



# Livscyklusvurdering af disponering af spildevandsslam

Sammenligning af forskellige behandlingsmetoder

September 2008

# Livscyklusvurdering af disponering af spildevands-slam

Sammenligning af forskellige behandlingsmetoder

September 2008

Ref 08727406  
100028-4-PRP(2)

Version 2

Dato 2008-09-19

Udarbejdet af JTK

Kontrolleret af ANJ

Godkendt af PRP

Rambøll Danmark A/S  
Englandsgade 25  
DK-5100 Odense C  
Danmark

Telefon +45 6542 5800  
[www.ramboll.dk](http://www.ramboll.dk)

## Indholdsfortegnelse

<b>1.</b>	<b>Resume</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Indledning</b>	<b>2</b>
<b>3.</b>	<b>Livscyklusvurdering og metode</b>	<b>2</b>
<b>4.</b>	<b>Beskrivelse af scenarier</b>	<b>3</b>
<b>5.</b>	<b>Forudsætninger og data</b>	<b>3</b>
5.1	Sammensætning	3
5.2	Transport	4
5.3	Kompostering	4
5.4	Direkte anvendelse	6
5.4.1	Slamlagring	6
5.4.2	Anvendelse på landbrugsjord	6
5.4.3	Substitution af NPK	8
5.5	Forbrænding, Lundtofte	8
5.6	Forbrænding, Krüger "state-of-the-art"	10
5.7	Eksterne forudsætninger	11
5.7.1	Energi	11
5.7.2	Normalisering	11
<b>6.</b>	<b>Resultater</b>	<b>12</b>
6.1	Ikke-toksiske miljøeffekter	12
6.2	Toksiske miljøpotentialer samt 'ødelagt grundvand'	13
<b>7.</b>	<b>Følsomhedsvurdering</b>	<b>15</b>
<b>8.</b>	<b>Konklusion og vurdering</b>	<b>17</b>
<b>9.</b>	<b>Referencer</b>	<b>19</b>
<b>10.</b>	<b>Bilag</b>	<b>21</b>

## 1. Resume

Projektets formål er at klarlægge de potentielle ikke toksiske og toksiske miljøeffekter som forekommer ved 4 forskellige former for slutdisponering af spildevandsslam:

1. Oparbejdning ved kontrolleret kompostering og efterfølgende anvendelse på landbrugsjord
2. Direkte anvendelse på landbrugsjord
3. Forbrænding på eksisterende anlæg (Mølleåværket i Lundtofte) med efterfølgende deponering af asken
4. Forbrænding på fremtidig anlæg (Krüger "State-of-the-art") med efterfølgende udvinding af fosfor og deponering af asken.




**Samlet set er kompostering og anvendelse af kompost den mest optimale løsning både med hensyn til de ikke-toksiske miljøeffekter (herunder klimaeffekterne) og toksiske miljøeffekter. De toksiske miljøeffekter er dog behæftet med stor usikkerhed.**

Forskellene for udledning af drivhusgasser mellem kompostering og forbrænding ved et moderne Krüger "state-of-the-art" forbrændingsanlæg er ca. 100 kg per ton TS. På landsplan svarer denne forskel til ca. 8.000 ton CO<sub>2</sub> per år for den mængde på ca. 400.000 ton spildevandsslam, som potentielt kan anvendes til jordbrugsformål. Det svarer til den samlede miljøbelastning fra ca. 800 danskere. Ved den nuværende type forbrændingsanlæg, som findes i Lundtofte, ville CO<sub>2</sub>-udledningen fra forbrænding svare til en merudledning fra 5.500 danskere i forhold til at kompostere og anvende samme mængde slam til jordbrugsformål.

Der er også en væsentlig fordel ved kompostering i forhold til potentiel nærings saltbelastning af recipienter og grundvand da udledningen og nedsivning af nærings salt er væsentlig mindre ved anvendelse af kompost frem for anvendelse af kunstgødning.

De potentielle toksiske miljøeffekter er behæftet med meget stor grad af usikkerhed idet de helt generelt er meget følsomme for enkelte parametre. Miljøeffekterne bør vurderes ved en risikoanalyse.

Ses der bort fra forbrænding på den nuværende type forbrændingsanlæg som Lundtofte, er den samlede vurdering på grundlag af summen af miljøeffekter opgjort på personækvivalenter. Blå Smileys angiver en reduktion af miljøbelastningen i forhold til anvendelse af handelsgødning og grå Smileys en øget miljøbelastning.

Potentielle miljøeffekter	Personækvivalenter	Samlet vurdering
Kompostering	-74.446	
Direkte anvendelse	24.506	
Forbrænding "State-of-the-art"	109.026	

## 2. Indledning

Projektets formål er at klarlægge de miljøeffekter som forekommer ved 3 forskellige former for genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam, som overholder slambekendtgørelsen. Resultaterne heraf kan bidrage til beslutningsgrundlaget for den fremtidige slamhåndtering i de danske kommuner. Projektet identificerer miljøeffekter og årsager til disse, og gennem en miljøvurdering, der består af en livscyklusvurdering (LCA), sammenligner tre behandlingsmetoder.

LCA'en bygger på en tidligere LCA Screening, udført på Institut for Miljø og Ressourcer på DTU i år 2005 (Kirkeby, Gabriel og Christensen, 2005). Beregningerne er baseret på nye data i den grad, som de er fundet. I forhold til den tidligere DTU rapport fokuserer nærværende projekt nærmere på metan- og ammoniakemissionerne fra opbevaring, kompostering og udbringning til jordbrugsformål samt data om kulstofbinding og recirkulering af næringsstoffer i dyrkningsjorden. Data fra kontrolleret kompostering stammer primært fra tidligere undersøgelser, som Rambøll Danmark A/S og KomTek Miljø A/S med samarbejdspartnere har gennemført.

## 3. Livscyklusvurdering og metode

En LCA beregner miljøeffekter og ressourceforbrug. Resultaterne opgøres i fire niveauer:

1. En opgørelse, med alle udvekslinger (ressourceforbrug og emissioner)
2. Karakteriserede miljøpotentialer (opgjort i en stof-ækvivalent)
3. Normaliserede miljøpotentialer (opgjort i personækvivalenter, PE)
4. Vægtede miljøpotentialer, hvor normaliserede resultater vægtes i forhold til reduktionsmål (opgøres i vægtede personækvivalenter ( $PE_T$ ))

Livscyklusvurderingen er foretaget med UMIP metoden, som indeholder en identifikation og en kvantificering af miljøeffekter, drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse, og human og øko-toksicitet samt af ressourceforbrug såsom anvendelse af kul, olie, naturgas etc..

Beregningerne er foretaget i EASEWASTE, som er et værktøj dedikeret til at udføre LCA på affaldsstrømme. Værktøjet er tidligere anvendt til blandt andet miljøvurdering af bioaffald fra husholdninger, storskrald samt i jordbrugsanvendelse af slam i den LCA screening, som blev udført i 2005.

## 4. Beskrivelse af scenarier

Projektet omhandler en miljømæssig vurdering af tre former for genanvendelse og slutdisponeringen af spildevandsslam. Miljøvurderingen baseres på en livscyklusvurdering. Projektet fokuserer på følgende mulige disponeringer af spildevandsslam:

1. Oparbejdning ved kontrolleret kompostering og efterfølgende anvendelse på landbrugsjord
2. Direkte anvendelse på landbrugsjord
3. Forbrænding på eksisterende anlæg (Mølleåværket i Lundtofte) med efterfølgende deponering af asken
4. Forbrænding på fremtidig anlæg (Krüger "State-of-the-art") med efterfølgende udvinding af fosfor og deponering af asken.

Ved kompostering og direkte anvendelse på landbrugsjord tages der højde for, at komposten fortrænger produktion og anvendelse af kunstgødning. Ved forbrændingsscenarierne antages det, at asken føres til Kommunekemi, som er ved at udvikle en metode til at udvinde fosforen fra asken. Herved erstattes udvindingen af jomfrueligt fosfor. Anvendelsen fortrænges ikke i denne sammenhæng, da den udvundet fosfor forventes at blive ført til gødningsindustrien, som anvender fosforen til produktion af kunstgødning.

Miljøvurderingen tager udgangspunkt i udrådet spildevandsslam fra kommunale rensningsanlæg, og af spildevandsslam, som potentielt kan anvendes til jordbrugsformål og har et tørstofindhold på 20 %. Eventuelle transporter, lagring, behandling og slutdisponering medtages i vurderingen. Selve spildevandsbehandlingen samt udvindingen eller anden stabilisering af slammet er ikke med i vurderingen.

## 5. Forudsætninger og data

Nærværende afsnit sammenfatter alle væsentlige parametre ved de forskellige behandlingsformer for spildevandsslam.

Da EASEWASTE er anvendt til at udføre selve beregningerne, er flere af de foreslåede emissionsparametre hentet fra EASEWASTE programmet.

### 5.1 Sammensætning

Der anvendes en sammensætning af spildevandsslam fra Vordingborg Rensningsanlæg, som er et gennemsnit af analyser udtaget mellem august 2005 og maj 2007. Datamaterialet er suppleret med oplysninger om indholdet af arsen fra Miljøstyrelsen, samt med information fra KomTek Miljø A/S. Værdier anvendt i EASEWASTE er markeret med **fed tekst**. Der tages udgangspunkt i et tørstofindhold på **20 % TS**.

**Tabel 1.** Sammensætning af A-slam fra Vordingborg Rensningsanlæg som gennemsnit af analyser foretaget mellem august 2005 og maj 2007.

Indhold i g/ton TS	Vordingborg A-slam, udtaget	MST, 2004 orientering nr.5 <sup>1)</sup>	Slambekendtgørelsens grænseværdier
C-tot	<b>258.000</b>		
As (arsen)		<b>10.1</b>	
Cd (cadmium)	<b>0,83</b>	1.5	0,8
Cr (chrom)	<b>11,6</b>	29	100
Cu (kobber)	<b>218</b>	236	1.000
Hg (Kviksølv)	<b>0,68</b>	1.2	0,8
Ni (nikkel)	<b>13</b>	25	30
Pb (bly)	<b>28,5</b>	50.6	120
Zn (zink)	<b>550</b>	710	4.000
Tot-N	<b>41125</b>	44400	
Tot-P	<b>30625</b>	31900	
Tot-K		<b>2100</b>	
Benz(a)pyren (PAH)	<b>1,55</b>	2.9	3
DEHP	<b>18</b>	14.6	50
LAS	<b>214</b>	383	1.300
NPE	<b>14,5</b>	11.8	10

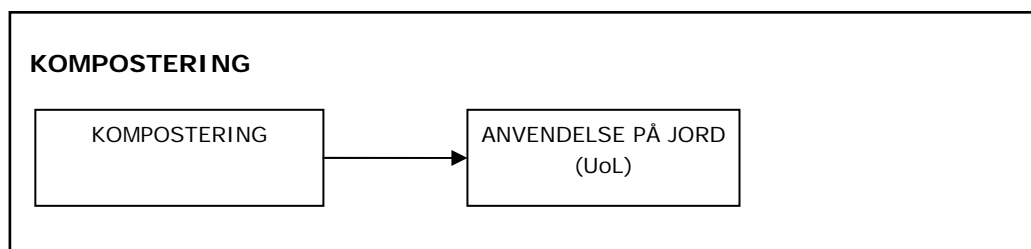
<sup>1)</sup> kilde: "Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 2002"

## 5.2 Transport

I nedenstående tabel ses de transportafstande, som anvendes i miljøvurderingen. Det antages, at afstanden fra rensningsanlæg til komposteringsanlæg er den samme som til forbrænding, da det vurderes, at komposterings og forbrændingsanlæggene vil have omtrentlig samme størrelse, og at der derfor skal lige mange anlæg til, for at behandle de danske mængder. Afstanden for slamasker til oparbejdning på Kommunekemi er anslået til at være 150 km i gennemsnit.

## 5.3 Kompostering

Der tages udgangspunkt i komposteringsprocessen, som den sker på I/S Fasans anlæg på Fakse Losseplads, I/S Refas anlæg på Gerringe Losseplads ved Rødby og A/S Odense Renovationselskabs anlæg på Odense Nord Miljøcenter, hvor spildevandsslam komposteres med en tilsvarende mængde haveparkaffald i vægtforholdet 1:1. Komposten der produceres, anvendes til jordbrugsformål og bidrager herved til en øget vækst, en øget akkumulering af biomasse i jordbunden samt et reduceret forbrug af kunstgødning.



Forbrug er vurderet ud fra det grønne regnskab fra I/S REFA's komposteringsanlæg (REFA, 2008). I beregningen af dieselforbruget til selve komposteringsprocessen, er der fratrukket den del af forbruget der går til neddeling af have-parkaffald, da slam

ikke gennemgår denne proces og have- og parkaffaldet alligevel skulle være komposteret.

**Tabel 2.** Forbrug for kompostering, kilde: I/S REFA, 2008

Forbrug	Enhed	I/S Refa	
		i alt	per ton vv <sup>2)</sup>
<b>Input</b>			
slam	ton/år	7,636	
haveparkaffald	ton/år	6436	
Hjælpe materiale: halm	ton/år	575	
<b>Forbrug</b>			
Olie/diesel	l/år	61,771	2,5 <sup>1)</sup>
Elforbrug	kWh/år	21,062	1.5
smøreolie	l/år	590	0.04
naturgas	Nm <sup>3</sup> /år	0	0.0

<sup>1)</sup> Neddeling af havepark-affald er ikke inkluderet. <sup>2)</sup> Vådvægt

Der produceres ca. 200 kg kompost af et ton spildevandsslam. Komposten har et tørstofindhold på ca. 65 %. Ved komposteringsprocessen, som antages at foregå udenfor i miler, sker der et tab af både kvælstof og kulstof, se **Tabel 3**.

**Tabel 3.** Kvælstof og kulstofbalance ved kompostering, Kilde: EASEWASTE.

Kvælstof- og kulstofbalancer ved komposteringsprocessen:		
N-tab	20 %	af N-input
NH <sub>3</sub> produktion	2,4 %	Af N-tab
N <sub>2</sub> O produktion	1,4 %	Af N-tab
N <sub>2</sub>	96,2	Af N-tab
C-tab	45 %	Nedbrydningsgrad af C-input
Metan produktion	0,1 %	Af C-tab

Det er ved forsøg bevist, at flere miljøfremmede stoffer undergår en nedbrydning under komposteringsprocessen. Sæbestoffet har vist sig at blive helt nedbrudt ved kompostering, mens tjærestoffer (PAH'er), nonylphenoler (NPE) og plastblødgører (DEHP) bliver delvist nedbrudt (Petersen, P.H., & Clowes, L.A., 2000).

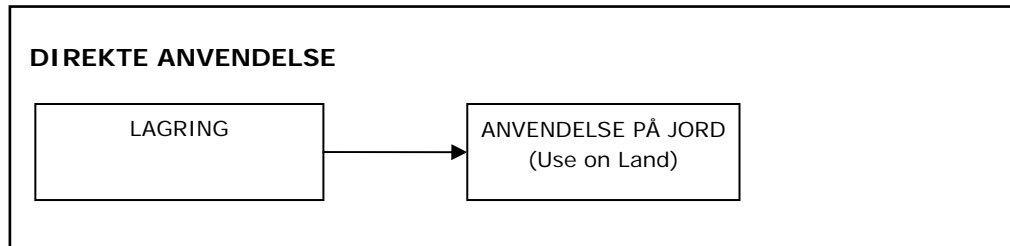
**Tabel 4.** Nedbrydningsfaktorer ved kompostering, Kilde: Nedbrydningsforsøg ved kompostering, Kilde: Petersen, P.H., & Clowes, L.A., 2000.

Stof	% nedbrydning
LAS	100
PAH	35
NPE	81
DEHP	75



## 5.4 Direkte anvendelse

Før en eventuel udbringelse af spildevandsslam på markerne, skal slammet lagres i beholdere, hvor der skal være kapacitet til mindst 9 måneder. Slamlagrene er som oftest placeret hos landmanden.



Der er ikke foretaget målinger af lattergas, ammoniak og metan fra slamlagring, og emissionerne herfor estimeres derfor ud fra undersøgelser med gylle. Der er i denne vurdering ikke ændret på forudsætningerne i forhold til den tidligere LCA rapport (Kirkeby, Gabriel og Christensen, 2005).

### 5.4.1 Slamlagring

Forudsætningerne for emissionerne ved slamlagring er uændret i forhold til tidligere undersøgelse, og derfor foreslås de samme emissionsparametre (se tabel 5).

**Tabel 5.** Emissioner ved lagring af spildevandsslam, Kilde: Kirkeby, Gabriel og Christensen, 2005

Emissioner ved slamlagring		
NH <sub>3</sub>	4 %	af N tot
N <sub>2</sub> O	0,5 %	af N tot
CH <sub>4</sub>	2,0 %	af C tot

### 5.4.2 Anvendelse på landbrugsjord

Ved udbringelse af biomasse på landbrugsjord, antages et dieselforbrug på 0,5 liter diesel per ton biomasse. Denne værdi anvendes både for komposteret spildevandsslam og for slam, som anvendes direkte på landbrugsjord.

**Tabel 6.** Energiforbrug ved udbringning af biomasse på landbrugsjord. Kilde: EASEWASTE

Udbringning af biomasse på landbrugsjord	0,5 l diesel pr. ton
--	----------------------

De miljømæssige konsekvenser ved at anvende biomasse på landbrugsjord er modelleret i EASEWASTE's modul "Use on land". Her tages der hensyn til hvilke type jord, biomassen spredes på, hvor stor en overfladeafstrømning og grundvandsnedsivning, som finder sted, samt hvorledes kvælstof og kulstof bindes i jorden.

Det vurderes, at N tabet fra slam udbragt på landbrugsjord ved overfladeafstrømning er minimal, og derfor er denne ikke medtaget i vurderingen.

Med hensyn til nedsivning til grundvandet og et potential kvælstof-tab via nedsivning er dette estimeret til 10 % på baggrund af simuleringer foretaget i DAISY modellen. Denne værdi 10 % nedsivning af kvælstof er en nedre værdi, som opfyldes på de bedste jorde under de mest optimale betingelser (Stoumann Jensen, 2008). Bruun og Stoumann Jensen (2005) har fundet, at nedsivning af N-tot som NO<sub>3</sub>- varierer

mellem 7 og 61 % for kompost fra have/parkaffald og 19 - 60 % af N-tot som NO<sub>3</sub>- for bioforgasset affald.

Fordelingen af hvor slam/slamkompost anvendes ses i nedenstående tabel. Der er ikke forskel på slam og komposteret slam.

**Tabel 7.** Jordbrugsmæssig fordeling, overfladeafstrømning og grundvandsnedsivning af N fra slam/slamkompost i EASEWASTE.

Aktivitet	Lerjorde	Sandede jorde
Anvendelse	50 %	50 %
Overfladeafstrømning (af N i kompost)	0 %	0 %
Grundvandskoefficient <sup>1)</sup>	10 %	10 %

<sup>1)</sup> Stoumann Jensen, personlig kommunikation

Forudsætningerne for kvælstofbalancerne for komposteret slam er vurderet ud fra informationer fra EASEWASTE som baserer sig på DAISY modellen. Nitrat udvaskningen af komposteret slam antages at være forholdsvis lille for komposteret biomasse (0,2 % af N-tot) og en meget stor del er bundet organisk. Ammoniakfordampningen er sat til 1,6 % og lattergasemissionen til 1,4 % af N-tot.

Kulstofbindingen efter 50 år er vurderet til at være 27 % af C-tot. Dette indebærer en undgået CO<sub>2</sub>-udledning på ca. 125 kg per ton TS slam.

**Tabel 8.** Kvælstof- og kulstofbalancer ved jordbrugsanvendelse af **komposteret slam**, Kilde: EASEWASTE med undtagelse af ammonium-N <sup>1)</sup>.

Ammonium-N af N-tot <sup>1)</sup>	Nitrat-N af N-tot	Organisk N af N-tot
10 %	0,2 %	89,8 %
Ammoniak fordampning af ammonium	N <sub>2</sub> O af N-tot	C-binding af C-tot (50 år) <sup>2)</sup>
1,6 %	1,4 %	27 %

<sup>1)</sup> Niveauet for ammonium-N, stammer fra analyser fra slamkompost (Rambøll).

<sup>2)</sup> Kulstofbinding i jorden efter 50 år er beregnet i DAISY- modellen (udviklet til modellering af kvælstofudvaskning i jord) til mellem 17 % og 37 % afhængig af de givne omstændigheder (Lund Hansen, 2005)

Forudsætningerne for Kvælstofbalancerne for ikke-komposteret slam er uændret i forhold til tidligere undersøgelse, og derfor anvendes de samme emissionsparametre som i den forrige LCA rapport fra 2005. Kulstofbindingen af kulstof i ikke-behandlet slam antages dog at være mindre end ved komposteret slam, da letomsætteligt kulstof stadig er i råslammet. Kulstofbindingen er vurderet til at være 14 % af C-tot. Dette indebærer en undgået CO<sub>2</sub>-udledning på ca. 130 kg per ton TS slam.

**Tabel 9.** Kvælstof- og kulstofbalancer ved jordbrugsanvendelse af **råslam** Kilde: Kirkeby, Gabriel og Christensen, 2005

Ammonium-N af N-tot	Nitrat-N af N-tot	Organisk N af N-tot
10 %	10 %	80 %
Ammoniak fordampning af ammonium	N <sub>2</sub> O af N-tot	C-binding af C-tot (50 %)
1,6 %	1,4 %	14 %

#### 5.4.3 Substitution af NPK

Kunstgødning antages erstattet ved anvendelse af både råslam og komposteret slam i forhold til det faktiske indhold af næringssaltene N, P og K. Dette medfører et reduceret forbrug af kunstgødning, og dermed undgåede emissioner fra produktion og anvendelse af kunstgødning. EASEWASTE inkluderer alle de miljømæssige konsekvenser ved både at producere kunstgødning, og de emissioner, som sker når kunstgødning anvendes på jordbrugsmæssige arealer.

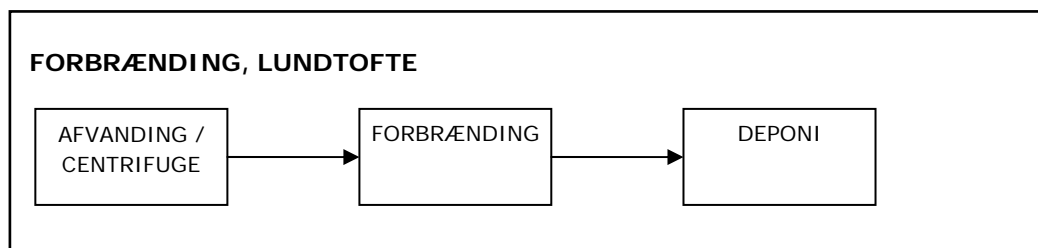
- Substitutionsfaktor for P: 100 %
- Substitutionsfaktor for K: 100 %
- Substitutionsfaktor for N: 45 % ift. udgangsmaterialet, dvs. ca. 56 % (=45% af 80%) af N-tot i kompost

Livscyklusopgørelserne for N, P og K gødning findes i EASEWASTE og stammer fra Patyk & Reinhardt 1997 for produktion og fra Audsley m.fl. 1997 for anvendelsesdelen af gødningsstofferne.

Nitratudvaskning fra anvendelse af kvælstofkunstgødning antages at udgøre 35-40 kg N/ha (Pedersen, 2008). Dette svarer til ca. 22 % af den tilførte mængde, når tilføres maksimale mængder af kvælstofgødning til landbrugsjord.

#### 5.5 Forbrænding, Lundtofte

Ved forbrænding afvandes slammet til mellem ca. 27-28 % TS, men det er skønnet at elforbruget til den ekstra afvanding fra 20 % og op, udgør mindre end 10% af det samlede elforbrug til afvanding. Til gengæld tilsættes en større mængde polymerer, som dog ikke er kvantificeret i denne opgørelse.



Forbrændingsscenariet er baseret på energibalance opgivet fra Mølleåværkets slamforbrændingsanlæg i Lundtofte. Anlægget anvender elektricitet, olie samt biogas, som produceres på den forudgående udrådningssproces af spildevandsslammet. Biogassen er dog beregningsmæssigt erstattet med naturgas, da det antages, at biogassen fra udrådningen alternativt kunne anvendes til energiformål og fortrænge fossile brændsler.

Overskudsvarmen fra forbrænding overføres tilbage til udrådningen, og her antages varmen at erstatte varme fra kulfyret kraftvarmeværk.

**Tabel 10.** Energibalance ved forbrænding (Lundtofte), Kilde: Grønt regnskab 2006 + supplerende energiopgørelse fra Mølleåværket, Lundtofte.

Energibalance		Lundtofte			
Aktivitet	Enhed	Per år	Per ton TS	Per ton våd vægt	Bemærkninger
<b>Afvanding</b>					
mængde	ton	61,753			
TS	ton	2118			
TS%	%	3.4%			
Elforbrug	kWh	28570	13	0.46	Estimeret til 10 % af det samlede forbrug til afvanding.
Polymerforbrug	Kg	14501	7	0.23	Samlet polymerforbrug til afvanding
<b>Forbrænding</b>					
Mængde	ton	7587			
TS	ton	2109			
TS%	ton	27.8%			
Elforbrug til slambehandling	kWh	992,766	471	130.9	eksl. afvanding
Biogasforbrug (støttebrændsel)	Nm3	365,325	173	48.2	Svarer til 1108 MJ/ton våd vægt
Olieforbrug (støttebrændsel)	l	41,877	20	5.5	
El ud	kWh	0	-	-	
Varme ud (rensning mv.)	kWh	1,580,000	749.2	208	Skøn over varmeeksport til udrådnetanke
Varme eksport	kWh	0	-	-	
Energiforbrug	TJ/år	7.8			
energi per ton TS	GJ/ton TS	3.70			
Energi per ton slam	GJ/ton slam	0.74			ved 20% TS

Processpecifikke emissioner for HCl, HF, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og støv fra forbrænding er estimeret ud fra Mølleåværkets grønne regnskab og ses i Tabel 11. Øvrige produktspecifikke emissioner for tungmetaller er beregnet som for almindeligt forbrændingsanlæg med våd røggasrensning (EASEWASTE Århus Forbrændingsanlæg).

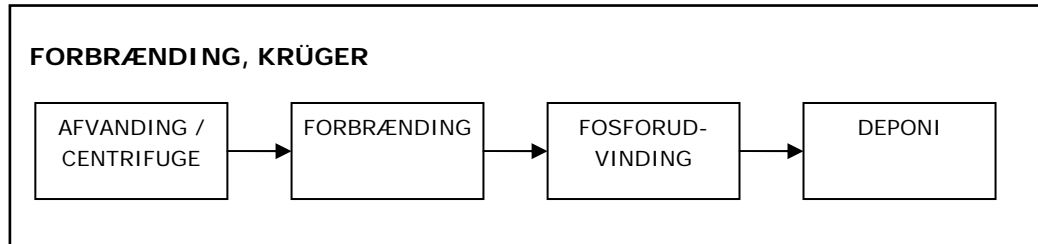
**Tabel 11.** Processpecifikke emissioner fra forbrænding under forudsætning af 10.000 Nm<sup>3</sup> røggas per ton slam

Processpecifikke emissioner	Mængde	Enhed
Støv	100	g/ton
HCl	14	g/ton
HF	2	g/ton
SO <sub>2</sub>	14	g/ton
NO <sub>x</sub>	11	g/ton

Asken antages at blive tilført et deponeringsanlæg for inert affald. Emissionerne er modelleret for 100 år i EASEWASTE's teknologi " *Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic*".

## 5.6 Forbrænding, Krüger "state-of-the-art"

Krüger kan i dag levere moderne slamforbrændingsanlæg, hvor energibalancen er forbedret i forhold til eksisterende anlæg, heriblandt Mølleåværket i Lundtofte. Krüger har tidligere sendt en henvendelse til Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg, hvor Krüger fremlægger energiregnskabet for et moderne "state-of-the-art" slamforbrændingsanlæg. Der vil blive foretaget en vurdering af denne teknologi, som sammenholdes med de øvrige behandlingsteknologier.



Der er gjort samme forudsætninger som ovenfor, hvor biogas erstattes med naturgas og varme, som sælges fra slamforbrændingen, erstatter varme fra kulfyrede kraftvarmeværker. Polymerforbruget er ikke inddraget i vurderingen og elforbruget til afvanding er sat som ovenfor i Lundtofte.

**Tabel 12.** Energibalance ved Krüger "state-of-the-art" forbrænding. Kilde: Krüger

Energibalance		Krüger state-of-the-art			
Aktivitet	Enhed	Per år	Per ton TS	Per ton våd vægt	Bemærkninger
<b>Afvanding</b>					
mængde	ton	131579			
TS	ton	5000			
TS%	%	3.8%			
Elforbrug	kWh	61,000	12.2	0.46	Som Lundtofte
Polymerforbrug	Kg		2.7		
<b>Forbrænding</b>					
Mængde	ton	16667			
TS	ton	5000			
TS%	ton	30%			
Elforbrug til slambehandling	kWh	1,450,000	290.0	87.0	oplyst af Poul Erik Sørensen, Krüger 280-300 kWh/ton TS
Biogasforbrug (støttebrændsel)	Nm3	280,000	56.0	16.8	Svarer til 386 MJ per ton våd vægt
Olieforbrug (støttebrændsel)	l	0	0.0	0.0	
El ud	kWh	0	0.0	0.0	
Varme ud (rensning mv.)	kWh	0	0.0	0.0	
Varme eksport	kWh	6,000,000	1200.0	360.0	
Energiforbrug	TJ/år		-9.9		
energi per ton TS	GJ/ton TS		-2.0		
Energi per ton slam	GJ/ton slam		-0.40		ved 20% TS

Emissionerne fra Krügers forbrændingsanlæg antages, at være som ovenfor antaget for Mølleåværket i Lundtofte.

Asken antages at blive tilført i anlæg for fosforudvinding, som dog på tiden er under udvikling. Energiforbrug og emissioner herfra er endnu ikke præcis kortlagt, men det er skønnet af Kommunekemi, at elforbruget vil være ca. 5 kWh/ton. Herudover vil der blive anvendt nogle kemikalier, men da udviklingen stadig er pågående, er det endelige materiale og energiforbrug ikke fastlagt.

Den udvundne mængde fosfor antages at erstatte udvindingen af jomfruelig fosfor. Den udvundne fosfor anvendes til produktion af kunstgødning og anvendes som almindelig kunstgødning, og derfor er emissionerne forbundet med anvendelsen af fosforkunstgødning ikke fortrængt.

## 5.7 Eksterne forudsætninger

### 5.7.1 Energi

Indirekte emissioner fra elforbrug til behandling baseres på kraftvarmeværker, som fyres med kul. (Dette er dog til ulempe for forbrænding, som anvender en del elektricitet til processen.) Alternativt kan der anvendes naturgasbaseret el-produktion eller DK gennemsnitsproduktion.

### 5.7.2 Normalisering

For at sammenligne miljøeffekterne på tværs, normaliseres resultaterne til personækvivalenter. En personækvivalent er en persons miljøbelastning indenfor en kategori på et år. Normaliseringsfaktorerne fremgår af tabel 14.

**Tabel 13.** Normaliseringsfaktorer i UMIP metoden i EASEWASTE. Kilde: Stranddorf, Hoffmann og Schmidt, 2005. PE: Personækvivalenter

Effekt	Normaliserings-faktorer - Danmark	
Drivhuseffekt	8 700 000	g/PE
Forsuring	101 000	g/PE
Fotokemisk ozondannelse	20 000	g/PE
Næringssaltbelastning	260 000	g/PE
Human toksicitet		
via vand	179 000	m <sup>3</sup> /PE
via luft	5,56 E+10	m <sup>3</sup> /PE
via jord	157	m <sup>3</sup> /PE
Øko toksicitet		
via vand kronisk	791 000	m <sup>3</sup> /PE
via jord	656 000	m <sup>3</sup> /PE
Deponeret øko-tox		
via vand	11 400 000	m <sup>3</sup> /PE
via jord	506	m <sup>3</sup> /PE
Ødelagt grundvand	0,140	m <sup>3</sup> /PE

## 6. Resultater

Beregningerne er udført i EASEWASTE for 5000 ton spildevandsslam med et tørstofindhold på 20 %, dvs. 1000 ton TS. Denne mængde svarer til spildevandsslam fra ca. 60.000 PE.

Resultaterne er opdelt i ikke-toksiske miljøeffekter og de toksiske miljøeffekter. De ikke-toksiske er generelt forbundet med mindre usikkerheder end de toksiske, og derfor fremstilles resultaterne hver for sig.

Positive værdier afspejler en potentiel miljøpåvirkning, mens negative værdier afspejler en potentiel undgået miljøpåvirkning. Negative bidrag opstår ved fortrængning eller undgået brug af blandt andet kunstgødning, og for drivhuseffekten også ved kulstofoplagring i jorden.

Detaljerede resultater for de enkelte processer i scenarierne ses i bilagene.

### 6.1 Ikke-toksiske miljøeffekter

Det fremgår af **Tabel 14**, at direkte anvendelse af spildevandsslam giver den mindste påvirkning på klimaet, mens den eksisterende forbrændingsteknologi (Lundtofte forbrænding) har det højeste bidrag af klimagasser. Kompostering har et lidt lavere udslip af klimagasser, da der er et mindre udslip af lattergas og metan. Krügers "state-of-the-art" teknologi bidrager også til udledning af klimagasser, men er dog væsentlig lavere end ved Lundtofte forbrænding.

Det skal bemærkes, at selvom Krügers state-of-the-art har en positiv energibalance (se **Tabel 12**), og herved fortrænger energi, er der stadig en påvirkning på drivhuseffekten. Det skyldes, at den energi, som anvendes har højere exergi, eller energikvalitet, end den energi, som produceres. Især elektricitet har en højere værdi end varme og damp.

Drivhuseffektpåvirkningen fra forbrænding af slam fra 60.000 PE på anlægget i Lundtofte, som har det højeste bidrag, svarer til en CO<sub>2</sub>-udledningen fra 68 personer per år. Det vil sige, at forbrænding af slam fra en person bidrager med en CO<sub>2</sub>-udledning, svarende til 1 ‰ af en persons samlede bidrag.

**Tabel 14.** Karakteriserede potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger, 1000 ton TS

Ikke-toksiske påvirkninger	kompostering	Direkte anvendelse	Forbrænding (Lundtofte)	Forbrænding (Krüger)
Drivhuseffekt, kg CO <sub>2</sub> -ækv.	7.077	633.836	65.166	105.746
Nærings saltbelastning, kg NO <sub>3</sub> -ækv.	-43.471	-37.499	1.609	589
Forsuring, kg SO <sub>2</sub> -ækv.	-533	1669	2506	378
Fotokemisk ozon lav, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	86	103	71	21
Fotokemisk ozon høj, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	88	104	74	23
Stratosfærisk ozonnedbrydning, kg CFC11-ækv.	0	0	0	0

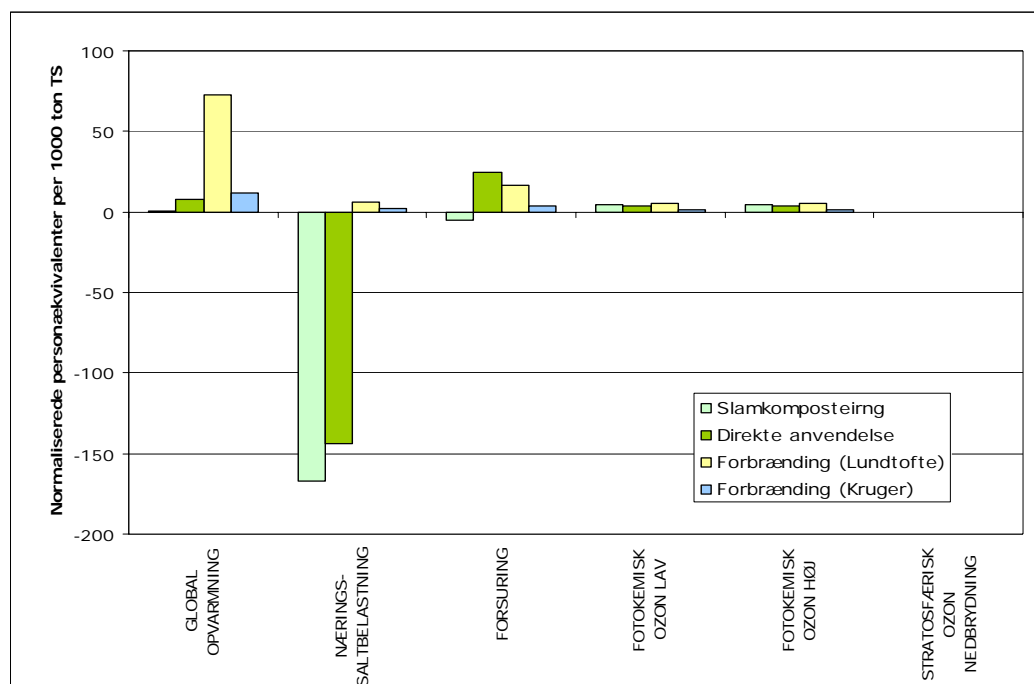
På **Figur 1** ses de ikke-toksiske miljøpotentialer på et normaliseret niveau. Det betyder, at alle miljøpotentialer, som ses i ovenstående tabel, er omregnet til person-ækvivalenter, som svarer til en gennemsnitspersons miljøbelastning indenfor den enkelte kategori.

Det ses, at Lundtofte anlægget har det største bidrag på global opvarmning, mens de tre øvrige behandlingsmetoder ligger meget tæt.

Ved kompostering og direkte anvendelse af spildevandsslammet, er der en væsentlig undgået potentiel nærings saltbelastning, som opstår ved en undgået fosforemission ved anvendelse af mineralisk fosforkunstgødning. Kompostering har en marginal større undgået emission af nærings saltbelastende stoffer, hvilket skyldes en større nitrat udvaskning ved direkte anvendelse af slam.

Med hensyn til forsuring har direkte anvendelse et større bidrag end kompostering og forbrænding, hvilket skyldes et højere udslip af ammoniak ved slamlagring og anvendelse på jord.

**Figur 1.** Normaliserede ikke-toksiske miljøeffekter for 1000 ton TS spildevandsslam fra ca. 60.000 PE.



## 6.2 Toksiske miljøpotentialer samt 'ødelagt grundvand'

Med hensyn til de toksiske miljøeffekter, som er forbundet med meget store usikkerheder, har kompostering og direkte anvendelse en meget stort negativ værdi for human toksicitet via jord, hvilket skyldes fortrængningen af fosforkunstgødning og dennes indhold af krom. Der er dog en positiv belastning ved human toksicitet via vand, som skyldes kviksølvindholdet i spildevandsslammet.



Ligeledes er påvirkningspotentialer for økotoxicitet via vand negativ for kompostering og direkte anvendelse, hvilket skyldes undgåede emissioner af cadmium og kobber ved fortrængning af kunstgødning.

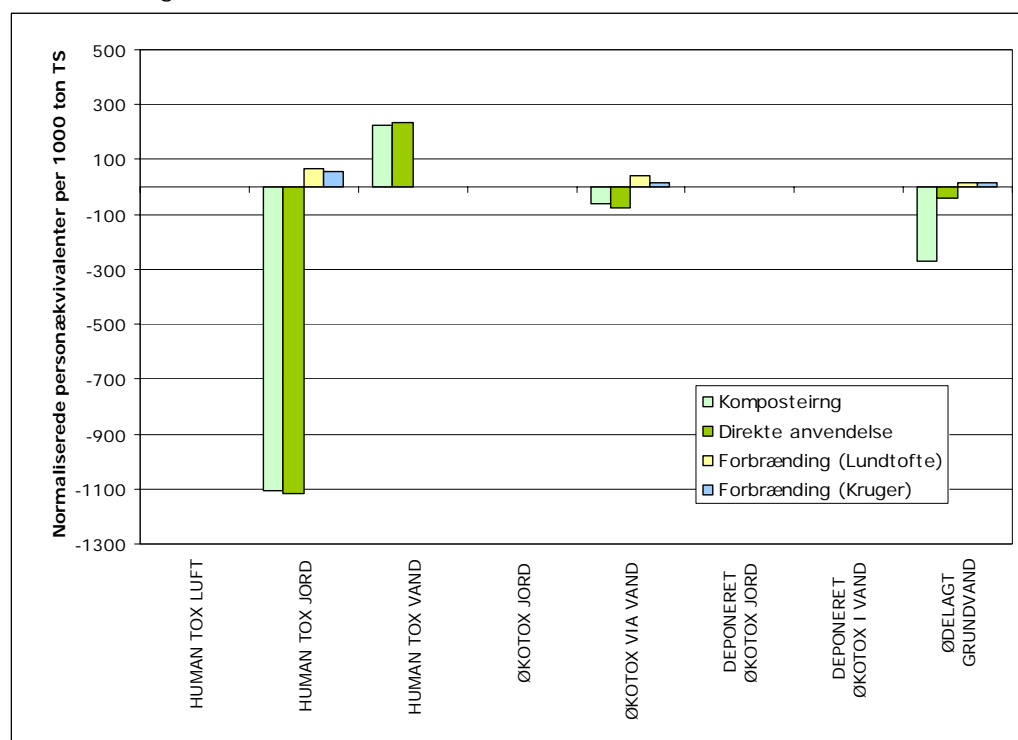
Resultatet for human toksicitet via jord, svarer til, at der årligt spares ca. 600.000 km kørsel med en stor 40 ton lastbil, hvis alt genanvendeligt spildevandsslam blev anvendt til jordbrugsformål.

Rambøll anbefaler dog, at disse resultater for toksisk miljøpotentialer vurderes med stor forsigtighed.

**Tabel 15.** Karakteriserede potentielle toksiske miljøpåvirkninger, 1000 ton TS

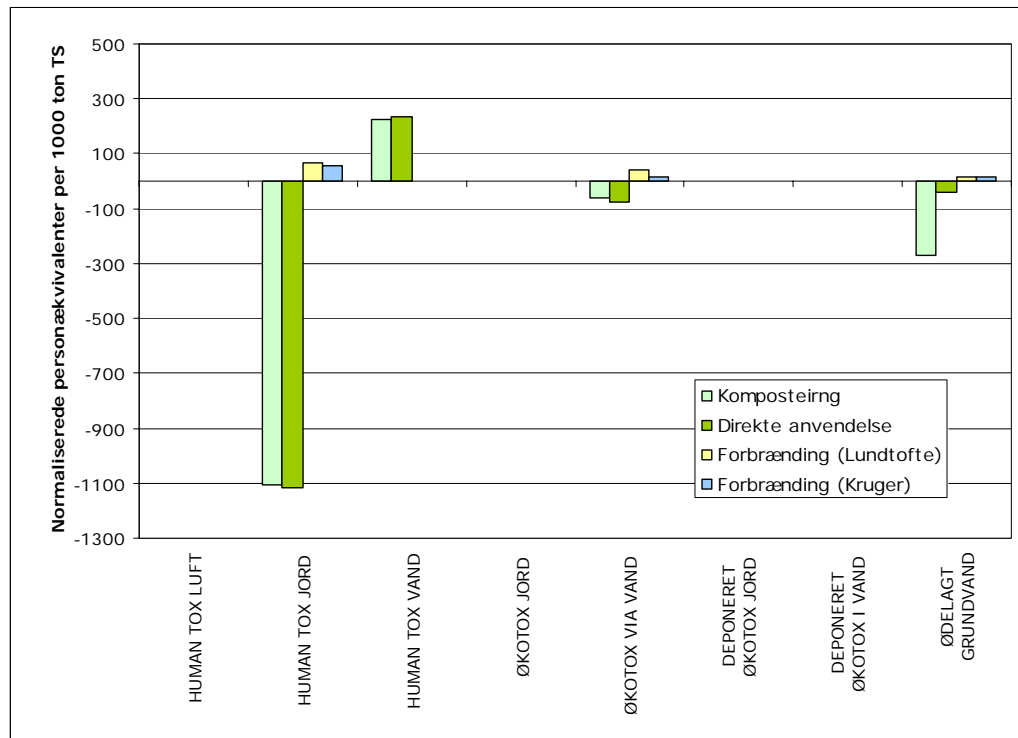
Toksiske påvirkninger	Slamkompostering	Direkte anvendelse	Forbrænding (Lundtofte)	Forbrænding (Kruger)
Human tox, luft, m <sup>3</sup> luft	1.2E+11	9.2E+10	1.2E+11	9.5E+10
Human tox, jord, m <sup>3</sup> jord	-1.7E+05	-1.8E+05	1.1E+04	9.1E+03
Human tox, vand, m <sup>3</sup> vand	4.0E+07	4.2E+07	4.1E+05	2.6E+05
Økotox jord, m <sup>3</sup> vand	1.7E+06	3.2E+05	3.7E+05	2.4E+05
Økotox vand, m <sup>3</sup> vand	-4.8E+07	-6.2E+07	3.1E+07	1.1E+07
Deponeret økotox jord, m <sup>3</sup> jord	0.00	0.00	0.00	0.00
Deponeret økotox vand, m <sup>3</sup> vand	0.00	0.00	0.00	0.00
Ødelagt grundvand, m <sup>3</sup> vand	-3.8E+04	-5.8E+03	2.3E+03	2.3E+03

Af tabel 15 og



**Figur 2** ses resultaterne for de toksiske miljøeffekter for en mængde spildevandsslam fra ca. 60.000 PE. Det ses blandt andet, at ødelagt grundvand har den højeste værdi ved det normaliserede resultat. Grundvandet ødelægges af nitratnedsivning, men værdien er ikke nødvendigvis et udtryk for et stort miljøproblem. Ødelagt

grundvand er snarere et udtryk for, at der potentielt kan forurenes en mængde grundvand, således det ikke overholder drikkevandskriterierne. Ofte sker der dog en stærk fortynding i grundvandszonen, således grundvandet ikke nødvendigvis overstiger drikkevandskriterierne i forhold til nitratindholdet.



Figur 2. Normaliserede potentielle toksiske miljøpåvirkninger, 1000 ton TS

## 7. Følsomhedsvurdering

Resultatet for global opvarmning er følsomt overfor energiforbrug som sker i behandlingssystemet. Dog har transport meget begrænset indflydelse på det samlede resultat og står for ca. 10 % af de samlede drivhusgasser. Resultatet for global opvarmning ændres dog, hvis kulstofoplagringen er mindre end antaget. Dette kan også ske, hvis tidshorizonten, der anvendes er 100 år frem for 50 år, som er anvendt i denne vurdering. Anvendes der en 100 års horisont, reduceres kulstofoplagringen, og dermed den undgåede CO<sub>2</sub>-udledning af biogent kulstof, ned til ca. det halve.

Tabel 16. Ændring i drivhuseffekten ved et reduceret kulstofbinding i jord, per ton TS

Drivhuseffekt, kg CO <sub>2</sub> -ækv. per ton TS	Slamkompostering	Direkte anvendelse	Forbrænding (Lundtofte)	Forbrænding (Kruger)
Kulstofbinding (50 år)	7	65	634	106
Reduceret kulstof-binding (100 år)	58	123	634	106

Det meget store negative bidrag (undgåede effekt) for nærings saltbelastning ved kompostering og direkte anvendelse skyldes, at der er en væsentlig undgået fosfor udledning til vand ved den undgåede produktion og anvendelse af kunstgødning, men især fortrængning af fosforkunstgødning bidrager til denne undgået udledning.

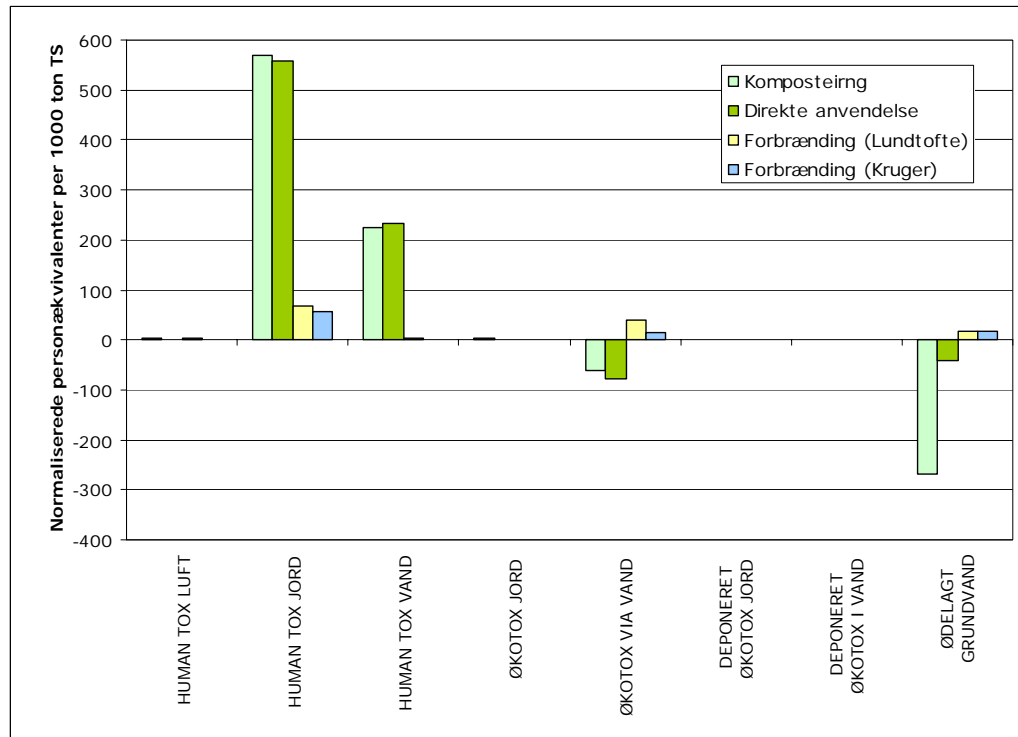
Resultaterne for især de toksiske miljøpotentialer er meget følsomme overfor indholdet af kviksølv i slammet såvel som indholdet af krom i fosforkunstgødning. Begge parametre, men især krom i fosforkunstgødning, har meget stor indflydelse på human toksicitet via jord. Der er derfor stor usikkerhed resultaterne for de toksiske miljøpotentialer blandt andet på grund af kromindholdet i fosforkunstgødning.

EASEWASTE anvender en værdi for kromindholdet på ca. 6200 mg/kg fosforgødning, og denne værdi stammer fra Audsley m.fl., 1997. Anvendes der alternativt en værdi for krom-indhold fra Smolders & Nziguheba, 2008 som er på 89,5 mg/kg fosfor gødning, bliver resultatet for human toksicitet via jord i næsten samme størrelsesorden, men med positiv fortegn (se figur 3). Det vil sige, at der er en potentiel påvirkning og ikke en undgået påvirkning.

Den positive belastning skyldes kviksølvindholdet i slammet, som bidrager med human toksicitet. Herved bliver kviksølvindholdet mere dominerende for resultatet, end krom er i udgangssituationen. Resultatet for human toksicitet svarer nu til ca. 300.000 km kørsel med en 40 ton lastbil, såfremt alt genanvendeligt spildevands-slam anvendes til jordbrugsformål.

Kromindholdet i fosforgødning er en ekstern parameter, som de relevante aktører ingen påvirkning har på. Den angivne værdi for Kromindholdet i fosforgødning fra Smolders og Nziguheba er en nyere værdi og som stammer fra gødning anvendt i Europa, og det er sandsynligvis en mere korrekt og mere nutidig værdi, end den, som er opgivet og anvendt i EASEWASTE.

De toksiske miljøeffekter er i det hele taget forbundet med meget store usikkerheder.



**Figur 3:** Potentielle toksiske miljøeffekter ved mindre Cr-indhold i fosforkunstgødning, 1000 ton TS

## 8. Konklusion og vurdering

Samlet set er kompostering den mest optimale løsning mht. de ikke-toksiske miljøeffekter (klimaeffekterne) og i forhold til de toksiske miljøeffekter.

Den væsentligste parameter for resultatet for global opvarmning har vist sig at være energibalancerne ved behandlingsprocesserne, anvendelse og fortrængning af kunstgødning, som også har indflydelse på de toksiske miljøpotentialer, samt oplagringen af kulstof i jordbunden. Derfor er det væsentlig at sikre sig, at de opstillede energibalancer ved forbrænding og udvinding af fosfor kan opnås.

Forskellene for udledning af drivhusgasser mellem kompostering og forbrænding ved Krügers anlæg er dog ikke meget store og svarer til ca. 100 kg per ton TS. På landsplan svarer denne forskel til ca. 8.000 ton CO<sub>2</sub> per år for den mængde på ca. 400.000 ton spildevandsslam, som potentielt kan anvendes til jordbrugsformål. Det svarer til den samlede miljøbelastning af ca. 800 danskere. Ved den nuværende type forbrændingsanlæg, som findes i Lundtofte, ville CO<sub>2</sub>-udledningen fra forbrænding svare til en merudledning fra 5.500 danskere i forhold til at kompostere og genanvende denne mængde slam.

Der er også en væsentlig fordel ved kompostering i forhold til potentiel nærings saltbelastning, da det er vurderet, at udledningen af nærings salte er væsentlig mindre ved anvendelse af kompost frem for anvendelse af kunstgødning. De toksiske miljøpotentialer er behæftet med meget stor grad af usikkerhed, hvilket ikke kun er til-

fældet i denne vurdering, men de er helt generelt meget følsomme for enkelte parametre.

Resultaterne for især de toksiske miljøpotentialer er meget følsomme overfor indholdet af kviksølv i slammet såvel som indholdet af krom i fosforkunstgødning. Begge parametre, men især krom i fosforkunstgødning, har meget stor indflydelse på human toksicitet via jord. Der er derfor stor usikkerhed resultaterne for de toksiske miljøpotentialer blandt andet på grund af kromindholdet i fosforkunstgødning.

Desuden er der mange miljøfremmede stoffer, heriblandt trichlosan og lægemidler, ikke inddraget miljøvurderingen. Livscyklusvurderinger er generelt ikke velegnet til dette formål, hvor man snarere bør anvende risikoanalyser.

## 9. Referencer

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Joliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B. & Zeijts, 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, Brussels

Bruun, Sander og Lars Stoumann Jensen, 2005: Simulations of the effects of application of composted and anaerobically digested municipal waste on leaching of nitrogen, denitrification and soil C storage with the agroecosystem model Daisy, Internal report, Plant and Soil Science Laboratory, KVL

Clauson-Kaas, Jes; Flemming Dahl; Ole Dalgaard; Linda Høiby; Jesper Kjølholt; Henrik Wenzel og Henrik Fred Larsen, 2006: *Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand*, DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt nr. 2, udarbejdet for DANVA, Miljøstyrelsen, Lynettefællesskabet og Spildevandscenter Avedøre, maj 2006

Haugsted Petersen, Per; Clowes, Lone A., 2000: "*Nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer ved kompostering*", Vand & Jord, Nr. 4. december 2000

Kirkeby, Gabriel og Christensen, 2005: *Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam – en livscyklusscreening af fire scenarier*, Institut for Miljø og Ressourcer (nu: Institut for miljø), DTU, 25. november 2005

Komtek Miljø A/S, 2008: personlig kommunikation med Bjarne Larsen og Margrethe Andersen

Lund Hansen, Trine, 2005: "*Quantification of environmental effects from anaerobic treatment of source-sorted organic household waste*", Institut for Miljø og Ressourcer, DTU, september 2005

Miljøstyrelsen, 2004: "*Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2002*", Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 5

Mølleåværket, 2007: *Mølleåværket Grønt regnskab og beretning 2006*, Lyngby Tårnbæk Kommune

Pedersen, Anders, 2008: Personlig kommunikation, Rambøll

REFA, 2008: *Grønt regnskab 2007 REFA biokomposteringsanlæg*,

Smolders & Nziguheba, 2008: "Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European Countries", *Science of the total environment*, vol. 390, issue 1, 2008, p.53-58

Stoumann Jensen, L. 2008: personlig kommunikation.

Stranddorf, Heidi K.; Leif Hoffmann; Anders Schmidt, 2005: *Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA, Miljøstyrelsen, Miljønyt . Nr. 77 2005*

## 10. Bilag



## KOMPOSTERING – KARAKTERISEREDE MILJØPOTENTIALER

Modul navn: EASEWASTE	Drivhuseffekt, kg CO <sub>2</sub> -ækv.	Nærings salt- belastning, kg NO <sub>3</sub> -ækv.	Forsuring, kg SO <sub>2</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon lav, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon høj, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Stratosfærisk ozonnedbryd- ning, kg CFC11-ækv.
Road, Long haul truck, 25t, Ge- neric, 2006 [ Biotechnology [Biogas & Composting] ]	18655	187	109	23	24	0
Road, Long haul truck, 25t, Ge- neric, 2006 [ Use-On-Land [UOL] ]	3530	35	21	4	5	0
Slamkompostering (Garden Waste), [Copy slam]	186064	1220	661	66	66	0
Komposteret slam til jordbrugsan- vendelse [Sub-module]	-201172	-44914	-1323	-7	-6	0
<b>I alt</b>	<b>7077</b>	<b>-43471</b>	<b>-533</b>	<b>86</b>	<b>88</b>	<b>0</b>

Modul navn: EASEWASTE	Human tox, luft, m <sup>3</sup> luft	Human tox, jord, m <sup>3</sup> jord	Human tox, vand, m <sup>3</sup> vand	Øko tox jord, m <sup>3</sup> vand	Øko tox vand, m <sup>3</sup> vand	Deponeret øko tox jord, m <sup>3</sup> jord	Deponeret øko tox vand, m <sup>3</sup> vand	Ødelagt grundvand, m <sup>3</sup> vand
Road, Long haul truck, 25t, Ge- neric, 2006 [ Biotechnology [Biogas & Composting] ]	1.0E+11	9.7E+03	9.0E+03	3.4E+05	5.9E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Road, Long haul truck, 25t, Ge- neric, 2006 [ Use-On-Land [UOL] ]	2.0E+10	1.8E+03	1.7E+03	6.4E+04	1.1E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slamkompostering (Garden Waste), [Copy slam]	5.1E+09	2.6E+02	1.5E+04	7.0E+03	1.2E+07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Komposteret slam til jordbrugsan- vendelse [Sub-module]	-1.1E+10	-1.9E+05	4.0E+07	1.3E+06	-6.7E+07	0.0E+00	0.0E+00	2.9E+05
<b>I alt</b>	<b>7077</b>	<b>-43471</b>	<b>-533</b>	<b>86</b>	<b>88</b>	<b>0</b>		

**DIREKTE ANVENDELSE – KARAKTERISEREDE MILJØPOTENTIALER**

Modul navn:EASEWASTE	Drivhuseffekt, kg CO <sub>2</sub> -ækv.	Nærings salt-belastning, kg NO <sub>3</sub> -ækv.	Forsuring, kg SO <sub>2</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon lav, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon høj, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Stratosfærisk ozonnedbrydning, kg CFC11-ækv.
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	18655	187	109	23	24	0
Slam Lagring (Garden Waste), [Copy slam] [Copy]	252880	7265	3753	48	48	0
Komposteret slam til jordbrugsanvendelse [Sub-module]	-206369	-44952	-1356	-1	1	0
<b>I alt</b>	<b>65166</b>	<b>-37499</b>	<b>2506</b>	<b>71</b>	<b>74</b>	<b>0</b>

Modul navn:EASEWASTE	Human tox, luft, m <sup>3</sup> luft	Human tox, jord, m <sup>3</sup> jord	Human tox, vand, m <sup>3</sup> vand	Økotox jord, m <sup>3</sup> vand	Økotox vand, m <sup>3</sup> vand	Deponeret økotox jord, m <sup>3</sup> jord	Deponeret økotox vand, m <sup>3</sup> vand	Ødelagt grundvand, m <sup>3</sup> vand
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	1.0E+11	9.7E+03	9.0E+03	3.4E+05	5.9E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slam Lagring (Garden Waste), [Copy slam] [Copy]	6.4E+08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Komposteret slam til jordbrugsanvendelse [Sub-module]	-1.3E+10	-1.9E+05	4.2E+07	-1.8E+04	-6.8E+07	0.0E+00	0.0E+00	3.5E+05
<b>I alt</b>	<b>9.2E+10</b>	<b>-1.8E+05</b>	<b>4.2E+07</b>	<b>3.2E+05</b>	<b>-6.2E+07</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>3.5E+05</b>

**FORBRÆNDING, LUNDTOFTE – KARAKTERISEREDE MILJØPOTENTIALER**

Modul navn: EASEWASTE	Drivhuseffekt, kg CO <sub>2</sub> -ækv.	Nærings salt-belastning, kg NO <sub>3</sub> -ækv.	Forsuring, kg SO <sub>2</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon lav, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Fotokemisk ozon høj, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	Stratosfærisk ozonnedbrydning, kg CFC11-ækv.
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	18655	187	109	23	24	0
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Landfill Mineral Waste ]	3694	37	22	5	5	0
Slamafvanding (forbrænding)	10248	26	20	0	0	0
Slamforbrænding, lundtofte (copy Incineration, grate furnace, Aarhus, DK, 2003 (wet & semidry) [Sub-module]	600179	1352	1513	74	75	0
Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic [3rd Step]	1060	7	4	1	1	0
<b>I alt</b>	<b>633836</b>	<b>1609</b>	<b>1669</b>	<b>103</b>	<b>104</b>	<b>0</b>

Modul navn: EASEWASTE	Human tox, luft, m <sup>3</sup> luft	Human tox, jord, m <sup>3</sup> jord	Human tox, vand, m <sup>3</sup> vand	Økotox jord, m <sup>3</sup> vand	Økotox vand, m <sup>3</sup> vand	Deponeret økotox jord, m <sup>3</sup> jord	Deponeret økotox vand, m <sup>3</sup> vand	Ødelagt grundvand, m <sup>3</sup> vand
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	1.0E+11	9.7E+03	9.0E+03	3.4E+05	5.9E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Landfill Mineral Waste ]	2.1E+10	1.9E+03	1.8E+03	6.7E+04	1.2E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slamafvanding (forbrænding)	2.0E+08	3.3E+00	1.8E+03	8.9E+01	1.5E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slamforbrænding, lundtofte (copy Incineration, grate furnace, Aarhus, DK, 2003 (wet & semidry) [Sub-module]	-5.5E+09	-1.3E+03	3.8E+05	-4.9E+04	2.1E+07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic [3rd Step]	2.4E+09	2.6E+02	1.5E+04	7.8E+03	3.5E+06	0.0E+00	0.0E+00	2.3E+03
<b>I alt</b>	<b>1.2E+11</b>	<b>1.1E+04</b>	<b>4.1E+05</b>	<b>3.7E+05</b>	<b>3.1E+07</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>2.3E+03</b>

**FORBRÆNDING, KRÜGER – KARAKTERISEREDE MILJØPOTENTIALER**

<b>Modul navn: EASEWASTE</b>	<b>Drivhuseffekt, kg CO<sub>2</sub>-ækv.</b>	<b>Nærings salt-belastning, kg NO<sub>3</sub>-ækv.</b>	<b>Forsuring, kg SO<sub>2</sub>-ækv.</b>	<b>Fotokemisk ozon lav, kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-ækv.</b>	<b>Fotokemisk ozon høj, kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-ækv.</b>	<b>Stratosfærisk ozonnedbrydning, kg CFC11-ækv.</b>
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	18655	187	109	23	24	0
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Landfill Mineral Waste ]	3694	37	22	5	5	0
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Material Recycling ]	294	3	2	0	0	0
Slamafvanding (forbrænding Kruger eks.)	10248	26	20	0	0	0
Slamforbrænding, Kruger eks (copy Incineration, grate furnace, Aarhus, DK, 2003 (wet & semidry) [Sub-module]	104712	402	768	-4	-4	0
Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic [3rd Step]	1060	7	4	1	1	0
Fosforudvinding af slammaske (LCA spildevandsslam 2008) [3rd Step]	-32917	-73	-547	-3	-3	0
<b>I alt</b>	<b>105,746</b>	<b>589</b>	<b>378</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>0</b>

**FORBRÆNDING, KRÜGER – KARAKTERISEREDE MILJØPOTENTIALER (fortsat)**

<b>Modul navn: EASEWASTE</b>	<b>Human tox, luft, m<sup>3</sup> luft</b>	<b>Human tox, jord, m<sup>3</sup> jord</b>	<b>Human tox, vand, m<sup>3</sup> vand</b>	<b>Økotox jord, m<sup>3</sup> vand</b>	<b>Økotox vand, m<sup>3</sup> vand</b>	<b>Deponeret økotox jord, m<sup>3</sup> jord</b>	<b>Deponeret økotox vand, m<sup>3</sup> vand</b>	<b>Ødelagt grundvand, m<sup>3</sup> vand</b>
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Biotechnology [Bio-gas & Composting] ]	1.0E+11	9.7E+03	9.0E+03	3.4E+05	5.9E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Landfill Mineral Waste ]	2.1E+10	1.9E+03	1.8E+03	6.7E+04	1.2E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Road, Long haul truck, 25t, Generic, 2006 [ Material Recycling ]	1.6E+09	1.5E+02	1.4E+02	5.4E+03	9.2E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slamafvanding (forbrænding Kruger eks.)	2.0E+08	3.3E+00	1.8E+03	8.9E+01	1.5E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Slamforbrænding, Kruger eks (copy Incineration, grate furnace, Aarhus, DK, 2003 (wet & semidry) [Sub-module]	-2.8E+10	-3.0E+03	2.3E+05	-1.0E+05	1.9E+05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic [3rd Step]	2.4E+09	2.6E+02	1.5E+04	7.8E+03	3.5E+06	0.0E+00	0.0E+00	2.3E+03
Fosforudvinding af slamaske (LCA spildevandsslam 2008) [3rd Step]	-5.8E+09	-1.8E+00	1.8E+02	-7.5E+04	-2.5E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
<b>I alt</b>	<b>9.5E+10</b>	<b>9.1E+03</b>	<b>2.6E+05</b>	<b>2.4E+05</b>	<b>1.1E+07</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>2.3E+03</b>

**Livscyklusopgørelse for Fosforkunstgødning (EASEWASTE):**

Substance Name	Category	Emission	Unit	Total Amount
Brown Coal (Lignite)	Resource	Raw Material	kg	0.4183
Crude Oil	Resource	Raw Material	kg	0.0696
Gas Oil, Fuel	Resource	Raw Material	kg	0.0344
Hard Coal	Resource	Raw Material	kg	0.1158
Natural Gas, Fuel	Resource	Raw Material	kg	0.1940
Phosphorus (P)	Resource	Raw Material	kg	4.8414
Uranium (U238)	Resource	Raw Material	kg	0.0000
Water (Hydro Power)	Resource	Raw Material	kg	55.3346
Ammonia (NH3)	Emission	Air	kg	0.0000
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil)	Emission	Air	kg	1.5831
Carbon Monoxide (CO)	Emission	Air	kg	0.0010
Formaldehyde (Methanal)	Emission	Air	kg	0.0000
Hydrogen Chloride (HCl)	Emission	Air	kg	0.0001
Methane (CH4)	Emission	Air	kg	0.0007
Nitrogen Oxides (NOx)	Emission	Air	kg	0.0026
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O)	Emission	Air	kg	0.0001
NMVOC (Unspecified)	Emission	Air	kg	0.0002
PAH (Benzo{a}pyrene TEQ)	Emission	Air	kg	0.0000
Sulphur Dioxide (SO2)	Emission	Air	kg	0.0242
Unspecified Particles	Emission	Air	kg	0.0001
Cadmium (Cd)	Emission	Soil	kg	0.0001
Chromium (Cr)	Emission	Soil	kg	0.0010
Copper (Cu)	Emission	Soil	kg	0.0002
Lead (Pb)	Emission	Soil	kg	0.0000
Mercury (Hg)	Emission	Soil	kg	0.0000
Nickel (Ni)	Emission	Soil	kg	0.0001
Zinc (Zn)	Emission	Soil	kg	0.0009
Unspecified Nuclear Waste	Emission	Solid Waste	kg	0.0000
Arsenic (As)	Emission	Water	kg	0.0000
Cadmium (Cd)	Emission	Water	kg	0.0000
Calcium (Ca)	Emission	Water	kg	3.0000
Carbonate (CO3(2-))	Emission	Water	kg	4.5000
Chromium (Cr)	Emission	Water	kg	0.0001
Copper (Cu)	Emission	Water	kg	0.0001
Fluoride (F-)	Emission	Water	kg	0.1670
Lead (Pb)	Emission	Water	kg	0.0000
Mercury (Hg)	Emission	Water	kg	0.0000
Lead (Pb)	Emission	Water	kg	0.0000
Carbonate (CO3(2-))	Emission	Water	kg	4.5000
Calcium (Ca)	Emission	Water	kg	3.0000