4	0,4
Udrådning	0,0	0,0	0,0	-1,5	-1,8	0,0
Slamlagring	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kompostering	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Termisk behandling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,6
Anvendelse landbrugsjord	-2,6	-3,1	-3,1	-2,5	0,0	0,0
Fosfor ekstraktion	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	-2,6
Deponering og askebortskaffelse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I alt	-1,8	-0,6	-2,9	-3,3	-2,6	-1,4

Forsuring, normaliserede PE/ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
Afvanding	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01
Udrådning	-	-	-	-0,03	-0,03	-
Slamlagring	0,01	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,04	-	-	-	-
Termisk behandling	-	-	-	-	0,01	0,01
Anvendelse landbrugsjord	-0,05	-0,06	-0,06	-0,05	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-0,04	-0,05
Deponering og askebortskaffelse	-	-	-	-	0,00	0,00
I alt	-0,03	-0,01	-0,05	-0,06	-0,05	-0,02

5.2.2 Udrådnets slam

Forsuring, karakteriseret kg SO₂-ævk./ton TS

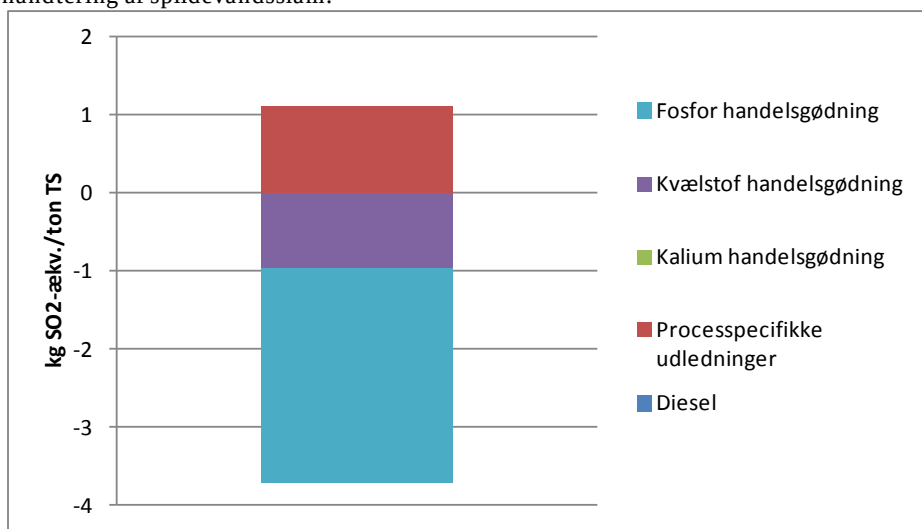
	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2
Afvanding	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Udrådning	-1,7	-1,7	-1,7	-1,7	-1,7	-1,7	-1,7	-1,7
Slamlagring	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kompostering	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tørring	0,0	0,0	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	-1,6
Termisk behandling	0,0	0,0	-1,0	-0,3	0,0	0,3	0,3	0,0
Anvendelse landbrugsjord	-2,6	-3,1	0,0	0,0	-3,6	0,0	0,0	-2,0
Fosfor ekstraktion	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	0,0	0,0
Deponering og askebortskaffelse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
I alt	-3,6	-2,7	-1,5	-0,7	-4,2	-3,0	-0,9	-3,4

Forsuring, normaliserede PE/ton TS

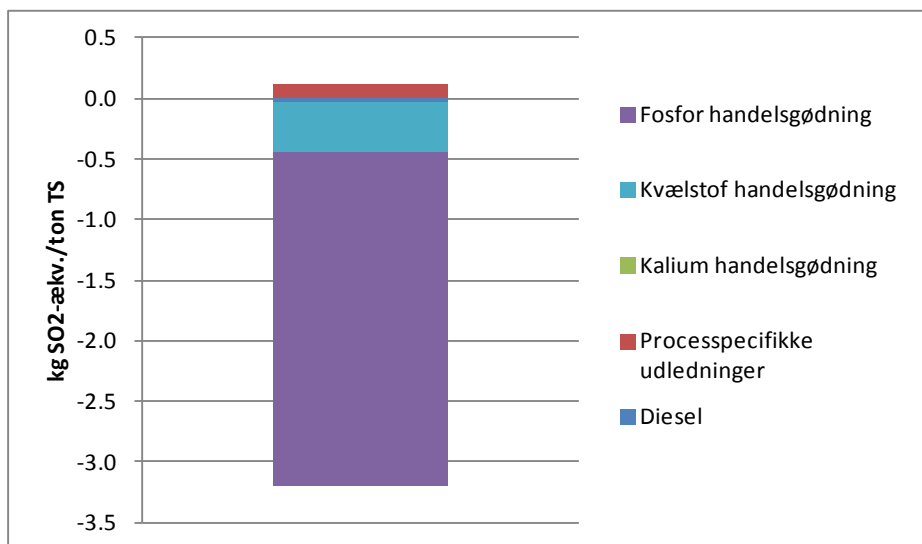
	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Afvanding	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Udrådning	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	0,00
Slamlagring	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,03	-	-	-	-	-	-
Tørring	-	-	0,01	0,01	0,01	-	-	0,02
Termisk behandling	-	-	-0,02	-0,01	-	0,01	0,01	-0,03
Anvendelse landbrugsjord	-0,05	-0,06	-	-	-0,07	-	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-	-0,04	-	-0,04
Deponering og askebortskaffelse	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
I alt	-0,07	-0,05	-0,03	-0,01	-0,08	-0,05	-0,02	-0,06

5.2.3 Forsuring fra enkelte processer

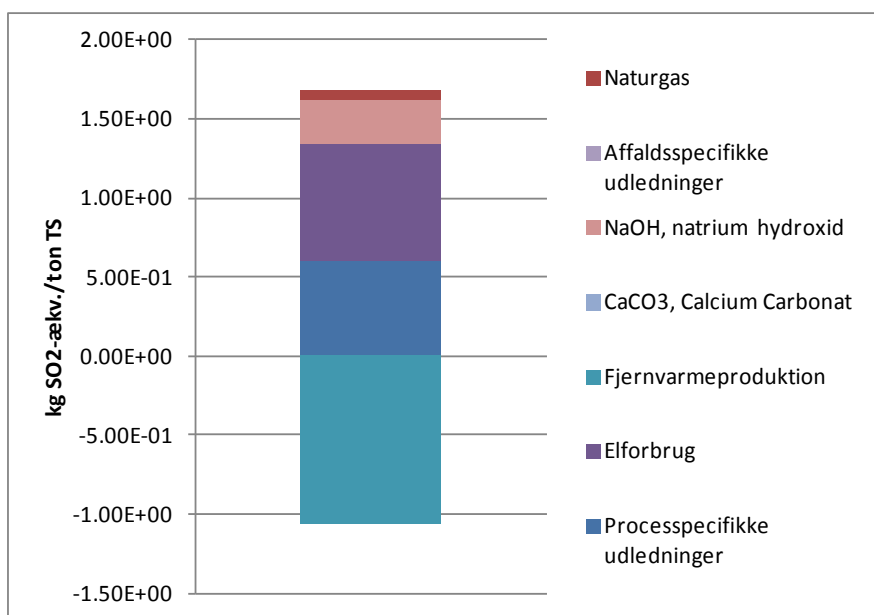
Herunder præsenteres de væsentligste processer i forhold til udledning af sure gasser ved håndtering af spildevandsslam.



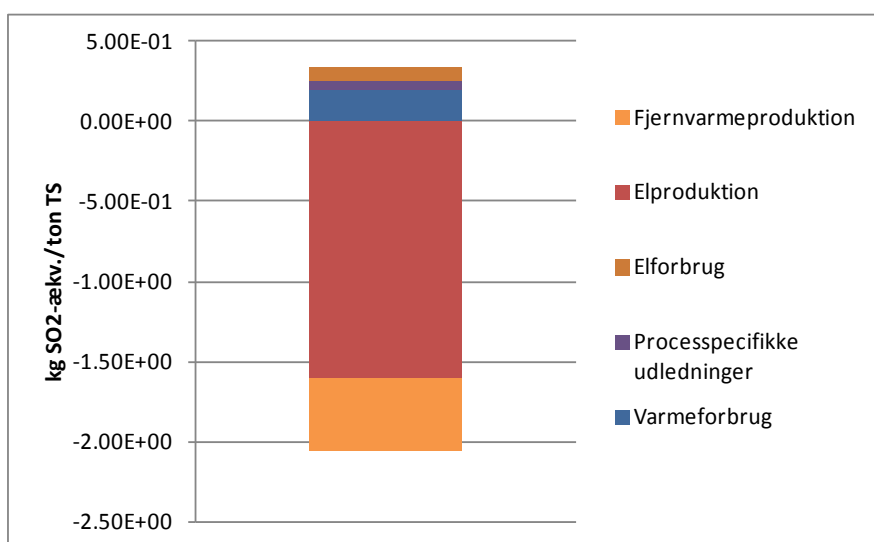
FIGUR 77 UDLEDNING AF SURE GASSER FRA DIREKTE ANVENDELSE AF SLAM, SC.1 OG 7



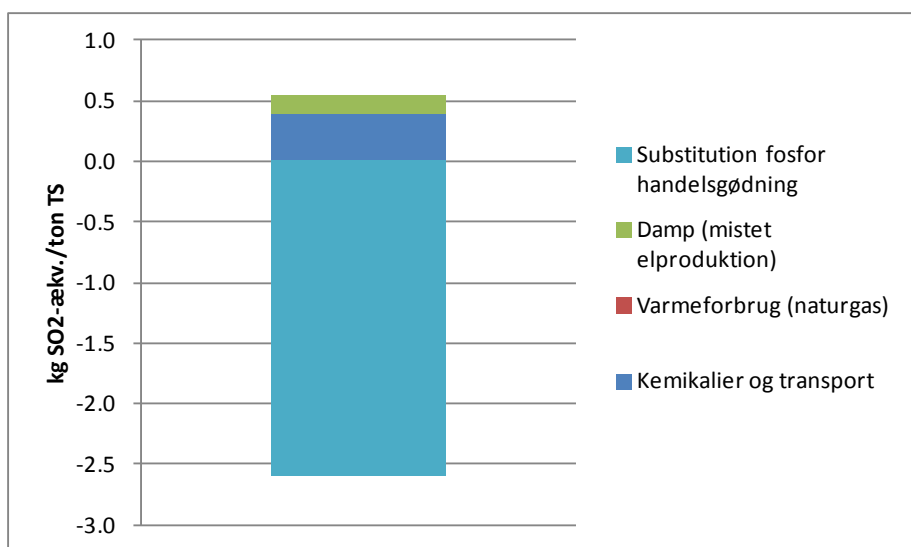
FIGUR 78 UDLEDNING AF SURE GASSER FRA ANVENDELSE AF KOMPOSTERET SLAM, SC.2 OG 8



FIGUR 79 UDLEDNING AF SURE GASSER FRA SLAMFORBRÆNDING AF IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC.6



FIGUR 80 UDLEDNING AF SURE GASSER FRA UDRÅDNING AF SLAM, SC.7-13



FIGUR 81 UDLEDNING AF SURE GASSER FRA FOSFOREKSTRAKTION FRA SLAMASKE, SC.5, 6 OG 12

5.3 Resultater for udledning af næringssalte

5.3.1 Næringssalbelastning for ikke-udrådnet slam

Næringssalbelastning, karakteriseret

kg NO ₃ --ævk./ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,1	0,0	0,1	1,0	0,8	0,3
Afvanding	0,5	0,5	0,3	0,1	0,5	0,5
Udrådning	0,0	0,0	0,0	-1,8	-2,3	0,0
Slamlagring	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kompostering	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Termisk behandling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,8
Anvendelse landbrugsjord	23,8	5,2	5,2	24,3	0,0	0,0
Fosfor ekstraktion	0,0	0,0	0,0	0,0	-3,5	-4,4
Deponering og askebortskaffelse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I alt	24,9	8,1	5,6	23,5	-4,0	-2,8

Næringssalbelastning, normaliserede

PE/ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01
Afvanding	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
Udrådning	-	-	-	-0,04	-0,05	-
Slamlagring	0,01	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,05	-	-	-	-
Termisk behandling	-	-	-	-	0,01	0,02
Anvendelse landbrugsjord	0,52	0,11	0,11	0,53	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-0,08	-0,10
Deponering og askebortskaffelse	-	-	-	-	0,00	0,00
I alt	0,54	0,18	0,12	0,51	-0,09	-0,06

5.3.2 Næringssalbelastning for udrådnetslam

Næringssalbelastning, karakteriseret

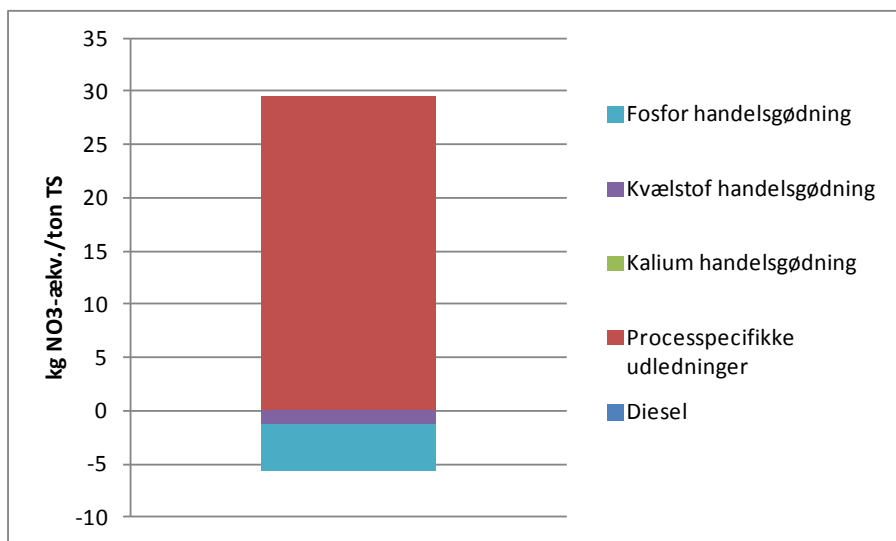
kg NO ₃ --ævk./ton TS	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4
Afvanding	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Udrådning	-2,2	-2,2	-2,2	-2,2	-2,2	-2,2	-2,2	-2,2
Slamlagring	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kompostering	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tørring	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	-7,7
Termisk behandling	0,0	0,0	-1,3	0,2	0,0	0,4	0,4	0,0
Anvendelse landbrugsjord	23,8	5,2	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0	-3,5
Fosfor ekstraktion	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-3,5	0,0	0,0
Deponering og askebortskaffelse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9
I alt	22,6	5,4	-1,9	-0,4	4,8	-4,8	-1,2	-6,6

Næringssalbelastning, normaliserede

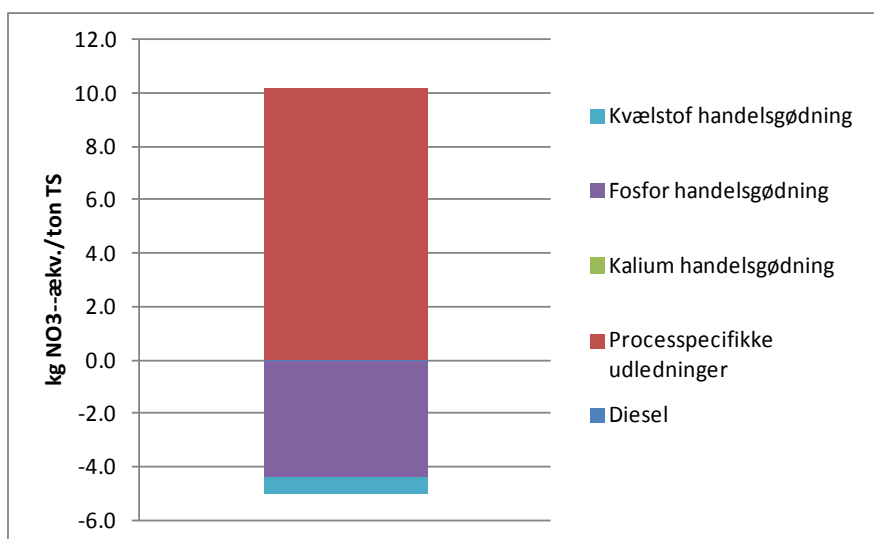
PE/ton TS	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Afvanding	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Udrådning	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	0,00
Slamlagring	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,04	-	-	-	-	-	-
Tørring	-	-	0,02	0,02	0,02	-	-	0,13
Termisk behandling	-	-	-0,03	0,00	-	0,01	0,01	-0,17
Anvendelse landbrugsjord	0,52	0,11	-	-	0,12	-	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-	-0,08	-	-0,08
Deponering og askebortskaffelse	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
I alt	0,49	0,12	-0,04	-0,01	0,10	-0,10	-0,03	-0,14

5.3.3 Næringssaltbelastning fra enkelte processer

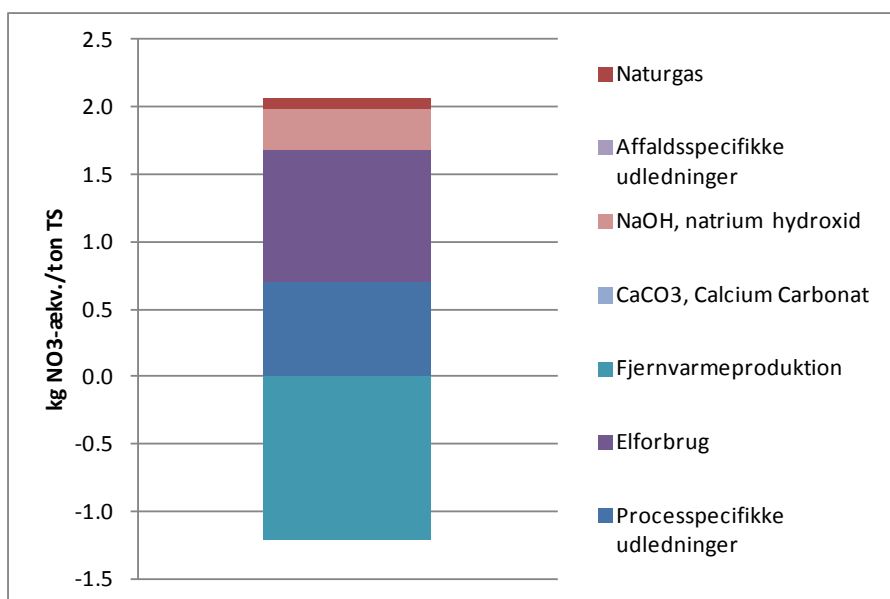
Herunder præsenteres næringssaltbelastning fra udvalgte processer . Alle resultater er i forhold til en funktional enhed (1 ton TS koncentreret 5 % TS).



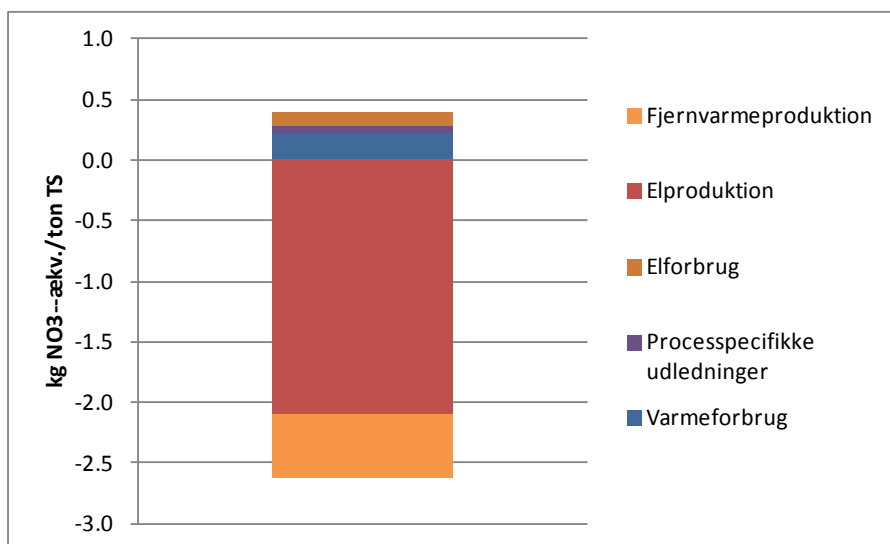
FIGUR 82 NÆRINGSSALTBELASTNING FRA DIREKTE ANVENDELSE AF SLAM, SC.1 OG 7



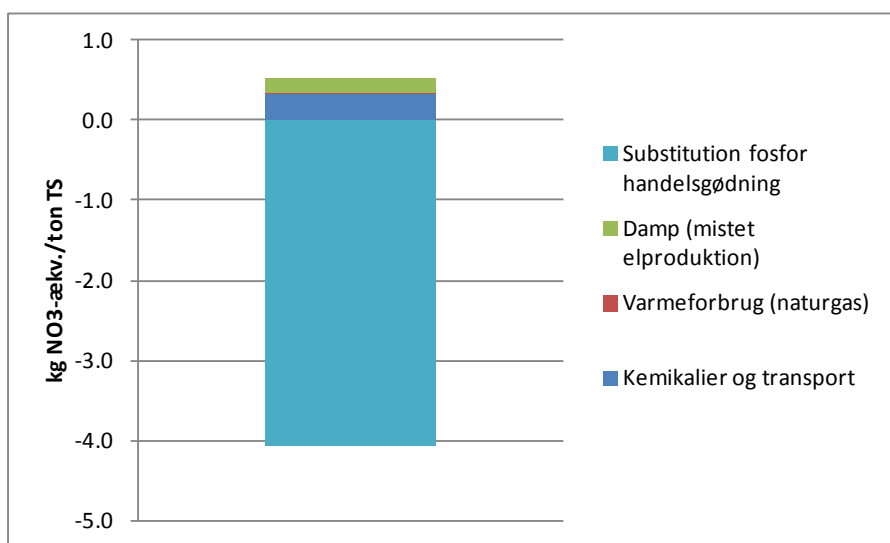
FIGUR 83 NÆRINGSSALTBELASTNING FRA ANVENDELSE AF KOMPOSTERET SLAM, SC.2 OG 8



FIGUR 84 NÆRINGSSALTBELASTNING FRA FORBRÆNDING AF IKKE-UDRÅDNET SLAM, SC.6



FIGUR 85 NÆRINGSSALTBELASTNING FRA UDRÅDNING AF SLAM, SC.7 - 13



FIGUR 86 NÆRINGSSALTBELASTNING FRA FOSFOREKSTRAKTION FRA SLAMASKE, SC.5, 6 OG 12

5.4 Toksicitetsresultater fra EASEWASTE

5.4.1 Human toksicitet

Human toksicitet m3 luft	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	5,20E+07	2,57E+07	3,75E+07	5,61E+08	4,57E+08	1,36E+08
Afvanding	6,68E+06	6,68E+06	3,06E+07	5,17E+06	6,68E+06	6,68E+06
Udrådning	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,05E+08	-1,96E+07	0,00E+00
Slamlagring	7,86E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Kompostering	0,00E+00	2,98E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Termisk behandling	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,78E+06	8,63E+06
	-		-			
Anvendelse landbrugsjord	7,51E+07	-8,20E+07	8,84E+07	1,18E+08	0,00E+00	0,00E+00
Fosfor ekstraktion	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,56E+07	1,95E+07
Deponering og askebortskaffelse	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,67E+05	5,83E+05
	-		-			
I alt	1,56E+07	2,49E+08	2,03E+07	7,90E+08	4,66E+08	1,71E+08

Human toksicitet PE	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00
Afvanding	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Udrådning	-	-	-	0,00	0,00	-
Slamlagring	0,00	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,01	-	-	-	-
Termisk behandling	-	-	-	-	0,00	0,00
Anvendelse landbrugsjord	-0,002	-0,002	0,00	0,00	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	0,00	0,00
Deponering og askebortskaffelse	-	-	-	-	0,00	0,00
I alt	0,000	0,007	-0,001	0,022	0,013	0,005

Human toksicitet								
m3 luft	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	2,8E+07	1,0E+07	5,6E+07	8,5E+07	1,8E+07	2,7E+07	2,7E+07	5,7E+06
Afvanding	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06	6,7E+06
Udrådning	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07	-1,9E+07
Slamlagring	7,7E+05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Kompostering	0,0E+00	2,5E+08	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Tørring	0,0E+00	0,0E+00	-1,2E+07	-1,6E+06	0,0E+00	5,8E+06	5,8E+06	-3,6E+04
Termisk behandling	-7,1E+07	-7,5E+07	0,0E+00	0,0E+00	-9,8E+07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Anvendelse landbrugsjord	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,6E+07	0,0E+00	1,6E+07
Fosfor ekstraktion	0,0E+00	0,0E+00	1,5E+07	1,2E+07	0,0E+00	4,7E+05	1,2E+07	1,2E+07
Deponering og askebortskaffelse	0,0E+00	0,0E+00	9,5E+06	9,4E+06	9,4E+06	0,0E+00	0,0E+00	3,3E+04
I alt	-5,4E+07	1,7E+08	5,6E+07	9,2E+07	-8,2E+07	3,7E+07	3,2E+07	-7,8E+02

Human toksicitet								
PE	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Afvanding	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Udrådning	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Slamlagring	0,00	-	-	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0,01	-	-	-	-	-	-
Tørring	-	-	0,00	0,00	0,00	-	-	0,00
Termisk behandling	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-
Anvendelse landbrugsjord	0,00	0,00			0,00			0,00
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	-	0,00	-	0,00
Deponering og askebortskaffelse	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00
I alt	-0,002	0,005	0,002	0,003	-0,002	0,001	0,001	-0,10

5.4.2 Persistent toksicitet

Persistent toksicitet, sc. 1-6						
PE/ton TS	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Transport	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Afvanding	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Udrådning	-	-	-	0.00	0.00	-
Slamlagring	-	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0.00	-	-	-	-
Termisk behandling	-	-	-	-	0.01	0.01
Anvendelse landbrugsjord	0.20	0.20	0.20	0.20	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	-	-	0.00	0.00
Deponering og	-	-	-	-	0.00	0.00

I alt	0.20	0.21	0.21	0.21	0.01	0.01
-------	------	------	------	------	------	------

PE/ton TS	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13	Sc. 14
Transport	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0,01
Afvanding	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0,00
Udrådning	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0,00
Slamlagring	0.00	-	-	-	-	-	-	-
Kompostering	-	0.00	-	-	-	-	-	-
Tørring	-	-	0.02	0.01	-	0.01	0.01	0,00
Termisk behandling	0.20	0.20	-	-	0.20	-	-	-
Anvendelse landbrugsjord	-	-	-	-	-	0.00	-	-
Fosfor ekstraktion	-	-	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0,00
Deponering og askebortskaffelse	-	-	0.00	0.00	0.00	-	-	-
I alt	0.20	0.21	0.02	0.01	0.20	0.01	0.01	0,00

5.5 USEtox resultater for slam på jord

5.5.1 Input til beregninger

I tabel 24 ses input til USEtox beregningerne, hvor mængden af hver stof per funktionel enhed (1 ton TS) er opgivet for slam, som udbringes på landbrugsjord samt for den erstattede handelsgødning.

TABEL 67 DATA INPUT TIL USETOX BEREGNINGER FOR SLAM TIL JORDBRUGSFORMÅL.

	Slam direkte til jord		Komposteret slam		Mineraliseret slam		Handelsgødning (P)	
	Mængde	Enheden mg/FU	Mængde	Enheden mg/FU	Mængde	Enheden mg/FU	Mængde	Enheden mg/FU
Tungmetaller								
Aluminium	0	mg/t tørstof	0	mg/FU	0	mg/FU		
Cadmium	915	mg/t tørstof	915,00	mg/FU	915	mg/FU	3231	mg/FU
Kviksølv	740	mg/t tørstof	740,00	mg/FU	740	mg/FU	17	mg/FU
Bly	28.000	mg/t tørstof	28.000	mg/FU	28.000	mg/FU	548	mg/FU
Nikkel	19.800	mg/t tørstof	19.800	mg/FU	19.800	mg/FU	49.853	mg/FU
Krom III	21.150	mg/t tørstof	21.150	mg/FU	21.150	mg/FU	65.749	mg/FU
Zink	584.000	mg/t tørstof	584.000	mg/FU	584.000	mg/FU	68.375	mg/FU
Kobber	223.000	mg/t tørstof	223.000	mg/FU	223.000	mg/FU	6462	mg/FU
Molybdæn	7.700	mg/t tørstof	7.700	mg/FU	7.700	mg/FU	692	mg/FU
Selen	1.600	mg/t tørstof	1.600	mg/FU	1600	mg/FU	144	mg/FU
Vanadium	18.000	mg/t tørstof	18.000	mg/FU	18.000	mg/FU	37.476	mg/FU
Tin	26.000	mg/t tørstof	26.000	mg/FU	26.000	mg/FU	29	mg/FU
Arsen	5.310	mg/t tørstof	5.310	mg/FU	5.310	mg/FU	2.539	mg/FU
Miljøfremmede stoffer								
LAS	136.500	mg/t tørstof	0	mg/FU	136.500	mg/FU		
PAH (benzo(a)pyrene)	1060	mg/t tørstof	424	mg/FU	1060	mg/FU	4,039	mg/FU
NPE	2575	mg/t tørstof	211,15	mg/FU	2575	mg/FU		
DEHP	10.750	mg/t tørstof	5203	mg/FU	10.750	mg/FU		
Bromerede flammehæmmere								
Decabromophenyl ether (BDE-209)	486	mg/t tørstof	486	mg/FU	486	mg/FU		
Lægemidler								
Ibuprofen	5100	mg/t tørstof	3340,5	mg/FU	5100	mg/FU		
Ketaprofen	5,9	mg/t tørstof	10.750	mg/FU	5,9	mg/FU		
Tetracycline	441	mg/t tørstof	61,74	mg/FU	441	mg/FU		
Oxytetracycline	0,11	mg/t tørstof	0,11	mg/FU	0,11	mg/FU		
PCB'ere								
PCB-101	42,6	mg/t tørstof	42,6	mg/FU	42,6	mg/FU		
Polyflourerede stoffer								
PFOS	74	mg/t tørstof	74	mg/FU	74	mg/FU		
Øvrige								
Trichlosan	2100	mg/t tørstof	598.5	mg/FU	2100	mg/FU		

Alle mængder er opgivet per funktionel enhed (FU).

5.5.2 Fordeling for toksicitetspotentialer, jord

Nedenfor ses, hvorledes hvert enkelt stof i slam bidrager procentvis til human og økotoksicitet, når slam udbringes på mark.

TABEL 68 RELATIV FORDELING AF TOKSCITETSBIDRAG FRA TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDDE STOFFER I USETOX BEREKNINGER

Slam - direkte anvendelse	Landbrugsjord		Alm. jord		Økotoks.	Ødelagt grundvand
	Human toks. cancer	Human toks. Ikke-cancer	Human toks. cancer	Human toks. Ikke-cancer		
Tungmetaller						
Cadmium	2%	0%	0%	0%	0%	3%
Kviksølv	69%	6%	4%	1%	0%	10%
Bly	10%	3%	0%	0%	0%	39%
Nikkel	10%	0%	26%	0%	1%	3%
Krom III	0%	0%	0%	0%	0%	1%
Zink	0%	90%	0%	79%	60%	8%
Kobber	0%	0%	0%	0%	31%	3%
Molybdæn	0%	0%	0%	0%	0%	1%
Selen	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Vanadium	0%	0%	0%	0%	5%	0%
Tin	0%	0%	0%	4%	2%	0%
Arsen	10%	1%	70%	14%	1%	1%
Miljøfremmede stoffer						
LAS	0%	0%	0%	0%	0%	2%
PAH (benzo(a)pyrene)	0%	0%	0%	0%	0%	15%
NPE	0%	0%	0%	0%	0%	0%
DEHP	0%	0%	0%	0%	0%	15%
Bromerede flammehæmmere						
Decabromophenyl ether (BDE-209)	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Lægemidler						
Ibuprofen	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ketaprogen	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Tetracycline	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Oxytetracycline	0%	0%	0%	0%	0%	0%
PCB'ere						
PCB-101	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Polyflourerede stoffer						
PFOS	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Øvrige						
Trichlosan	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Sum (normalisering [PE])	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Nedenfor ses, hvorledes hvert enkelt stof bidrager procentvis til den undgåede human og økotoksicitet, når handelsgødning substitueres.

TABEL 69 RELATIV FORDELING AF UNDGAET TOKSCITETSBIDRAG FRA
TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER I I HANDELSGØDNING

Undgået bidrag fra brug af handelsgødning	Landbrugsjord		Alm. jord		Øko toks.	Ødelagt grundvand
	Human toks. cancer	Human toks. Ikke-cancer	Human toks. cancer	Human toks. Ikke-cancer		
Tungmetaller						
Cadmium	3%	2%	0%	0%	0%	7%
Kviksølv	5%	1%	0%	0%	0%	2%
Bly	1%	0%	0%	0%	0%	5%
Nikkel	77%	0%	66%	0%	9%	49%
Krom III	0%	0%	0%	0%	1%	26%
Zink	0%	94%	0%	55%	34%	7%
Kobber	0%	0%	0%	0%	4%	1%
Molybdæn	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Selen	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Vanadium	0%	0%	0%	0%	51%	0%
Tin	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Arsen	15%	2%	34%	41%	1%	3%
	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Miljøfremmede stoffer	0%	0%	0%	0%	0%	0%
LAS	0%	0%	0%	0%	0%	0%
PAH (benzo(a)pyrene)	0%	0%	0%	0%	0%	0%
NPE						
DEHP						
Sum (normalisering [PE])	100%	100%	100%	100%	100%	100%

5.6 Ressourcetræk

Ressourcer

kg	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Naturgas	-30,3	17,5	-26,2	-55,4	-9,2	12,2
Råolie	-18,1	11,7	-25,2	-4,5	17,7	19,6
Stenkul	37,4	324,3	0,8	-366,8	-162,4	327,5
Brunkul	-39,4	-36,1	-36,6	-39,2	-29,4	-29,4
Fosfor	-31,2	-31,2	-31,2	-31,2	-27,5	-27,7

Ressourcer, normaliseret

PE	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5	Sc. 6
Naturgas	-0,09	0,05	-0,07	-0,16	-0,03	0,03
Råolie	-0,03	0,02	-0,04	-0,01	0,03	0,03
Stenkul	0,06	0,54	0,00	-0,61	-0,27	0,54
Brunkul	-0,15	-0,14	-0,14	-0,15	-0,11	-0,11
Fosfor	-1,11	-1,11	-1,11	-1,11	-0,98	-0,99

Ressourcer

kg	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13
Naturgas	-52,4	-10,4	65,0	93,0	45,7	2,6	-14,8
Råolie	-35,6	-12,6	-6,5	5,2	-31,7	-26,4	-7,4
Stenkul	-353,3	-123,2	-424,3	-443,7	-271,0	-226,6	-247,3
Brunkul	-39,7	-36,5	-0,4	-2,0	-39,7	-32,5	-0,5
Fosfor	-31,2	-31,2	0,0	0,0	-31,2	-29,5	0,0

Ressourcer, normaliseret

PE	Sc. 7	Sc. 8	Sc. 9	Sc. 10	Sc. 11	Sc. 12	Sc. 13
Naturgas	-0,15	-0,03	0,18	0,26	0,13	0,01	-0,04
Råolie	-0,06	-0,02	-0,01	0,01	-0,05	-0,04	-0,01
Stenkul	-0,59	-0,20	-0,70	-0,74	-0,45	-0,38	-0,41
Brunkul	-0,15	-0,14	0,00	-0,01	-0,15	-0,12	0,00
Fosfor	-1,11	-1,11	0,00	0,00	-1,11	-1,05	0,00

Bilag 6: Sammenligning af anvendelse af organiske gødninger

6.1 Formål

Dette bilag beskriver kort en sammenligning af anvendelse af hhv. udrådnat spildevandsslam ved 30 % tørstof og ubehandlet svinegylle. Anvendelse af disse to organiske gødninger er sammenholdt med anvendelse af handelsgødning. Sammenligningen er ikke en konsekvens-LCA sammenligning (da gylle ikke reelt vil blive fortrængt af udrådnat spildevandsslam), men snarere en illustration af forskelle og ligheder ved anvendelse af forskellige gødninger.

6.2 Forudsætninger og modelleringer

Sammenligningen bygger på modelleringer i landbrugsmodellen DAISY, som omhandler kvælstof- og kulstofcykler på landbrugsjord (Bruun et al, 2003 og Abrahamsen et al, 2000). Der er i modelleringerne anvendt jordtype (Claey loam, JB7) og sædskifte (Spring barley winter barley, winter wheat, sugar beet, spring barley, winter wheat, winter wheat, ryegrass) som er almindeligt forekommende for plantebrug på Sjælland, Fyn og i Øst- og Sønderjylland, mens klima repræsenterer Sjælland. Jordtypen er den mest afgørende af de tre faktorer for effekterne belyst i de her gennemførte beregninger. I referencescenariet er modelleret 100 års landbrugsdrift ved anvendelse af handelsgødning. For de organiske gødninger er der modelleret 1 års tilførsel af organisk gødning og herefter 99 års anvendelse af handelsgødning. Herefter er effekten af referencescenariet (kun handelsgødning) trukket fra, og forskellen mellem scenarierne viser effekten af det ene års tilførsel af organisk gødning.

Det er nødvendigt at modellere en længere tidsperiode, da de organiske gødninger har effekter, der rækker langt ud over det ene år, hvor de tilføres. Dette gælder både næringsstoffer (frigives over en længere tidsperiode til både planter og udvaskning) og kulstof. Det er valgt kun at tilføre organiske gødninger et enkelt år for at være sikker på at dække den fulde effekt af gødningen og kunne relatere tilbage til den mængde gødning, der er tilført marken. Hvis man modellerede tilførsel af organiske gødninger hvert år, ville der være noget af dette, der ikke er omsat efter de 100 år, som modelleringen dækker og der vil ikke på samme måde kunne laves en dækkende massebalance for processerne.

De tilførte mængder er udregnet som maksimum ifølge Slambekendtgørelsen, dvs. 30 kg P/ha fra spildevandsslam (idet tilførsel af spildevandsslam rammer bekendtgørelsens grænse for den maksimale P-tilførsel før grænsen for den maksimale tilførsel af N og tørstof). I scenarierne med gylle er den tilførte mængde beregnet således, at der tilføres samme mængde N med de organiske gødninger. Resten af N-normen er opfyldt med handelsgødning. Parameteriseringen af udrådnat spildevandsslam stammer fra Bruun et al. (2012), mens svinegylle stammer fra DAISY.

Der er beregnet to scenarier:

- **A:** Tilførsel ifølge nuværende lovkrav til substitution af slam-N med handelsgødning. Tilførsel af N medregnes i gødningsregnskabet ud fra de gældende udnyttelsesprocenter fra Plantedirektoratet (Plantedirektoratet, 2011). Der suppleres op til gødningsnormerne med handelsgødning (N og P). Her tilføres altså totalt mere N end ved anvendelse udelukkende af handelsgødning.
- **B:** Anvendelse af samme udnyttelsesprocent for gylle som for spildevandsslam (45 %). Dette er gjort for at illustrere effekten af disse udnyttelsesprocenter.

Ud over DAISY modelleringerne er beregnet tilførsel af tungmetaller til landbrugsjorden ved anvendelse af de forskellige gødninger. Dette er gjort på baggrund af sammensætningen af de forskellige gødninger (organiske såvel som handelsgødning) og de tilførte mængder. Sammensætningen af spildevandsslam er baseret på samme kilde som angivet i Hovedrapportens

afsnit 2.4, mens sammensætningen af gylle er baseret på DMU (2003). Tungmetalindholdet i handelsgødning (N og P) er baseret på data fra EASEWASTE.

Nedenstående tabeller viser input til forudsætninger for modelleringerne.

Tabel 70 Tilført tørstofmængde fra de organiske gødninger (slam eller gylle) i kg tørstof/ha for de forskellige organiske gødninger

	Tilført TS mængde med affald (kg/ha)
Udrådnat spildevandsslam 30% tørstof	973
Ubehandlet svinegylle	464

Tabel 71 Tilført mængde kvælstof med de organiske gødninger (slam eller gylle) i kg/ha. Desuden angives substitutionsprocenten for de enkelte gødninger og hvor meget ekstra kvælstof, der tilføres i de enkelte scenarier i forhold til anvendelse af ren handelsgødning.

	N tilført med organisk gødning (kg/ha)	N substitution	N tilført mere end N min. (kg/ha)
Scenarie A			
Spildevandsslam	41,6	45 %	23
Svinegylle	41,6	75 %	11
Scenarie B			
Svinegylle	41,6	45 %	23

Tabel 72 Substitution af handelsgødning (N og P) i de enkelte scenarier (kg/ha)

	Handels N substitueret (kg/ha)	Handels P substitueret* (kg/ha)
Scenarie A		
Spildevandsslam	19	40
Svinegylle	31	9
Scenarie B		
Svinegylle	19	9

*) Antages 100 % af P i affaldet substituerer handelsgødning

6.3 Resultater

Modelleringerne medfører en beregning af forskellen på de "rene" handelsgødningsscenarier og scenarierne med tilførsel af organisk gødning for hhv. binding af kulstof i jorden (efter 100 år) samt emissioner af lattergas (luftemission), ammoniak (luftemission) og nitrat til hhv. dræn og grundvand. Disse parametre er omregnet til bidrag til forskellene i drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning for én hektar landbrugsjord.

Tabel 73 Resultater for drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning. Resultaterne viser forskellen ved 1 års tilførsel af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af ren handelsgødning (positivt tal viser en øget effekt ved anvendelse af organiske gødning).

	Drivhuseffekt, kg CO₂-ækv./ha	Forsuring, kg SO₂-ækv./ha	Næringssaltbelastning, kg NO₃-ækv./ha
Scenarie A			
Spildevandsslam	3	4	47
Svinegylle, 75 %	257	11	40
Scenarie B			
Svinegylle, 45 %	313	11	64

Resultaterne viser, at der er en væsentlig mindre påvirkning af drivhuseffekten fra anvendelse af spildevandsslam end fra anvendelsen af gylle. Bidragene til drivhuseffekten skyldes dels emissioner af lattergas, dels en besparelse i forhold til drivhuseffekten pga. lagring af kulstof i jord. Samlet set er der dog tale om en øget påvirkning. Da der ikke er væsentlig forskel på lattergasemissionen i de tre scenarier, skyldes forskellen primært, at der lagres væsentligt mere kulstof ved anvendelse af spildevandsslam end ved anvendelse af gylle. Dette skyldes dels, at der tilføres mere kulstof med spildevandsslammet i de opstillede scenarier, dels at kulstoffet i slammet antages at være mere langsomt nedbrydeligt (har gennemgået udrådning) end den ubehandlede gylle.

Bidragene til forsuring skyldes emissioner (afdampning) af ammoniak. Disse er næsten tre gange så høje for gylle som for spildevandsslam, hvilket sandsynligvis primært skyldes den kemiske forekomst af N i de organiske gødninger.

Næringssaltbelastningen skyldes primært NO₃-udvaskning til vand (og i mindre grad ammoniakafdampning til luft) og denne udvaskning bliver højere, når der totalt set tilføres mere kvælstof. Udvasningen er dog også afhængig af hvilken form kvælstoffet er på i den organiske gødning. Næringssaltbelastningen ligger på samme niveau i de tre scenarier.

For hvert scenarie opgøres forskellen på tilførsel af miljøfremmede stoffer til landbrugsjorden for de forskellige organiske gødninger sammenlignet med udelukkende anvendelse af handelsgødning (se tabel 29 i hovedrapporten). Det er valgt kun at vise værdierne for tungmetallerne nævnt i Slambekendtgørelsen. Det har ikke været muligt at sammenligne for alle tungmetaller for de to organiske gødninger, fordi DMU (2003) kun indeholder data for 5 af nævnte tungmetaller i Slambekendtgørelsen.

Tabel 74 Resultater for tungmetaltilførsel med hhv. spildevandsslam og gylle. Resultaterne viser forskellen ved 1 års tilførsel af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af ren handelsgødning (positivt tal viser en øget effekt ved anvendelse af organiske gødning).

Tilført total	Afgasset spildevandsslam	Svinegylle
kg/ha		
Cd	-0,0032	-0,0008
Cr	0,02	
Cu	0,30	0,12
Hg	0,0010	
Ni	-0,042	-0,011
Pb	0,04	
Zn	0,71	0,4
LAS	0,133	0,007
PAH	0,0010	0,0002
NPE	0,003	0,001
DEHP	0,010	0,001

Tabellen viser, at anvendelse af organiske gødninger for de fleste tungmetaller medfører en øget tilførsel af tungmetaller til landbrugsjorden (positive værdier) i forhold til anvendelse af handelsgødning. For cadmium og nikkel er ses dog en mindre tilførsel (negativ værdi), hvilket skyldes et relativt højt indhold af disse metaller i P-handelsgødning.

Sammenlignes spildevandsslam og gylle ses, at spildevandsslam medfører en højere belastning på alle de stoffer, hvor det er muligt at sammenligne.

Der er ikke beregnet tilførsel af tungmetaller til landbrugsjord ved ændret udnyttelsesprocent for gylle, da dette kun ændrer på tilførslen af N-handelsgødning, som har relativt lave koncentrationer af tungmetaller. Resultaterne vil dermed ikke adskille sig væsentligt fra ovenstående tabel.

6.4 Referencer

Abrahamsen, Per & Hansen, Søren (2000): Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. Environmental Modelling & Software 15 (2000) 313-330.

Bruun, Sander, Christensen, Bent T., Hansen, Elly, M., Magid, Jakob & Jensen, Lars S. (2003): Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. Soil Biology & Biochemistry 35 (2003) 67-76.

Bruun, Sander, Hansen, Trine Lund, Christensen, Thomas H., Magid, Jakob & Jensen, Lars S. (2006): Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. Environmental Modeling and Assessment (2006) 11: 251-265.

Bruun, Sander, Thorsen, Bo Jellesmark, Jensen, Lars Stoumann, Nielsen, Martin Preuss & Bentsen, Niclas Scott (2012): "Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald til dansk landbrugsjord", Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

DMU(2003): Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle, faglig rapport fra DMU nr. 430, 2003. Plantedirektoratet (2011): Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2011 til 31. juli 2012.

Bilag 7: Økonomiske resultater

7.1 Generelle økonomiske forudsætninger

TABEL 75 SAMFUNDSØKONOMISKE NØGLETAL

Centrale parametre	Størrelse
Kalkulationsrente	5 %
Nettoafgiftsfaktor	35 %
Skatteforvridningstab	20 %
Kalkulationsperiode (år)	2020
Prisniveau, år	2012

Kilde: Rapporten 'Vejledning i samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april 2005/juli 2007 og maj 2010

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april/september 2011, tabel 1c

Prisniveau EI er 2020.

7.1.1 Priser

TABEL 76 ENERGIPRISER

Energipriser, faktorpriser		2012	2020
2009 priser			
Elektricitet (an virksomhed)	Kr./MWh	480	643
Fjernvarme (an forbruger)	Kr./GJ	56	64
Fjernvarme ab værk	Kr./GJ	35	43
Gasolie (an forbruger)	Kr./GJ	105,8	127,6
Naturgas (an kraftværk)	Kr./GJ	50,9	71,1

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april/september 2011, tabel 6 og 7i Energistyrelsens rapport er i 2009 priser. Er herefter omregnet til 2012-priser i modellen med ikke i denne tabel.

7.1.2 Afgifter og tilskud m.m.

TABEL 77 GENERELLE AFGIFTER

Moms	25 %

7.1.3 Afgiftssatser

TABEL 78 AFGIFTSSATSER

2012-prisniveau	Enhed	2012	2020
<i>Samlet elektricitets-afgift</i>	øre/kWh	68,8	68,8
Energi-afgift, elektricitet	øre/kWh	51,7	51,7
Tillægsafgift, elektricitet	øre/kWh	6,1	6,1
Energispare-bidrag, elektricitet	øre/kWh	0,6	0,6
El-distributions-bidrag, elektricitet	øre/kWh	4,0	4,0
Energispare-afgift, elektricitet	øre/kWh	6,4	6,4
<i>Samlet olieafgift</i>	Kr./GJ	71,3	71,3
Energi-afgift, gas/dieselolie	Kr./GJ	59,4	59,4
CO2-afgift, gas/dieselolie	Kr./GJ	11,9	11,9

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april/september 2011, side 29 og 30.

TABEL 79 ENERGIAFGIFT PÅ ELEKTRICITET, LAV/HØJ SATS

2012-prisniveau	Enhed	2012
Energi-afgift, elektricitet, lav sats (over 4000 kWh)	øre/kWh	51,7
Energi-afgift, elektricitet, høj sats (under 4000 kWh)	øre/kWh	63,5

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april/september 2011, side 29 og 30.

7.1.4 Værdisætning af emissioner

TABEL 80 VÆRDISÆTNING AF EMISSIONER

2009-prisniveau		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Emission af CO2	Kr./ton	126,3	139,3	155,4	172,1	180,2	188,4	196,5	204,7	212,8
Emission af CH4	Kr./ton	2.653,3	2.925,6	3.263,9	3.613,5	3.784,6	3.955,6	4.126,7	4.297,7	4.468,8
Emission af N2O	Kr./ton	39.167,3	43.187,5	48.182,0	53.342,5	55.867,6	58.392,7	60.917,8	63.442,9	65.968,0

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april 2011(tillægsblad, september 2011),baseret på tabel 10.

TABEL 81 HJÆLPETABEL: FAKTORER TIL BEREGENING AF ÆKVIVALENT

Stof	Faktor
CH4	21
N2O	310

Kilde: Rapporten 'Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet', april/september 2011, side 25.

7.2 Dataopsamling -budget økonomi

Data i dette bilag er primært fundet ved interviews, og suppleret med øvrige kendte overslagstal. De indsamlede økonomiske data, knyttet til de enkelte anlæg har forskelligartet kvalitet, især data for allerede afholdte investeringer, der som regel ikke kunne fremskaffes.

Data i dette notat danner baggrund for tal, som beregnes i den tilknyttede Excel-model.

Generelle bemærkninger:

- "Vedligehold" er alle omkostninger ud over alm. drift, som ikke giver levetidsforlængelser på 8 år eller mere.⁴⁷
- Fra 2012 er rensningsanlæggene underlagt benchmarking og krav om resultatforbedringer fra Konkurrencestyrelsen. Derfor må et 2020 anlæg forventes at køre mere effektivt end de eksisterende, også selvom teknologien er den samme => passe på ikke at lægge omkostningerne for højt.
- Afskrivninger bygninger og faste anlæg over 60 år, maskiner 20 år og mobilt udstyr 10 år. Baseret på Vandsektorloven, POLKA.
- Energidata fremgår af miljøbilag 4.

De anlæg, som refereres til nedenfor, har følgende størrelse og årlig slamproduktion:

Tabel 39. De anlæg som der primært er anvendt økonomidata for:

Bjergmarken med 125.000 P.E , belastet med ca. 92.000 PE. Udrådning og tørring	1850 ton TS/år
Randers som er dimensioneret til 140.000, men ikke så belastet ca. 70.000 P.E. p.t. Udrådning og tørring	2500 ton TS/år
Lynetten. Dimensioneret og belastet med 1,1 mil. P.E. for Lynetten og Damhusåen sammen. Udrådning, tørring og forbrænding	18.000 ton TS/år. Lynetten 12500, Damhusåen 5500 ton TS år
Århus, Aby, Viby Egå, 83.000, 84.000 og 120.000 P.E Udrådning og tørring.	250, 1500 og 1900 ton TS /år produceres
Ålborg. Udrådning og tørring	1500 ton TS/år
Mineraliseringsanlæg: Kolding,: 90.000 PE Karlebo 700 PE	1200 ton TS/år 12 ton TS/år
Komposteringsanlæg Odense Nord, Kompostering,. TS ukendt. Komtek: Kompostering	Ca. 1/3 er spildevandsslam, ca. 2/3 have/parkaffald. modtager 17.186 ton slam/år 18.000-22.000 ton TS slam/år

7.2.1 Udrådning (100.000 PE):

1 ton TS slam (70 % primær og 30% sekundær slam). Teknologien her medtager ikke forafvanding, slammet er opkoncentreret til ca. 5 % TS før udrådning.

Anvendt værdi, estimeret for anlæg på 100.000 PE med to rådnetanke. (Svarer til Bjergmarken med 125.000 P.E , belastet med ca. 92.000 PE. og Randers som er dimensioneret til 140.000 P.E., men ikke så belastet).
Anlægget kan behandle ca. 2000 t TS/år.

	Fundne værdier	Anvendt værdi	Kommentarer
Arealbehov	Damhusåen: 2375 m2 Randers: Ca. 8000 inkl. afvanding Lynetten: 3270 m2	15,7 kr/m2 =Estimeret gennemsnitspris på jord i landzone, 2011	Få data, estimeret 2000 m2, da behovet for areal ikke er proportionalt med størrelsen. Kilde: Interviews
Pris på bygninger	Mindre pumpehus. Estimeret 1 mil. (Bjergmarken)	8000 kr. /m2 (COWI skøn)	Afhænger meget af design
Pris på befæstninger mv.	500.000 kr. (grov estimat) (1000 m2 befæstet)		Ingen data
Pris på rådnetank	10 mil. kr. /tank (Bjergmarken) 2000 m3	5 mio. kr. /tank = 10 mio. kr. i alt for to tanke	Dyrt på Bjergmarken p.g.a. murstensindkapsling, billig model valgt

⁴⁷ Som defineret i http://www.kfst.dk/fileadmin/webmasterfiles/Tilsyn/Pris-_og_levetidskatalog/Benchmarking.pdf

	Fundne værdier	Anvendt værdi	Kommentarer
Pris for øvrigt stationært udstyr	1 mil. kr. pumper, rør mv.	1 mil. kr.	
Pris for gasmotor	7 mil. kr. Kilde: Teknologikatalog 2010, motor på ca. 1 MW.	7 mil. kr.	Ikke medtaget kørsel mellem udrådning og slamforbrænding. -Dette kan dog godt være tilfældet i praksis. (f.eks. køres Damhusåens slam 14 km)
Eksternt elforbrug til proces/salg	142 kWh/tons TS (Bjergmarken) 30,3 kWh/tons TS (Ålborg)		
Biogasproduktion:	2 mil. kWh (Randers) 1400 Tons TS/år, total produktion 160 m3/t TS -400 m3/ton TS (Århus) 330 m3 biogas/ton TS (Bjergmarken) 387 m3/ton TS (Aalborg)	Estimat 350 m3/ton TS	
Indtægt fra: Netto energiproduktion varme	Udregnet via energibalance 43 kr./GJ varme (Energistyrelsen 2011, omregnet fra 2009 til 2012 priser)		Nettoafgiftsfaktor tillægges af modeltekniske årsager
Indtægt fra: Netto energiproduktion el og varme	Udregnet via energibalance Energiindtægt samlet i faktorpris= 659 kr. /ton TS, tal som indgår i model	659 Kr./ ton TS Samlet for el og varme	Netto afgiftsfaktor tillægges af modeltekniske årsager
Udgifter til materialer	Estimeret	100 kr./ton TS	
Udgifter til vedligehold	Svinger betydeligt fra år til år. Estimat 150.000 kr. anlæg = 75 kr./t TS	75	Denne er en potentielt omfattende post, som kan rykke betydeligt på det samlede økonomiske regnskab
Pris på øvrige udgifter, løn mv.	250.000 kr./år	125 kr./ ton TS	Hvis kun løn og Lynettens effektivitet, så lidt lavere.
Samlede variable udgifter:		300 kr./ton TS	
Samlede kapitalomkostninger:		763 kr./ton TS	
Samlede omkostninger:	Eks. Energiindtægter 404 kr./ton TS inkl. energiafgifter	1063 kr./ton TS(eksl.energi) 404 kr./ton TS (inkl.energi)	

7.2.2 Afvanding

1 ton TS slam (100 % sekundær slam) stabilisering og afvanding. (Anlæg totalt 50.000 PE/1000 ton TS) til 6 % TS.

	Interval	Estimeret/anvendt værdi	Kommentarer
Arealbehov	Ikke opgjort selvstændigt i interviews	5000 m ² i alt	
Bygninger	1 mil. Kr.	5 mio. kr	
Centrifuge og Slamkælder	5. mio. kr. pr anlæg (Estimeret)		Pris passer også, hvis alternativt 20.000 PE anlæg med 2 mil. Omkostning til maskiner.
Løn mv.	200.000 kr. /år	20 kr./tons TS/år	
Energiforbrug		19 kr./ton TS	Kg/ton TS
Vedligehold	80.000 kr. /år	80 kr./tons TS	Groft estimat
Polymerforbrug	50.000 kr./år	50 kr./ton TS	
Samlede variable udgifter:		169 kr. /ton TS	
Samlede kapitalomkostninger:		426 kr./ton TS	
Samlede omkostninger:		595 kr./ton TS	

1 ton TS slam (udrånnet slam), slutaftvanding til ca. 25 % / 30 % TS

(Enhed på 100.000 PE/2000 ton TS /år)

	Interval	Kommentarer
Arealbehov	Lynetten (1070 m2) og 15,7 kr. m2= 1000 m2 anvendes	Lynetten og Damhusåen. Data Fra Mail fra Carsten Tiersing 1. august 2012.
Bygninger	Lynetten (700.000 PE/12.000 ton TS)= 49 mio. kr = 413 kr/ton TS Damhusåen: (350.000 PE/ 5.500 ton TS) = 23,5 mio.kr = 142,4 kr./ ton TS	Valgt billigere bygning end Lynettens. Valgt bygning til 7 mio. kr. for et 100.000 PE anlæg.
Centrifuge og Slamkælder Inkl. Polymerstationer	Lynetten: 64,4 mio. kr. Damhusåen: 11 mio. kr. Ved den valgte størrelse i analysen; 5 mio. kr. estimeres	
Omkostninger til Elforbrug til aftvanding	Lynetten: 636.252 kWh/år = 53 kWh/ton TS	Kr. /kWh/ton TS i indløb
Omkostninger til polymerforbrug	Lynetten: 148.000 kg/år for 750.000 P.E.= 12,3 kg/t TS Damhusåen: 32.500 kg/år = 5,9 kg/t TS 8 kg/ton TS = 320 Kr./ton TS (COWI skøn)	Antages 8 Kg/ton TS Polymerforbrug antages at være 40 kr./kg.
Løn og drift i øvrigt:	Lynetten bruger 3,5 årsværk på aftvanding og udrådning = 1250000 kr./år = 104 kr./ton TS Bruger 50 kr./ton TS kun til aftvanding	Kilde: Carsten Thirsing, Lynetten 29. juni 2012
Vedligehold	100.000 kr./ år = 50 kr./ton TS/år	
Samlede variable omkostninger:		Anden Reference: Driftsomkostning på 500 kr. /ton TS inkl. Afskrivning (oplyst i interviews)
Samlede kapitalomkostninger:	426 kr./ton TS/år	
Samlede omkostninger:	Ved selve behandlingen (ikke i forhold til oprindeligt TS) I modellen bruges 610 kr./ ton TS, som er 0,68 % når slammet er udrådnet. 898 kr./ton TS (pr. indgået ton i anlægget)	

7.2.3 Slammineralisering, anlæg på 20.000 P.E (ca. 400 ton TS)

Kolding har bedst data. Priser rundes op, da referenceanlægget er mindre.

1 ton TS slam (100 % sekundær slam)

	Interval	Estimat/ anvendt værdi i kr./ton TS
Størrelse på bede	567 m ³ –Karlebo (Anlagt til 1000 PE/12 Ton TS/år): 2 bede 40.557 m ² Kolding (13 bede, 90.000 PE, 1200 ton TS/år) *15,7 kr/m ²	(som Kolding)
Totalareal	(Karlebo Ca. 8000, inkl. Areal til udvidelse ⁴⁸ 60.000 (Kolding) (50 % ekstraareal)	50 % oveni til udendørsfaciliteter
Anlægsomkostninger	Karlebo: 1.500.000 kr. (Karlebo m. ca.1000 PE) = Kolding: 15.000.000 kr. Anlæg på 10.000 PE= 4-5 mio. kr. Vores anlæg estimeret til 7 mio. kr.	
Omkostninger til maskiner, pumper mv.	25.000 kr. (Karlebo) for 2 stk. 4 kW pumper = 138,9 kr./ton TS Kolding (22 kW og 37 kW) 500.000 kr.= 27,7 kr. /ton TS	30 kr./ton TS
Omkostninger til olieforbrug/strøm til pumpning	Lidt.	10 kr./ton TS
Materialeforbrug inkl. Elforbrug	10.000 kr. (Karlebo)= 833 kr. /ton TS 87.840 (Kolding)= 73,2 kr./ton TS	80 kr./ton TS
Omkostninger til bemanding	15.000 kr. /pr år (Karlebo)= 1250 24.000 kr./år (Uden tømning på Kolding)= 20 kr./ton TS	30 kr./ton TS
Vedligehold	Lave 5000. Karlebo 42 kr./ton TS og 10.000 kr. Kolding = 8,3 kr./ton TS	10 kr./ton TS
Samlede variable omkostninger		130 kr./ton TS/år
Samlede kapitalomkostninger:		1165 kr./ton TS/år
Samlede enhedsomkostninger:		1295 kr./ton TS/år

⁴⁸

<http://www.fredensborg.dk/files/Fredensborg%202012/Filer%20Fredensborg/Plan/Lokalplaner%20Landomr%C3%A5det/32.pdf>. Oplysninger fra lokalplantillæg fra 1991.

7.2.4 Komposteringsanlæg 50.000 P.E

1 ton TS afvandet sekundær slam: Værdier nedenfor ikke omregnet til TS endnu, før enighed om grunddata.

	Observerede værdier	Estimeret/and endt værdi i kr./ ton TS	Kommentarer
Samlet areal	330.000 m2 (Komtek 100.000 ton 22 % TS)	M2	Data baseret på Komtek, og ONM, som er meget store anlæg. Der behandles ikke udelukkende spildevandsslam på anlæggene Referenceanlæg meget mindre og dermed dyrere.
Størrelse på komposteringsareal	Befæstet+lager+garage, 90.000 m2 (Komtek)	15,7 kr. /m2	
Investeringer i bygninger	60 mio. kr. Komtek		
Slaminput	17.186 ton TS i 2011 (Odense nord Miljøcenter ONM) Fra ONM oplyst behandlingspris på slam 515 kr./ton (TS 70 %) = 736 kr./ TS		Ikke helt klart hvilke omkostninger, som er inkluderet i dette skøn
Omkostninger til maskiner, pumper mv.	30.500.000 kr. (Komtek)= 92 kr./ton TS	150 kr. /ton TS	
Omkostninger til mobilt udstyr	6.150.000 kr.(Komtek)= 35 kr. /ton TS	50 kr. /ton TS	
Materialeforbrug inkl. elforbrug og halm	18.229.000 kr. (Komtek)= 828 kr. /ton TS OdenseNord: Halm 349, olie 44 og el 9 = 401 kr./ton TS	400 kr./ ton TS	Komtek. Til slam og anden biomasse. Antaget at ca. ½ går til behandling af slammet
Affaldspriser (Komtek)	Betaler 30 -60 kr./ton haveaffald der modtages Får 70 kr./ ton spildevandsslam, der modtages Får450-550 kr./ton for andet organisk affald som modtages.		
Omkostninger til bemanding	1,3 mio. (Komtek) 59 kr./ton TS	60 kr./ton TS	I praksis håndteres også anden biomasse, men meget stort anlæg.
Vedligehold	500.000 (Komtek)= 22,7 kr./ton TS	50 kr./ton TS	Må anses at være noget dyrere på små anlæg
Samlede kapitalomkostninger:		566 kr./ton TS	
Samlede variable omkostninger:		401 kr./ton TS	
Samlede enhedsomkostninger	Vil variere alt efter om der behandles udrådnat eller ikke udrådnat slam. Her ikke udrådnat, 658 kr ton TS for udrådnat slam (*0,68)	967 kr./ton TS	For ikke udrådnat slam

7.2.5 Bioforgasning i BiogASFællesanlæg

1 ton TS afvandet sekundær slam: Markedsbestemt omkostning på estimeret 150 kr./ton inkl. håndtering. Dette svarer til 4000 kr./ tons TS Hvis tørstofindholdet er 5 %, og til 2000 kr. /tons hvis tørstofindholdet er 10 %. Ved i modellen anvendt TS på 6 % fås 2500 kr. / ton TS. I forbindelse med indsamling af data i dette projekt er Blåbjerg Biogasanlæg interviewet, og der er indsamlet et godt datagrundlag. - Dette er anvendt i det parallelle projekt: *Miljøvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af genanvendelsesmuligheder for dagrenovation, 2012*. Der henvises derfor til mere detaljerede data i denne rapport.

7.2.6 Tørring Referenceanlæg på 100.000 P.E, til 90 % TS

1 ton TS udrådnet slam. Processen indeholder tørring fra 30 til ca. 90 % TS. Omkostninger til opvarmning af tørreren, f.eks. en gaskedel skal også medtages. Stor fordel her at have tre anlæg, som ikke ligger så langt fra hinanden med de fleste data.

Baseret på anlæggene Bjergmarken, Randers og Aalborg. Det tørrede slam afsættes forskellige steder til forskellige tider, for de tre anlæg, både landbrugsjord i nærheden, i Jylland, kompostering og medforbrænding.

Svarer nogenlunde til Bjergmarken og Randers.(2000 tons TS/år)

	Fundne værdier	Anvendt værdi i kr./ton TS	Kommentarer
Samlede omkostninger til tørring inkl. bortskaffelse Tallet anvendes ikke direkte.	Bjergmarken: 2667 (fra 26 % til 90 % TS i 2009) = 1813 kr./ ton TS i forhold til vores beregninger med *0,68		Bjergmarkens egne beregninger udliveret ved Interview. Bruges som alternativ reference ved kvalitetssikring. (Er tæt på vores enhedsomkostninger)
Areal	1000 (Bjergmarken) 500 (Randers) 1810 (Ålborg) Randers, grundværdi 121.000 kr. (242 m2, hvis beløbet kun relaterer til de 500 m2)	1000 m2	
Samlet investering i bygning + befæstning (ca. fra år 2000)	30 mil. kr. (Inkl. anlægget og en ombygning på dette, Bjergmarken) 61,6 mil kr +bygninger? maskiner og befæstning?. (Aalborg 5 tons/h) (ikke pristalsreguleret)	10. mio. kr.(+ maskiner nedenfor	
Udgifter til maskiner	Estimeret 30 mio. kr.	1000 kr./tons TS	
Omkst. mobilt udstyr	Ingen omkostninger af betydning	-	
El og varme forbrug til tørre-proces	555 kWh (centrifug.)/ pr Tons TS, 176 (tørring, Bjergmarken) 450 kr./tons tørstof inkl. nettoafgifts f. 550.000 kWh/år (Randers gennemsnit over 4 år (393 kWh/ton TS) 240 kr. /ton TS	Netto 413 kr./ ton TS	Netto el- og varmekonsum hentet fra de beregnede energibalancer. Randers: 244 Nm ³ /time, som behandler 1600 kg slam med TS indhold 20 % til i stedet 90 % TS ⁴⁹

⁴⁹ http://www.randersspildevand.dk/om_randers_spildevand/reanseanlaeg/randers_centralreanseanlaeg/slamtoerreanlaeg/

	Fundne værdier	Anvendt værdi i kr./ton TS	Kommentarer
Omkostninger til materialer Kemikalier mv.	900.000 kr./år (Bjergmarken) 90.000 kr./år (Randers) 1.600.000 (Aalborg)	500 kr./tons TS	Overraskende stor variation
Lønomkostninger	600.000 (Bjergmarken) 400.000 (Randers) 700.000 (Aalborg)	300 kr./ton TS	
Vedligehold i alt (2011)	3.000.000 (Bjergmarken) 700.000 (Randers) 550.000 (Aalborg)	350 kr./ton TS	Potentielt en rigtig stor post, som svinger meget fra år til år. Ingen af anlæggene er masseproducerede standardanlæg, hvilket gør vedligeholdelse dyrere. Alderen på anlægget betyder en del.
Samlede kapitalomkostninger:		1067 kr./ton TS	
Samlede variable omkostninger:		1150 kr./ton TS	
Samlede enhedsomkostninger uden energiforbrug	*0,68 pga. udrådning og omsat TS, 1440 kr./ton TS/år	2117 kr./ton TS	
Samlet omkostn. med energiforbrug	*,68 p.g.a. udrådning = 1724	2536 kr. /ton TS	

7.2.7 Slamforbrænding (300.000 PE)

1 ton TS udrådnethet er regneenheden. Data fra Lynetten givet af Carsten Tiersing 1. august 2012.

Data fra Lynettens nye anlæg fra 2011, som anvendes som eneste referenceværk. Lynettens anlæg er på ca. 1.100.000 P.E, mens vores referenceværk er 300.000 P.E. Tilsvarende, men mindre fluid bedanlæg er på Avedøre og Lundtofte, som dog er uden det kondenseringsanlæg, som vores indeholder. Det antages, at behandlingsprisen på det mindre anlæg er 25 % dyrere på grund af manglede stordriftsfordele.

Som ekstra reference bruges forundersøgelse af Rambøll, juni 2011, "Etablering af Slamforbrænding. Forundersøgelse vedrørende anlægsinvestering og placering, 2011" (Anlæg på 2 mil. PE). Offentligt materiale, som ikke gengives her.

Lynettens kapacitet: 18.000 t TS/år	Interval	Anvendt værdi i kr./ton TS	Kommentarer
Forprojektering	Lynetten: ca. 10 % = 10 mio. kr.		Tillægges i modellen
Nødvendigt areal	Lynetten: 3630 m ²		Data oplyst af Lynetten
Indkøb af stationært udstyr Rørtilslutning og lign: 5% af anlægssum	243,5 mio. i samlet investering ifølge Rambøll. ⁵⁰ Bekræftet af Lynetten, = 928 kr./ton TS		+25 % i ekstra omkostninger på grund af nedskalering Tal omfatter ikke omkringliggende hedtvandsanlæg og lign. Derfor tillægges i model ekstra omkostning yderligere på 10 %

⁵⁰ <http://www.ramboll.dk/projects/viewproject?projectid=BECD82C0-013D-4225-9C3B-09C950759F94>,

Lynettens kapacitet: 18.000 t TS/år	Interval	Anvendt værdi i kr./ton TS	Kommentarer
Indkøb af mobilt udstyr	1 mio. kr. Primært en lastbil=7,3 kr./ton TS		Sat noget højere, da der skal anskaffes lastbil også på det mindre anlæg
Investering i bygninger	Lynetten: 49,2 mio. kr.		Ved Lynettens bygning er der taget særlige arkitektoniske hensyn. (Rambøll forundersøgelse 45.5 mio. kr. for jysk/fynsk) .
Omkostninger til materialer	Pr. ton TS: Hydratkalk 27 kg (1kr/kg) Herdofen koks 1,5 kg(5 kr./kg) Ammoniak vand (25%), 3,5 kg (2 kr./kg) NaOH (50 %)1,6 kg (1,5 kg) Vandværksvand 1,7 m3(5 kr./kg) = 51,5 Polymer 0,13 kg (40 kr./kg) =5,2 kr./tons TS	70 kr. /ton TS	Rambøll tal + 25 % på grund af nedskalering af anlæg.
Indtægter fra energi Ikke med i øvrige samlede omkostninger		66 kr. /ton TS	Indgår som samlede netto enhedsomkostninger fra energi i modellen i forhold til oprindeligt tons TS. (Energi indtægter regnes for sig selv)
Omkostninger til bortskaffelse af restprodukt. Lynetten deponerer 2000 ton i eget depot og 2800 tons genanvendes hos Rockwool	Flyveaske Ca. 350 kg /ton TS (100 kr./ton) Affald fra røggasrens 50 kg/ton TS. 900 kr. /ton TS	150 kr./ ton TS aske	Her skal tages hensyn til mængden af ton TS oprindeligt, og der justeres i modellen for dette.
Omkostninger til vedligehold inkl. lønudgifter	Lynetten bruger 17 årsværk til bemanding= 486 kr./ton TS Vedligehold: 100 kr. /ton TS	660 kr./ton TS /år	Bruges gennemsnitsløn på 500.000 kr./ år Nyt anlæg, så ikke oplysninger om vedligehold. Nok lavt sat. Bemærk, at priserne opskrives på grund af nedskalering af anlægget
Omkostninger i forbindelse med P udnyttelse	Der er potentielt 300 kg P pr. ton slam TS Indtægt er 30*20= 600 kr./ ton TS Udgifter: 30*30= 900 kr. /ton TS	300 kr./ton TS/år	Indsættes i særlig række i model. 95 % tænkes at kunne udvindes. MEGET groft estimat på udvindingsomkostninger. Er ikke med i samlede omkostninger nedenfor.
Samlede kapitalomkostninger:		1686 kr./ton TS	
Samlede variable omkostninger:		880 kr./ton TS/år	
Samlede enhedsomkostninger	* 0,68 pga udrådning = 1745 kr./ton TS/år	2566 kr./ ton TS	Inkl. indtægt fra energi = 1679 kr./ton TS

Nedenfor vises antagelser om udvikling i tørstof og massestrømme, som bruges i den økonomiske baggrundsmodel.

Antagelser om reduktioner i vand og TS indhold														
Tørstofindhold før afvanding	%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%	3,5%
Tørstofindhold efter decentral afvanding	%	25%	25%	40%	6%	6%	25%							
Tørstofindhold efter central afvanding	%					30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%	30%
Tørstofindhold efter behandling	%	25%	60%	40,0%	6%	30%	30%	30%	60%	95%	95%	95%	30%	30%
Udrådningsreduktion	%	0%	0%	0%	0%	32%	0%	32%	32%	32%	32%	32%	32%	32%
Behandlingsreduktion	% TS	0%	41%	35%	0%	0%	0%	0%	28%	0%	0%	0%	0%	0%
Tørstof efter forbrænding	%	100%	100%	100%	100%	30%	30%	100%	100%	30%	30%	100%	30%	30%
Massestrømme														
Primær og sekundærslam	ton TS	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Decentral afvanding	ton TS	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Før central udrådning	ton TS	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Efter central udrådning	ton TS	1,00	1,00	1,00	1,00	0,68	1,00	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
Central afvanding	ton TS	1,00	1,00	1,00	1,00	0,68	1,00	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
Behandling	ton TS	1,00	0,59	0,65	1,00	0,68	1,00	0,68	0,49	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
Slutbenyttelse	ton TS	1,00	0,59	0,65	1,00	0,20	0,30	0,68	0,49	0,20	0,20	0,68	0,20	0,20
Efter decentral afvanding	ton	4,0	4,0	70,0	16,0	16,0	4,0							
Efter central udrådning	ton					19,7		19,7	19,7	19,7	19,7	19,7	19,7	19,7
Efter central afvanding	ton					2,3		2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
Efter behandling	ton	4,0	1,0	1,4	15,0	2,3	4,0	2,3	0,8	0,8	0,8	0,8	2,3	2,3
Efter forbrænding	ton					0,3	0,3		0,3				0,3	0,3

I denne tabel nævnes mineralisering som "decentral afvanding", af tabeltekniske grunde. I sidste del af tabellen er der tale om ton våd vægt.

7.2.9 Virksomhedsøkonomisk regneeksempel på genvinding af fosfor fra slamaske på Kommunekemi

I nedenstående tabel ses en samlet beregning for genanvendelse af fosfor, baseret på udviklingsprojekter på Kommunekemi. Tabellen er udarbejdet af Kommunekemi, og har ikke relation til den samfundsøkonomiske model, men skal ses som et eksempel.

	Kr. pr. ton aske modtaget
Indtægt fra aske modtaget hos Kommunekemi	600
Variable omkostninger ved udvinding af P	-1287
Faste omkostninger ved udvinding af P	-225
Afskrivning og forrentning af arealer og bygninger	-150
Indtægt fra salg af fosforprodukt	1370,4
I alt	308,4

Kilde: Kommunekemi 2012. Asken er ikke afgiftsbelagt, når den bruges til genvinding af fosfor, men et evt. restprodukt, som bliver leveret til deponi efterfølgende er belagt med affaldsafgift.

Uddybende tabeller pr. scenarie

Herunder beskrives hovedelementerne i scenarierne i tabel med hvert scenarie for sig.

Scenarie 1. Decentralt afvandet slam direkte til landbrug	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Decentral afvanding til 25 %	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: 898
Lagring i op til 9 mdr.	100
Markedsbestemt afsætning inkl. transport	600
Eksternaliteter eks. emissioner	19
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 145
Nettoafgift	559
Skatteforvridning	0
I alt velfærdsøkonomi	2031

Scenarie 2. Decentralt afvandet slam som komposteres og derefter til landbrug	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Decentral afvanding til 25 %	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: 898
Kompostering	Afskrivning og forrentning 566 Variable omkostninger 401 I alt: 967
Markedsbestemt afsætning inkl. transport til landmænd og 10 km omkostningsbestemt transport til komposteringsanlæg	247
Eksternaliteter eks. emissioner	12
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 44
Nettoafgift	739
Skatteforvridning	26
I alt velfærdsøkonomi	2844

Scenarie 3. Ikke afvandet slam som mineraliseres og derefter til landbrug	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Mineralisering	Afskrivning og forrentning 1.165 Variable omkostninger 130 I alt: 1.295
Markedsbestemt afsætning inkl. transport	210
Eksternaliteter eks. emissioner	7
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 303
Nettoafgift	527
Skatteforvridning	- 5
I alt velfærdsøkonomi	1731

Scenarie 4. Decentralt afvandet slam til 6 % TS direkte til afsætning på biogasfællesanlæg	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Decentral afvanding til 6 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 150 Omkostninger til energiforbrug 19 I alt: 595
Markedsbestemt afsætning inkl. transport	2250
Eksternaliteter eks. emissioner	141
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 325
Nettoafgift	996
Skatteforvridning	74
I alt velfærdsøkonomi	3.732

Scenarie 5. Decentralt afvandet slam til 6 % TS via centralt anlæg til udrådning og forbrænding	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Decentral afvanding til 6 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 150 Omkostninger til energiforbrug 19 I alt: 595
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 * 0,68 =$ 610
Forbrænding	Kapitalomkostning og forrentning 1.686 Driftsomkostning 880 I alt $*0,68$ 1.745 Energi - 66
Slutdisponering (deponi). Inklusiv salg af fosfor ⁵¹	92
Transport	404
Eksternaliteter eks. emissioner	143
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-105
Nettoafgift	1426
Skatteforvridning	156
I alt velfærdsøkonomi	5695

⁵¹ Indtægt fra salg af fosfor på verdensmarkedet indgår implicit i denne og er sat til 600 kr. pr. ton TS, ved en verdensmarkedspris på 20 kr./kg.

Scenarie 6. Decentralt afvandet slam til 25 % TS til forbrænding på slamforbrændingsanlæg	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Decentral afvanding til 25%	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: 898
Ekstra Central afvanding til 30 % TS inden indfyring i forbrændingsanlæg	221
Transport	111
Forbrænding	Afskrivning og forrentning 1686 Driftsomkostninger 880 I alt *0.68 1745
Samlede enhedsnettoomkostninger fra energi (bemærk at mængden er anderledes her og derfor ikke - 66 kr. som i de andre scenarier)	- 151
Deponi inkl. salg af fosfor ⁵²	135
Eksternaliteter eks. emissioner	39
Miljøeffekter ej kvotebelagte	11
Nettoafgift	1351
Skatteforvridning	142
I alt velfærdsøkonomi	5.404

⁵² Indtægt fra salg af fosfor på verdensmarkedet indgår implicit i denne og er sat til 600 kr. pr. ton TS, ved en verdensmarkedspris på 20 kr./kg.

Scenarie 7. Centralt afvandet slam direkte til landbrug	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 \cdot 0,68 =$ 610
Transport inkl. slutdisponering	338
Lagring	68
Eksternaliteter eks. emissioner	11
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-314
Nettoafgift	497
Skatteforvridning	0
I alt velfærdsøkonomi	1.613

Scenarie 8. Centralt afvandet slam til kompostering og derefter til landbrugsjord	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 \cdot 0,68 =$ 610
Markedsbestemt transport inkl. slutdisponering (og desuden inkl. 10 km omkostningsbestemt transport til komposteringsanlæg)	177
Kompostering	Kapitalomkostninger 566 Driftomkostninger 401 I alt (*0,68): 658
Eksternaliteter eks. emissioner	8
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-221
Nettoafgift	647
Skatteforvridning	21
I alt velfærdsøkonomi	2.305

Scenarie 9. Centralt afvandet slam til tørring og derefter medforbrænding på alm. affaldsforbrændingsanlæg	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning :426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 * 0,68 =$ 610
Tørring til 90 % TS (Eks. energiforbrug som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 1.067 Driftsomkostninger 1.150 I alt (*0,68) 1.508
Nettoenhedsomkostning energi til tørring	413
Transport inkl. slutdisponering	122
Eksternaliteter eks. emissioner	1
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 119
Nettoafgift	1070
Skatteforvridning	108
I alt velfærdsøkonomi	4.119

Scenarie 10. Centralt afvandet slam til tørring og derefter medforbrænding på industrianlæg	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: 898*0,68= 610
Tørring til 90 % TS (Eks. energiforbrug, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 1.067 Dri ftsomkostninger 1.150 I alt (*0,68) 1.508
Nettoenhedsomkostning Energiforbrug	413
Transport inkl. slutdisponering	113
Eksternaliteter eks. emissioner	7
Miljøeffekter ej kvotebelagte	- 64
Nettoafgift	1067
Skatteforvridning	108
I alt velfærdsøkonomi	4165

Scenarie 11. Centralt afvandet slam til tørring og derefter på landbrugsjord	Enhedsomkostninger i model, kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 * 0,68 =$ 610
Tørring til 90 % TS (Eks. energiforbrug, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 1.067 Driftsomkostninger 1.150 I alt (*0,68) 1.508
Nettoenhedsomkostning Energiforbrug (tørring)	413
Lagring(tørret slam inden udbringning)	20
Transport inkl. slutdisponering	113
Eksternaliteter eks. emissioner	4
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-434
Nettoafgift	1071
Skatteforvridning	89
I alt velfærdsøkonomi	3792

Scenarie 12. Centralt afvandet slam til slamforbrænding med fosforudnyttelse	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	-659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: 898*0,68= 610
Forbrænding	Afskrivning og forrentning 1.686 Driftsomkostning 880 I alt 1.745
Nettoenhedsomkostning Energi(forbrænding)	-66
Transport	4
Deponering ⁵³	92
Eksternaliteter eks. emissioner	1
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-194
Nettoafgift	976
Skatteforvridning	93
I alt velfærdsøkonomi	3.673

⁵³ Indtægt fra salg af fosfor på verdensmarkedet indgår implicit i denne og er sat til 600 kr. pr. ton TS, ved en verdensmarkedspris på 20 kr./kg.

Scenarie 13. Centralt afvandet slam til slamforbrænding uden fosforindvinding	Enhedsomkostninger i model kr./ ton TS (I forhold til oprindeligt ton TS fra renseanlæg, faktorpriser)
Central udrådning (uden indtægter fra energiproduktion, som fremgår nedenfor)	Afskrivning og forrentning 763 Variable omkostninger 300 I alt: 1.063
Indtægter fra energiproduktion (udrådning)	- 659
Central afvanding til 30 % TS	Afskrivning og forrentning 426 Variable omkostninger 420 Omkostninger til energiforbrug 51 I alt: $898 * 0,68 =$ 610
Forbrænding	Afskrivning og forrentning 1.686 Driftsomkostning 880 I alt $* 0,68$ 1.745
Nettoenhedsomkostning Energi (forbrænding)	-66
Transport	4
Deponering	31
Eksternaliteter ekskl. emissioner	1
Miljøeffekter ej kvotebelagte	-92
Nettoafgift	955
Skatteforvridning	90
I alt velfærdsøkonomi	3.690

Bilag 8: Review på LCA

8.1 Kritisk gennemgang af livscyklusdelen af rapporten ”Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam”

Af Anders Schmidt og Nanja Hedal Kløverpris
FORCE Technology, Afdelingen for Anvendt Miljøvurdering
Oktober 2012

Reference

Den kritiske gennemgang er foretaget efter retningslinjerne i

- ISO 14040 (2006): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework
- ISO 14040 (2006): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines

Omfang af den kritiske gennemgang

Formålet med den kritiske gennemgang er at vurdere, om

- Metoderne til at udføre livscyklusvurderingen er i overensstemmelse med ISO-standarderne på området
- Metoderne anvendt til at udføre livscyklusvurderingen er naturvidenskabeligt og teknisk gyldige
- De anvendte data er hensigtsmæssige og fornuftige i forhold til vurderingens formål
- Fortolkningen afspejler de identificerede begrænsninger og vurderingens formål
- Vurderingsrapporten er gennemskuelig og konsekvent

Gennemgangen er ekstern, foretaget af to erfarne LCA-praktikere fra FORCE Technology. I princippet skal både erklæringen fra reviewerne, udøvernes kommentarer og eventuelle svar på anbefalingerne fra de personer, der forestår reviewet medtages i LCA-rapporten.

Gennemgangen omfatter ikke en analyse af den LCA-model, der er anvendt i beregningerne. Gennemgangen omfatter heller ikke en verifikation af enkelte datasæt, men der har i review-forløbet været en dialog omkring valg af datasæt og disses indhold/kvalitet.

Processen for den kritiske gennemgang

Den kritiske gennemgang er sket i fire trin:

- Trin 1: Gennemgang af ”Formål og afgrænsning” (marts, 2012)
- Trin 2: Gennemgang i forbindelse med afslutning af dataindsamling (juni, 2012)
- Trin 3: Gennemgang af den foreløbige rapport ”Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse af anvendelse af slam” (August, 2012)
- Trin 4: Gennemgang af den endelige rapport. Denne gennemgang omfattede, foruden udarbejdelse af det afsluttende *review statement*, også telefonisk kontakt mellem reviewerne, Miljøstyrelsen og konsulenterne med henblik på at afklare, om der var metode- og datamæssigt grundlag for nogle af de konklusioner, der var draget omkring toksiske og økotoksiske belastninger.

De to første trin i den kritiske gennemgang havde primært fokus på sammenhængen mellem datakilder, datakvalitet og valg af følsomhedsanalyser, med henblik på at sikre, at projektet i den sidste ende ville kunne præsentere en fortolkning og nogle konklusioner, der i videst muligt omfang opfyldte projektets overordnede formål.

Det tredje review blev gennemført på en rapport, der ikke indeholdt en sammenfatning, og som i al væsentlighed også manglede en fortolkning af basisscenariet og følsomhedsanalyserne i henhold til projektets formål og afgrænsning, under hensyntagen til den opnåede datakvalitet. Disse mangler er efter reviewernes mening en væsentlig årsag til, at der var behov for diskussioner mellem parterne før det afsluttende review statement er blevet færdiggjort.

Det skal i denne forbindelse bemærkes, at der gennem hele den øvrige proces har været en god dialog mellem parterne, og konsulenterne har blandt andet taget hensyn til og/eller udarbejdet fyldige svar på de kommentarer og forslag, som reviewerne har givet i processen.

Overordnet vurdering

Anvendte metoder

De anvendte metoder vurderes som udgangspunkt at være i fuld overensstemmelse med ISO-standarderne. Det gælder både den generelle tilgang omkring afgrænsning af vurderingen og de specifikke metoder, der er anvendt til at vurdere de udvalgte kategorier af miljøbelastninger.

Den danske UMIP-metode er det gennemgående valg til vurdering af globale og regionale belastninger. UMIP er velkendt og anerkendt – også internationalt – og i forhold til den overvejende danske målgruppe for resultaterne er det et naturligt valg. Til vurdering af toksiske og økotoksiske belastninger er det valgt at bruge USETox, der generelt anses for at være den bedst egnede metode til vurdering af disse belastninger. Som det fremgår af rapporten – og reviewets kommentarer til rapportens fortolkninger – er metoden dog ikke egnet til formålet for den nærværende undersøgelse.

Datakilder og datakvalitet

Vurderingen er baseret på data fra anerkendte databaser med hensyn til produktion af virgine råvarer, modificerede database-data med hensyn til oparbejdning til sekundære råvarer og specifikke data for forskellige affaldsteknologier, der forventes at blive berørt af en systemændring.

De trufne valg er betinget af de overordnede rammer for projektet, og det erkendes i rapporteringen, at der er en del usikkerhed omkring både de geografiske og specielt de tidsmæssige rammer for vurderingen. I princippet skal resultaterne være gældende i 2020, og det kan derfor være problematisk at anvende data, der er etableret i 2000 – eller måske endda tidligere – således som det er tilfældet for en række centrale processer.

Projektets følsomhedsanalyser giver en supplerende vurdering af resultaternes robusthed, men de kan af praktiske grunde ikke omfatte en fremskrivning af hverken (fortrængt) primær eller (induceret) sekundær produktion af de materialer, der vil blive indsamlet og genanvendt.

Det er derfor vigtigt, at projektets resultater ses i lyset af den opnåede datakvalitet, således som den f.eks. fremgår af Tabel 23.

Fortolkning

Overordnet set giver rapporten en reel beskrivelse af, hvordan forskellige metoder til håndtering af spildevandsslam belaster miljøet. Der drages også fornuftige konklusioner på en række områder, om end de virker meget generelle. Dette skal naturligvis ses i lyset af, at der i en undersøgelse af mange behandlingsmåder, hvor der indgår en bred vifte af vurderingsparametre, ikke kan forventes en entydig konklusion.

Når dette er sagt, kunne rapporten dog godt indeholde en mere udførlig diskussion af de vigtigste elementer i vurderingen. Formålet med at normalisere resultaterne på den måde, der foreskrives i UMIP-metoden, er at hjælpe brugeren til at danne sig et indtryk af de relative størrelser af de

udregnede effektpotentialer og ressourceforbrug. Det fremgår af figur 25 og 26, at næringssaltbelastning er den vigtigste miljøeffekt ved håndtering af spildevandsslam med et meget stort positivt bidrag i nogle scenarier, mens der er et negativt bidrag i andre. Drivhuseffekten fremstår som væsentligt mindre vigtig, men får alligevel en fremtrædende plads i fortolkningen. Med det store politiske fokus på klimaforandringer er dette måske naturligt i de fleste LCA'er, men man bør efter reviewernes mening primært fokusere mere på næringssaltbelastning og sekundært analysere de *trade-offs*, der måtte være i diverse scenarier.

Efterfølgende adderes de forskellige ikke-toksiske belastninger til et samlet resultat for hvert scenarie, hvilket giver mulighed for at sammenligne scenarierne ved brug af et enkelt tal. Dette giver efter reviewernes mening ikke et godt fagligt fundament for at arbejde videre med resultaterne i en politisk proces, og det understreges at denne fremgangsmåde ikke på noget tidspunkt har været en del af den samlede UMIP-metode.

Vurderingen af human toksicitet (non-cancer) afspejler efter reviewernes mening ikke virkeligheden, og reviewerne har derfor i et tidligere review foreslået at udelade disse resultater fra rapporten og ikke forsøge på at drage konklusioner ud fra dem.

Baggrunden for reviewernes forslag er, at beregningerne i USETox viser at bidraget til human toksicitet (non-cancer) er meget højt, faktisk svarende til omkring 90% af den samlede sundhedsbelastning af den danske befolkning. En meget stor del af dette bidrag stammer fra slammets indhold af zink. Rapporten skriver i både i sammenfatning, rapporttekst og konklusioner, at resultaterne "... indikerer, at human toksicitet for ikke-kræftfremkaldende stoffer kan være meget væsentlig". Efterfølgende understreges det, at optaget af zink er kraftigt overestimeret i beregningerne, der derfor er meget usikre. Det vurderes derfor, at "USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer ikke er egnet til toksicitetsvurdering for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord".

Reviewerne er enige i den ovenstående vurdering af USETox-metoden, og har overfor rapportens forfattere fremført, at man på denne baggrund ikke kan anvende resultaterne i den givne sammenhæng og derfor bør lade være med at præsentere og fortolke dem i rapporten.

Det følger indirekte af ovenstående, at hvis bidraget fra zink ikke medregnes i resultaterne, vil bidraget fra andre kilder, f.eks. diverse tungmetaller og måske også miljøfremmede stoffer, blive relativt mere betydende. Dette element i en vurdering er ikke undersøgt, sandsynligvis fordi der har været et ensidigt fokus på zink i hele forløbet.

Der tages i de ovenstående bemærkninger ikke stilling til, om der er en betydende belastning af menneskers sundhed fra udbringning af slam med indhold af bl.a. zink og miljøfremmede stoffer, kun at den anvendte metode ikke kan anvendes til formålet. Med i billedet hører imidlertid også, at en norsk risikovurdering, der gengives summarisk i rapporten, konkluderer at der ikke er en betydende risiko for den almindelige befolkning ved udbringning af slam på landbrugsjord. I rapporten oversættes udtrykket "ikke en betydende risiko" med udtrykket "meget lille risiko", hvilket efter reviewernes mening er unødvendigt upræcist.

Tilsammen giver de ovenfor beskrevne valg af formuleringer efter reviewernes mening et noget misvisende indtryk af resultaterne. Formelt set lever rapporten således ikke op til de overordnede krav i ISO 14044 om at "de anvendte metoder skal være teknisk gyldige" og at "fortolkningerne skal afspejle de identificerede begrænsninger og vurderingens formål".

Rapportering

Projektet er en omfattende vurdering af en bred vifte af scenarier, der på forskellig måde er realistiske i en samlet behandling af spildevandsslam.

Rapporten giver et godt overblik over de behandlingsmåder, der er undersøgt, herunder en detaljeret beskrivelse af forudsætningerne for beregningerne i form af teknologibeskrivelser og den basale dokumentation for de flows og andre værdier, der indgår i beregningerne. Bilagsrapporten giver et meget detaljeret og velstruktureret overblik over alle datakilder og de informationer, der er anvendt. Ligeledes giver bilagsrapporten også en detaljeret præsentation af, hvilke elementer der bidrager mest til belastningen i de enkelte effektkategorier.

Der er således tale om en meget gennemsigtig rapportering med et detaljeringsniveau, der sikrer at alle aktører har den fornødne viden om alle forudsætninger for beregningerne. Det er derfor kun de nævnte forbehold omkring fortolkning af resultaterne, der giver anledning til kritiske bemærkninger i reviewet.

Konklusion

Reviewerne konkluderer, at alle grundlæggende elementer i undersøgelsen er gennemført i overensstemmelse med ISO 14040 og ISO 14044, med anvendelse af systemgrænser og forudsætninger, der er repræsentative for den problematik, der undersøges. Efter reviewernes mening viser fortolkningen af resultaterne at en af de anvendte metoder formelt set ikke lever op til standardernes krav til den tekniske gyldighed. Fortolkningen afspejler derfor ikke fuldt ud de identificerede begrænsninger, idet den adresserer resultater, der ikke er teknisk gyldige.

Undersøgelsen er i øvrigt meget omfattende og har et højt detaljeringsniveau, hvilket sikrer at projektet kommer rundt omkring en bred vifte af relevante problemstillinger. En del af disse kan kun vurderes med en forholdsvis stor usikkerhed, hvilket også fremgår på forskellig måde i præsentationen af resultater.

Lyngby, oktober 2012

Anders Schmidt
Senior projektleder, Ph.D.

Nanja Hedal Kløverpris
Projektleder, M. Sc.

8.2 Svar på kritisk gennemgang på LCA

Revieweren på LCA delen har givet sit 4. og sidste review på LCA beregningerne og metodikken bag. COWI svarer i dette afsnit på reviewerens kritiske kommentarer. COWI har søgt at uddrage essensen af kommentarerne i kortfattede citater (præsenteret i tekstbokse med kursiv). Læseren henvises til reviewerens fulde kommentar i Bilag 8.1.

"Vurderingen af human toksicitet (non-cancer) afspejler efter reviewernes mening ikke virkeligheden, og reviewerne har derfor i et tidligere review foreslået at udelade disse resultater fra rapporten og ikke forsøge på at drage konklusioner ud fra dem."

COWI er enig med revieweren, i at resultaterne for toksicitet ikke virker rimelig. COWI har dog valgt at præsentere resultaterne fra toksicitetsberegningerne i interval, da det netop er dette emne, som der er stor interesse omkring, samtidig med at vise at resultaterne er behæftet med meget stor af usikkerhed, som intervallerne indikerer. Det fremgår også af rapporten, at resultatet er misvisende, sandsynligvis på grund af overestimerede karakteriseringsfaktorer.

"I rapporten oversættes udtrykket "ikke en betydende risiko" med udtrykket "meget lille risiko", hvilket efter reviewernes mening er unødvendigt upræcist."

Det er muligt, at oversættelserne kunne være gjort mere præcise. COWIs fortolkning for "meget lille risiko" dækker dog over flere formuleringer i den refererede rapport, heriblandt "*Tilleggsinntaket av metaller ... er estimert til å være veldig lavt*", "*Beregningerne indikerer en lav økning i human eksponering ... tilleggsbidraget er av neglisjerbar risiko for forbrukerne*", "*risiko forbundet med denne eksponering (Børn som spiser jord) er lav*" og "... liten risiko for jordøkosystemet."

"Tilsammen giver de ovenfor beskrevne valg af formuleringer efter reviewernes mening et noget misvisende indtryk af resultaterne. Formelt set lever rapporten således ikke op til de overordnede krav i ISO 14044 om at "de anvendte metoder skal være teknisk gyldige" og at "fortolkningerne skal afspejle de identificerede begrænsninger og vurderingens formål".

COWI har anvendt, hvad COWI og revieweren troede var det mest opdaterede værktøj til toksicitetsvurdering. Værktøjet har med de nuværende karakteriseringsfaktorer måske vist sig, at være ikke velegnet til formålet. COWI har forholdt sig til og fortolket resultatet, og rapporten fremhæver gentagne gange, at resultatet ikke er pålideligt, hvorfor COWI mener, at ISO kravene er opfyldt.

COWI har dog på baggrund af den kritiske gennemgang valgt at fjerne USEtox resultatet fra selv sammenfatningen og blot pointere, at det er fundet, at USEtox med de nuværende karakteriseringsfaktorer ikke er velegnet til toksicitetsvurdering for udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord.

Bilag 9: Review på samfundsøkonomi

9.1 Kommentarer til ”Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af slam”- Trinn 4; Hovedrapport.

Kommentarer på COWIs svar på min 3dje review. (Nummereringen tilsvarer nummereringen i mitt 3dje review og i COWIs svar).

Kapitel 6.

1. Jeg etterlyste en beskrivelse av fordelingsmessige konsekvenser for kommuner og slambehandlingsvirksomheter (som det ble lovet i 6.1.3).

Svaret fra COWI var som følger: *Dette er gjort og beskrevet tydeligere i seneste version af rapporten. Se bl.a. hovedkonklusjoner på side 119.*

Dette er ikke et tilfredsstillende svar. For det første må de forklar hvor i teksten dette er gjort. For det andre kan jeg ikke se at dette er gjort. I rapportens hovedkonklusjoner s 120 omtales velferdsøkonomiske konsekvenser. Dette er ikke det samme som direkte økonomiske virkninger for kommuner og slambehandlingsvirksomheter. Det bør gjøres et tydeligere skille mellom fordelingsmessige konsekvenser og velferdsøkonomiske konsekvenser. Er det kap 8.3 som dekker fordelingsmessige konsekvenser ?

2. Jeg etterlyste en bedre argumentasjon og for beregningen av CO2 kostnadene.

CowI har nå endret beregningen av CO2 kostnadene.

Miljøkostnadene er nå inndelt i kvoteomfattet og ikke kvoteomfattet. En del av miljøeksternalitetene (de i kvoteomfattet sektor) er i følge rapporten ikke verdsatt fordi ”kvotekostningene inngår i prisene på forbrukt og fortrengt energi” (s105).

Jeg forstår fremdeles ikke argumentasjonen rundt deres beregninger.

A. Påstanden om at ”kvotekostningene inngår i prisene på forbrukt og fortrengt energi” (s 105) er delvis misvisende. Slik jeg forstår beregningene er det ikke konsistens mellom kvotekostnader og sluttbrukerpriser på energi. I tabell 35 fremgår det at det brukes prisnivå for 2012 for energi. Kvotepreisen er antatt å være 226 kr per tonn, altså mye høyere enn dagens kvotepris. Ideelt sett burde el priser vært til 2020 når CO2 prisene er det. Høyere co2 priser overveltes i elprisene og en vil derfor få høyere elpriser jo høyere co2 priser. (denne effekten gjelder selvfølgelig både for kvotebelagte og ikke kvotebelagte sektorer) Det bør fremgå av rapporten hvordan en mener det er best å forholde seg til denne inkonsistensen i modelleringen. (det er mulig det har lite å si for resultatet ang. rankingen). Ved å ikke ta hensyn til økte elpriser som følge av økte co2 priser vil en undervurdere den positive effekten av redusert elforbruk.

B. I følge *Finansministeriets veiledning* skal kvotebelagt og ikke kvotebelagt utslipp behandles likt (s.37) Det betyr at alle *direkte utslipp* av drivhusgasser fra de ulike behandlingsformene skal tilskrives en (miljø)kostnad på 226 kroner per tonn CO2 ekvivalent. (Redusert utslipp = gevinst på

226 kroner per tonn). Jeg forstår derfor ikke rapportens skille mellom kvotebelagt og ikke kvotebelagt i Figur 57 og tabell 41. (Jeg forstår det slik at Tabell 41 er en presisering av de to grønne feltene i Figur 57.). Jeg forstår dermed heller ikke siste setning i første avsnitt på side 119 om at "Det ses at positive.....".

Merk at selv om EUs kvotesystem innebærer at utslippene er gitte, så betyr ikke det at kostnadene ved utslipp er 0. Kostnadene ved direkte utslipp er lik i kvoteprisen. Det er den prisen som bør føres opp som "miljøkostanden" ved utslipp (gevinst ved utslippsreduksjoner). Ved et velfungerende kvotemarked vil den som er ansvarlig for utslippene også betale for denne "miljøkostnaden". (se E under)

C. Tittelen på tabell 41 er "Miljøomkostninger med og uten *kvotedirektiv*". Den er misvisende dersom det er miljøeffekter *i og utenfor kvotebelagt sektor* det dreier seg om.

D. Merk også at alle utslipp i EU er gitte for 2020 (både i og utenfor EUs kvotesystem) i henhold til EUs 20/20/20 – target. (og innrapporteringen til Klimaforhandlingene i Copenhagen Accords Appendix).

E. En kan selvfølgelig argumenter for at direkte utslipp fra kvotebelagte sektorer ikke skal klassifiseres som en "miljøkostnad", men som en innsatsfaktor (kvotekjøp). Og netto utslipps reduksjoner som en ekstra inntekt.

F. Oppsummering punkt 2:

Det bør legges noe mer arbeid i å forklare hvorfor EASEWASTE - miljøeffektene må korrigeres for å være egnet til å verdsette miljøkostandene i et *kvotesystem*. (s.105). Punkt A ovenfor må adresseres.

Forklar bedre skillet mellom kvotebelagt og ikke kvotebelagt i Figur 57 og tabell 41. (se også punkt D).

7. Det er greit at dere antar at prisen skal stige igjen, men det kan ikke stå at "prisen for fosfor har vært stigende i de seneste år", når den faktisk har falt det seneste året.

Øvrige punkter i mitt Review 3 er besvart tilfredsstillende.

Nytt punkt:

Hva er det grønne feltet i figur 59? Det er ikke navngitt i Figuren.

Kvotekostanden ved direkte utslipp kan inkluderes i budgetøkonomiske konsekvenser.

9.2 Svar fra COWI til 4. kritiske review af den samfundsøkonomiske analyse:

Punkt 1. Der er ikke fordelingsmæssige ændringer af betydning. Der er nu givet en lidt uddybende forklaring på dette i kapitel 8.3.

Punkt 2., A-F, er udløber af en faglig diskussion, som også var en del af forrige reviews. I den rapportudgave, som blev sendt til 4. review, var metodetilgangen ændret for at imødekomme

reviewers synspunkter. 4. review afspejler dog, at metodeændringen ikke var beskrevet i rapporten fyldestgørende nok. Derfor var der en efterfølgende en dialog med reviewer, med følgende hovedindhold:

- Mht. kvote/ikke-kvotebelagt har vi nu prøvet at skrive det endnu mere tydeligt, hvilke forudsætninger der er gjort.
- Vi mener, at vi følger Finansministeriets vejledning ved, at værdien af såvel kvote- som ikke-kvote belagt fossil CO₂-udledning medregnes, godt nok ikke som et separat punkt under "miljøomkostninger", men som et omkostningselement i energipriserne, og vi læser dit review sådan, at du ikke er uenig i dette princip.

Reviewer har efterfølgende pr. mail erklæret sig enig i de justerede formuleringer i rapportteksten.

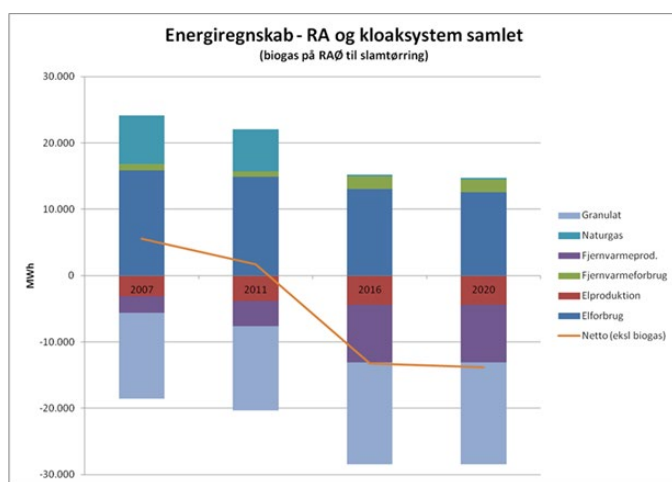
Punkt 7. Forklaring vedr. valg af fosforpris på 20 pr. kg. fosfor i 2020 blev yderligere udbygget i rapportens kapitel 7.

Bilag 10: Indkomne bemærkninger til slutrapporten

I forbindelse med kommentering af udkast til den endelige rapport er der modtaget følgende kommentarer:

10.1 Kommentarer fra Aalborg Forsyning, Kloak A/S

Folketinget har vedtaget en Energiaftale i marts 2012. Med Energiaftalen er der sikret bred politisk opbakning til en ambitiøs grøn omstilling med fokus på at spare på energien i hele samfundet og få mere vedvarende energi i form af flere vindmøller, mere biogas og mere biomasse. Dette arbejder vi i Aalborg Forsyning, Kloak A/S også ud fra, som forventer at anvende biogas til tørring af slam i stedet for naturgas. Til at illustrere dette, har vi vedlagt en figur, der viser energiregnskabet for Aalborg Forsyning, Kloak A/S. Heraf ses bl.a. at vi forventer at anvende biogas til tørring af slam i stedet for naturgas.



I forhold til livscyklusvurderingen og den samfundsøkonomiske vurdering af tørring af slam og medforbrænding ved en industri som f.eks. Aalborg Portland, har vi nogle bemærkninger til den manglende illustration af den fleksibilitet som Aalborg Forsyning, Kloak A/S opnår ved den slamstrategi, hvor slammet tørres og nyttiggøres.

- Vurderingerne burde tage højde for, at der opnås et produkt med en høj grad af fleksibilitet til et allerede eksisterende marked.
- Tørret slam har en værdi som biobrændsel, idet det anvendes til erstatning af fossile brændsler hos industrien. Restproduktet (uorganisk fraktion) indbygges i produkter, og der er således intet til deponi.
- Vurderingerne burde indeholde skift i energikilden til slamtørringen - set i relation til regeringens energimål og vores egne mål, hvor vi erstatter naturgas i slamtørringen med biogas inden 2020. Udfasning bliver allerede gennemført i 2016 jævnfør ovenstående figur.
- Ved slamtørringen produceres der også varme, der kan være med til at forbrug af fjernvarme til opvarmning af bygninger og rådnetanke mindskes.
- M.h.t. fosfor er det stadigvæk muligt at indvinde fosfor inden slamtørringen. Det kan f.eks. ske ved at behandle rejektvandet fra slamafvandingen, således at fosforen udfældes som et mineral (struvit). Slamtørring undlader ikke muligheden for at udnytte fosfor forinden.

10.2 Kommentarer fra BGORJ

Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål (BGORJ) har følgende kommentarer til den endelige rapport "Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam", version den 9. januar 2013, som vi fortsat ønsker indarbejdet i rapporten eller alternativt medtaget som bilag til rapporten.

- Indledningsvis oplyses det i rapporten, at 52% af dansk spildevandsslam slutdisponeres på landbrugsjord. En nyere undersøgelse udført af BGORJ i 2012 har vist, at hele 77 % af alt dansk spildevandsslam i dag bliver nyttiggjort på landbrugsjord.
- De vurderede scenarier er konstrueret som optimerede situationer i en fremtid omkring år 2020. Det har medført, at der på en række punkter er foretaget nogle skøn for, hvorledes forholdene er på området i 2020. På andre områder er der taget udgangspunkt i, hvorledes praksis er i dag. Denne fremskrivning til år 2020 er med til at øge usikkerheden af de fremkomne resultater.
- Det er i rapporten antaget, at slam fra store anlæg er udrådnat og afvandet til et tørstofindhold på 30 %. Dette er efter vores vurdering en meget høj tørstofprocent for udrådnat og afvandet spildevandsslam. En stikprøve mht. tørstofprocenten for slam fra 46 rensningsanlæg fordelt over hele landet (godt 100.000 tons vådvægt) viser, at den gennemsnitlige tørstofprocent i dag er omkring 22 %. Det er således efter BGORJ's vurdering urealistisk at tro, at det gennemsnitlige indhold af tørstof for alle store rensningsanlæg i Danmark senest år 2020 vil være 30 %. Den for højt estimerede tørstofprocent vil medføre mere usikre resultater.
- Afsnittet vedr. toksicitet (5.2.2.2) viser beregningerne i rapporten, at alle scenarier, hvor spildevandsslammet slutdisponeres på landbrugsjord, har et højt bidrag til toksicitet. Det kædes sammen med indholdet af zink, som er et essentielt plantenæringsstof. I den anvendte model – USEtox – antages det, at udbragt zink optages i planterne, og således belaster resultaterne. Som afslutning på afsnittet anføres det, at "Dog må det understreges, at den faktiske biotilgængelighed og dermed optaget af zink er kraftigt overestimeret i beregningerne. Det vurderes derfor, at med de nuværende karakteriseringsfaktorer er uegnet til en toksicitetsvurdering udbringning af spildevandsslam på landbrugsjorde." Efter BGORJ's vurdering er det, at det fremvises en række resultater grafisk, som i værste fald er direkte. En hurtig gennemskimming af rapporten vil ikke give læseren denne vigtige information.

Bilag 11: Oversigt af vurderede scenarier:

Foldud oversigt:

Slam fra mindre anlæg, som har undergået en aerob stabilisering:

1. Afvanding til ca. 25 % TS og direkte anvendelse på landbrugsjord
2. Afvanding til ca. 25 % TS, kompostering og anvendelse på landbrugsjord
3. Mineralisering og anvendelse på landbrugsjord
4. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og biogasfællesanlæg og anvendelse på landbrugsjord
5. Forafvanding til ca. 6,5 % TS og transport til et centralt renseanlæg med udrådning og slamforbrænding med inkl. fosforudvinding fra aske
6. Afvanding til ca. 25 % TS og transport til central slamforbrænding inkl. fosforudvinding.

Slam fra større anlæg, hvor slammet består af både primær slam og sekundært slam. I alle scenarier undergår slammet først udrådning og afvanding til 30 % TS:

7. Direkte anvendelse på landbrugsjord
8. Kompostering og anvendelse på landbrugsjord
9. Tørring og til forbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg
10. Tørring og til medforbrænding (Aalborg Portland)
11. Tørring og til landbrugsjord
12. Dedikeret slamforbrænding, inkl. fortørring, med fosforudvinding fra slamaske
13. Dedikeret slamforbrænding inkl. Fortørring men uden fosforudvinding fra slamaske (deponering)
14. Tørring af slam på Kommunekemi og udnyttelse på forgasningsanlæg inkl. fosforudvinding (*kun miljøvurderin*

Resume af projektet/rapporten Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam

Der produceres ca. 145.000 tons slam (målt som tørstof) om året fra de kommunale og private rensningsanlæg. Heraf udsprede ca. 52 % på landbrugsjorden, ca. 24 % forbrændes, ca. 12 % slammineraliseres, mens resten (ca. 12 %) har anden anvendelse (eksport mv.)

I projektet er konsekvenserne (fordele og ulemper) af 13 forskellige behandlingsformer for behandling af spildevandsslam vurderet mht. miljø, ressourcer og økonomi, suppleret med alene en miljøvurdering af en 14. behandlingsform, som pt. ikke etableret, men en mulig (kommende) løsning, såfremt fosfor skal udvindes fra asken ved forbrænding af spildevandsslam. Scenarierne er fremkommet ved en dialog med forsyningsselskaber mv. Behandlingerne består i 1) udbringning på landbrugsjord (direkte eller efter kompostering, slammineralisering eller bioforgasning af slammet), 2) forbrænding med eller uden fosforindvinding af asken, eller 3) tørring, forgasning og fosforindvinding. Der betragtes to typer slam, som typisk produceres på henholdsvis mindre renseanlæg og på større, centrale anlæg.

Miljøvurderingen er foretaget som en livscyklusvurdering. Resultaterne viser de potentielle miljøpåvirkninger, som under visse særlige omstændigheder kan forventes at indtræffe. Miljøvurderingen viser, at der ikke er et enkelt scenarie, som er bedst i alle miljøkategorier, og som uden forbehold kan siges at have den bedste miljøprofil. Der kan derfor ikke udpeges ét scenarie, der miljømæssigt set er det foretrukne. Det gælder dog generelt, at det må foretrækkes at udrådne slammet og udnytte energien fra den producerede biogas, da der herved produceres el og varme, som fortrænger fossilt baseret energi. Hvis slammet udgør en risiko for miljø og sundhed, fordi indholdet af tungmetaller er for højt, vil slammet blive forbrændt, som det i dag sker f.eks. på Lynetten. Hvis slammet skal forbrændes, er det miljømæssigt en fordel at udvinde fosforen fra asken. I de scenarier, hvor fosfor nyttiggøres, spares typisk en mængde virgint fosfor på ca. 30 kg. pr. ton tørstof slam.

Den samfundsøkonomiske vurdering viser, at slammineralisering er den billigste behandlingsform ved decentral behandling på mindre anlæg (decentral behandling), mens slamforbrænding er dyrest. Direkte udbringning på landbrugsjord er den billigste behandlingsform ved central behandling, og slamforbrænding er også her dyrest. Slamforbrænding på dedikerede slamforbrændingsanlæg koster omtrent det samme, uanset om der sker udnyttelse af fosforen eller ej. Der skønnes således en meromkostning på kun ca. 60 kr./ton tørstof. Fosforindvinding af asken er dog en ny teknologi under udvikling, hvor der er stor usikkerhed på omkostningerne. De velfærdsøkonomiske omkostninger mellem scenarierne varierer mellem ca. 1.600 kr. og ca. 5.300 kr. pr. ton tørstof slam.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk